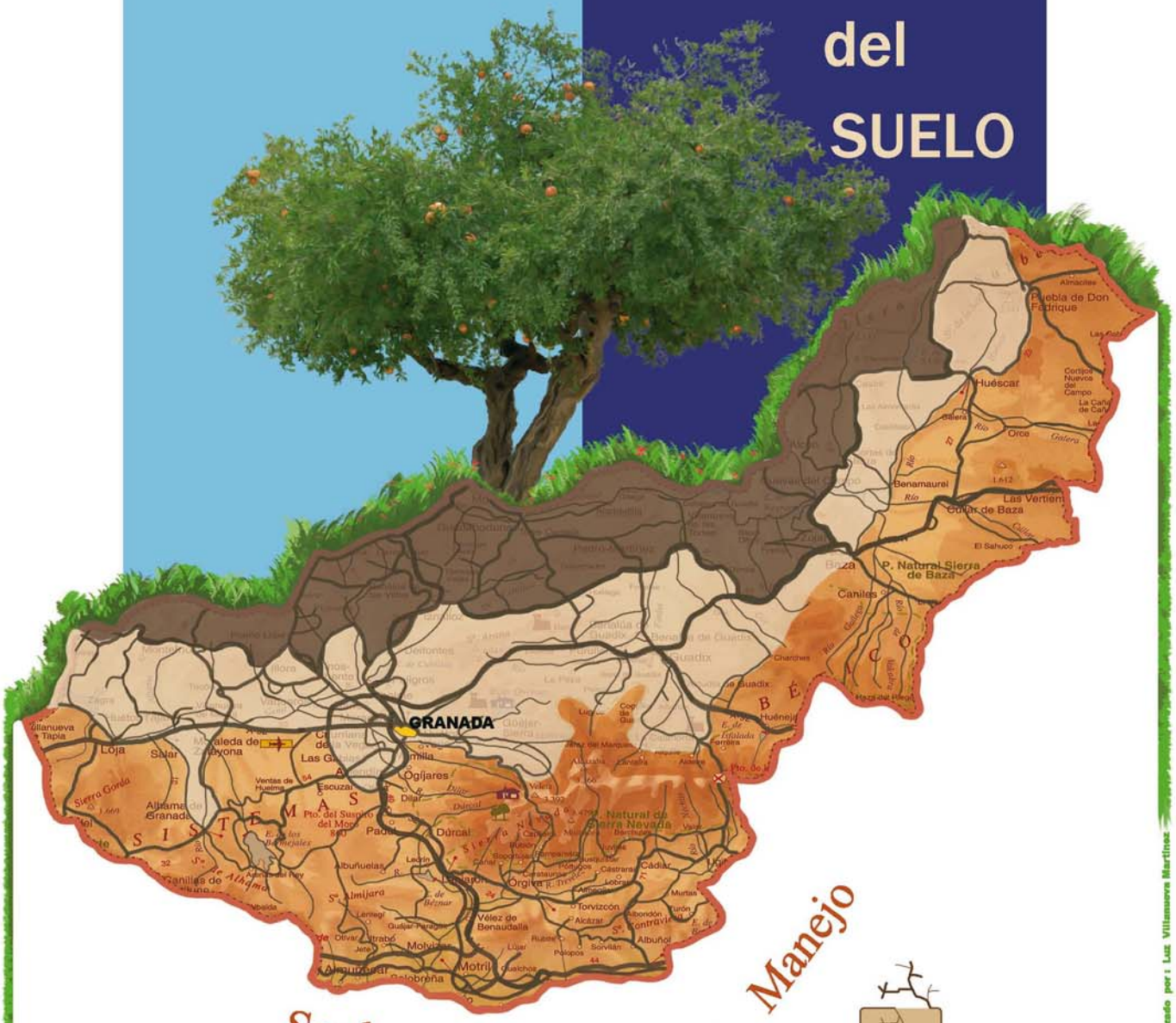
IV CONGRESO IBÉRICO de la CIENCIA del SUELO



Suelo: Funciones y Manejo



Nº Depósito Legal: GR 3675-2009

Granada del 21 al 24 de septiembre de 2010

LIBRO DE ACTAS

ORGANIZAN:

PATROCINAN:

COLABORAN:



IV CONGRESO IBÉRICO
DE LA CIENCIA DEL
SUELO

IV CONGRESO IBÉRICO DE LA CIENCIA DEL SUELO

El suelo: funciones y manejo

Editores: Copicentro Granada
Granada 21 a 24 de septiembre de 2010
ISBN: 978 84-15026-39-6
Depósito Legal: Gr-3675-2010
© Sociedad española de la ciencia del suelo

INDICE

CONFERENCIAS INVITADAS	**7**
CALIDAD DEL SUELO	**77**
CONTAMINACIÓN DE SUELOS	**231**
DEGRADACIÓN Y RECUPERACIÓN DE SUELOS	**461**
FERTILIDAD DEL SUELO Y NUTRICIÓN DE LAS PLANTAS	**649**
NANOPARTÍCULAS	**757**
OTROS TEMAS DE INTERÉS EDÁFICO	**771**
RELACIONES SUELO-PLANTA	**857**
RETOS EN LA DOCENCIA	**927**
SUELOS Y CAMBIO CLIMÁTICO	**939**
SUELOS Y DIVERSIDAD BIOLÓGICA	**1003**
SUELOS Y GESTIÓN AMBIENTAL	**1073**
TECNOLOGÍA DE SUELOS	**1223**
INDICE DE AUTORES	**1253**

CONFERENCIAS INVITADAS

GESTIÓN Y MANEJO DE LOS SUELOS DE ANDALUCÍA

J. AGUILAR.

Dpto. de Edafología. Universidad de Granada. España

El objetivo de la gestión de suelos es "determinar los procedimientos más adecuados para un correcto manejo de los suelos, con el fin de conservar su rendimiento en el futuro". Trata pues de obtener los máximos beneficios con el mínimo deterioro podemos pues definirla como la diferencia entre producción, que depende de la capacidad del suelo para realizar sus funciones y degradación, que da lugar a la pérdida de funciones.

En la gestión de suelos hay que tener en cuenta pues, por un lado la producción y por otro la degradación de los suelos. La distribución de la ocupación de los distintos tipos de cultivos en Andalucía correspondiente al año agrícola 2003 se reproduce en la Tabla 1.

TABLA 1. DISTRIBUCIÓN DE LA OCUPACIÓN DE DISTINTOS TIPOS DE CULTIVOS EN LOS SUELOS ANDALUCES EN EL AÑO 2003

Provincia	Cereales	Leguminosas	Tubérculos	C. Industriales	C. Forrageros	Flores	Hortalizas	Olivar
Almería	19.820	539	540	0	210	128	46.013	17.941
Cádiz	117.422	7.451	4.036	78.889	21334	570	14.149	20.165
Córdoba	187.104	13.686	3.627	68.951	12357	59	10.821	347.755
Granada	110.705	11.713	1.766	8.567	7962	100	19.375	177.947
Huelva	32.920	1.431	1.056	20.702	5655	13	9.555	30.861
Jaén	32.740	3.358	771	11.181	1414	15	4.085	572.674
Málaga	51.600	12.649	4.863	12.038	17002	141	11.092	126.222
Sevilla	282.866	15.658	5.688	234.948	30097	274	9.597	200.483
Andalucía	835.177	66.485	22.347	435.276	96031	1.300	124.687	1.494.048

Fuente: Consejería de Agricultura y Pesca

En ella se observa la importancia del cultivo del olivar en Andalucía, tanta que se ha llegado a decir que el olivo constituye prácticamente un monocultivo en Andalucía sobre todo en las provincias de Jaén y Córdoba, de ahí que sea el cultivo elegido para estudiar en él la dualidad producción-degradación.

El cultivo del olivo se centra fundamentalmente, en los países mediterráneos. No obstante, los principales países productores son España, Italia y Grecia, quedando en un segundo plano Túnez, Marruecos, Turquía, etc….

La producción mundial de aceituna es del orden de 8 millones de Tm, de los que más del 60% corresponde a los tres países citados en primer lugar. En España la superficie total del olivar es del orden de 2.400.000 ha, que en su mayor parte carecen de regadío, aunque cada día más, el agricultor opta por esta segunda opción.

Dentro de nuestro país la distribución de este cultivo ocupa toda la zona meridional de la península y el valle del Ebro aunque la mayor densidad la podemos

encontrar en las provincias de Jaén, Córdoba y Sevilla que en conjunto reúnen el 55% de la superficie nacional.

La producción media nacional se mueve en torno a los 2.000 Kg/ha, siendo lógicamente el agua el principal factor limitante de la producción, seguido del nivel de fertilidad del suelo, ya que en muchos casos, el olivar ocupa tierras marginales de baja calidad y capacidad productiva.

Las zonas más productivas se encuentran también en la zona de Jaén y Córdoba, en las que unas 500.000 ha obtienen más de 4.500 Kg/ha. El resto de Andalucía tiene producciones medias y las demás zonas de medias a bajas, algunas con menos de 500 Kg/ha.

El olivo es una planta leñosa de la especie *Olea Europa*, bien adaptada al clima mediterráneo que soporta, con el consiguiente efecto en los rendimientos, las consecuencias de los climas semiáridos en los que se cultiva. Las variedades más importantes entre las cultivadas en Andalucía son:

- Picual. No vecera, tolerante a las heladas, poco resistente a la sequía. Es un monocultivo en la provincia de Jaén.

- Hojiblanca. Vecera. Tolera la caliza. Se presenta en Córdoba, Málaga y Sevilla y algo menos en Granada.

- Manzanilla. Sensible a las bajas temperaturas. Se usa como aceituna de mesa. Se produce en Sevilla.

- Verdial Real. Buena resistencia al frío y la a sequía. De maduración tardía.

- Arbequina. Cada día más extendida. Procede de Lérida.

- Gordal. Gran grosor pero pulpa de mediocre calidad. Muy exigente en suelo.

El árbol del olivo es de porte mediano o pequeño, aunque en condiciones favorables de desarrollo puede alcanzar hasta 20 metros de altura. No obstante, lo normal es una altura correspondiente entre los 3 y 6 metros. En general está formado por una sola copa, aunque puede disponer de uno o varios troncos. Este se compone de piscina, pie, cuello o cepa y el tronco propiamente dicho de sección más o menos cilíndrica, generalmente muy irregular.

Las hojas son persistentes o perennes con una vida media de dos a tres años. Están formadas por un peciolo corto y un limbo de forma lanceolada con un nervio central muy marcado y nervios laterales, generalmente poco señalados. El haz es de color verde oscuro, liso y sin pelos, siendo el envés de un color verde grisáceo.

El fruto o aceituna es una drupa análoga a la de los frutales de hueso con una parte carnosa o pulpa y un hueso leñoso muy duro.

El sistema radical del olivo es originalmente de raíz principal con pocas raíces secundarias, sin embargo, en los olivos en estado adulto, estas raíces secundarias se desarrollan preferentemente en sentido horizontal y más o menos superficialmente.

La zona explorada por las raíces está principalmente comprendida entre los 20 y los 80 cm. del suelo, extendiéndose alrededor del tronco en un radio que puede ser de dos o tres veces superior a la proyección de la copa.

El desarrollo vegetativo anual es bastante uniforme y está limitado por un periodo de reposo invernal, cuyos límites dependen de la temperatura debiendo cumplirse en este periodo unas determinadas exigencias de frío, al igual que en los frutales de hueso.

Los principales periodos vegetativos en el olivo son los siguientes:

I) Diferenciación de yemas de flor y brotación vegetativa (febrero-marzo)
II) Floración (abril-mayo)
III) Fecundación y cuajado de frutos (mayo-junio), produciéndose una notable caída de fruto, que supone un aclarado de la cosecha.
IV) Crecimiento del fruto pasando por el endurecimiento del hueso (junio-septiembre)
V) Maduración del fruto (octubre-diciembre)
VI) Reposo vegetativo (noviembre-febrero)

EVALUACIÓN DEL OLIVAR:

FACTORES QUE AFECTAN LA PRODUCTIVIDAD

- Exigencias climatológicas
- Exigencias del suelo
- Marco de plantación
- Labores agrícolas
- Poda
- Abonado
- Enfermedades
- Riego

FACTORES QUE AFECTAN LA DEGRADACIÓN

- Erosión
- Contaminación
- Exigencias climatológicas

Como se ha dicho anteriormente, el olivo necesita una cantidad mínima de frío durante el invierno para que llegue a fructificar, lo que depende de las variedades. En los inviernos cálidos se reduce notablemente la floración y fructificación, llegando incluso a no producirse; generalmente precisa de una temperatura media en enero

inferior a 10ºC. No son muy frecuentes los daños de las heladas en la floración, salvo que sean muy tardías.

El cuajado de frutos es un periodo muy crítico en relación con la temperatura, el agua y los elementos nutritivos. Las altas temperaturas perjudican ese proceso al agudizar la escasez de agua.

Las necesidades de agua para su desarrollo óptimo son superiores a los 1.000 mm, lo que de una idea de las condiciones en las que vegetan los olivos en zonas con 300 a 500 mm, de lluvia anual y la limitación de producción que este factor impone.

- Exigencias del suelo

Dentro de la limitación que impone el agua las condiciones de suelo quedan en un segundo término. En condiciones óptimas los suelos adecuados son los franco arcillosos, con buena estructura y buen drenaje, ya que el olivo como el resto de los frutales es muy sensible al encharcamiento por asfixia de las raíces.

El olivo es muy adaptable al pH en un límite amplio y es bastante tolerante a la salinidad por lo tanto estos dos factores no serán limitantes si no se dan en unas cantidades amplias.

- Marcos de plantación

Tradicionalmente se han venido utilizando marcos de plantación muy amplios del orden de 80 árboles por hectárea e incluso mayores (72 árboles por ha). Posteriormente y gracias al empleo de fincas concertadas se ha visto que el marco de plantación óptimo depende de una serie de factores como son: la pendiente, de la cual depende la posible mecanización, de la propia mecanización, de la cual dependen el riego y la recolección, del volumen del árbol, sobre todo de la copa, de la naturaleza y composición del suelo, principalmente de la profundidad, drenaje, textura, estructura, pH, contenido en materia orgánica, capacidad de cambio de cationes, capacidad de almacenamiento de agua, grado de saturación, etc., de las condiciones climáticas, principalmente temperatura y pluviosidad. Con respecto a este último factor Pastor *et al* (1981) pudieron afirmar que la densidad de plantación idónea está en relación directa y lineal con la pluviosidad, de manera que para pluviosidades inferiores a 400mm, la densidad de plantación tiene que ser baja, siempre inferior a los 80 olivos por ha y tanto más baja cuanto menor sea la precipitación. En el momento que se superan los 500mm la densidad ya puede ser superior a los 100 olivos/ha (marco 10x10 ó 8x8) y por encima de los 650mm se pueden superar (marcos 7x7 ó 8x6).

Actualmente, cuando el suelo y la pluviosidad lo permiten, se están recomendando valores de 312 árboles por hectárea, llegando hasta 400 en régimen de regadío. En secano no deben sobrepasarse los 300 olivos por hectárea con marcos de plantación rectangulares de 7x5 ó 6x4.

El olivar denominado superintensivo o de alta densidad, apareció a finales del siglo XX con lo que se pasa de sistemas intensivos con densidades entre 200 y 300 árboles por hectárea y recogida mediante vibradores de troncos con paraguas cónicos o

planos a sistemas en seto con densidades superiores a los 1.500 árboles por hectárea y donde los cultivos se cosechan en continuo mediante máquinas de tipo cabalgante.

Está pensado como inversión a corto plazo con una mecanización integral del cultivo. Otras características que han impulsado su difusión son la rápida entrada en producción, la cosecha elevada durante los primeros años y la alta eficiencia de las máquinas de recolección en continuo.

El método consiste, básicamente, en crear una estructura de olivo que permita, por una parte, aprovechar mejor el espacio, la luz y el agua disponible, para producir el mayor número de Kg de aceite por hectárea, con la máxima calidad al menor coste posible y por otra recolectar las aceitunas de forma rápida, limpia y económica.

Los olivos se plantan a una distancia de 1.35m, formando hileras a modo de "seto". La distancia entre filas depende del agua disponible, del tipo de terreno y del clima. Los olivos se forman con una estructura piramidal y se podan de forma periódica a partir de la 1ª cosecha, para garantizar su productividad y regeneración.

Como inconvenientes de estas plantaciones destacan los elevados costes de implantación (~ 8.000 euros/ha) en comparación con las plantaciones intensivas (~ 3.000 euros/ha), y la dificultad de controlar el vigor de los árboles para permitir el paso de la cosechadora.

Por otra parte, a partir del sexto-séptimo año empiezan a detectarse descensos de producción, debido a la falta de iluminación y aireación en el interior de las copas de los olivos lo que provoca una mayor incidencia de enfermedades (gliphodes y repilo principalmente).

En cuanto a posibles limitaciones la principal es la pendiente que no debe superar frontalmente el 18% y lateralmente el 15%.

Labores agrícolas

Las labores agrícolas tradicionales son:

Alzado
Binado
Cava de pies
Gradeo

cuyas principales diferencias son la época de aplicación, la profundidad de la labor y el apero utilizado.

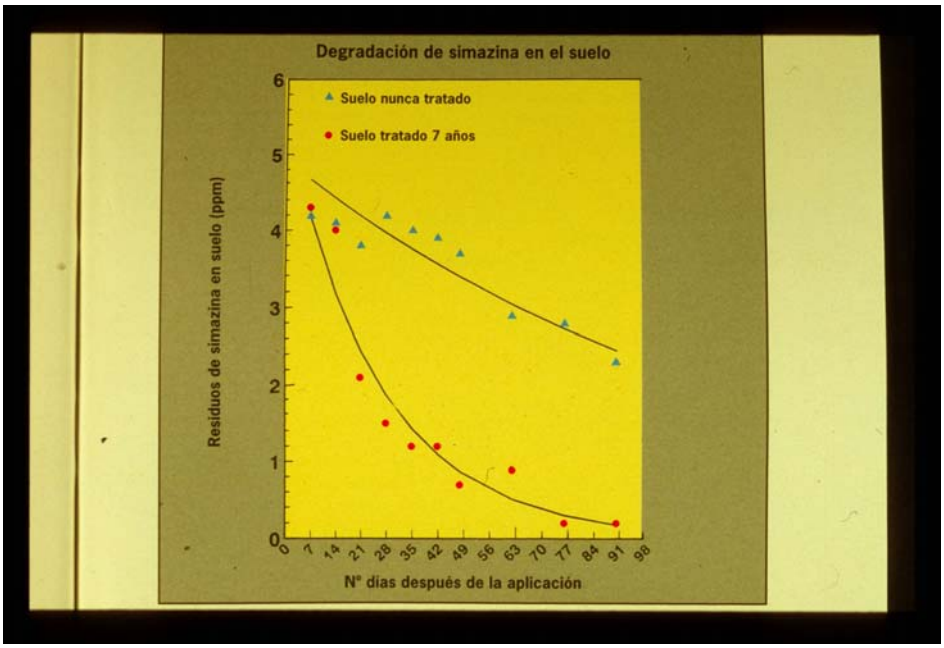
Los objetivos del laboreo son: la eliminación de la vegetación adventicia, el aumento de la permeabilidad del suelo y el aumento de la aireación.

Dentro de las labores agrícolas tenemos también que incluir el No laboreo o laboreo cero en el que la eliminación de la vegetación espontánea se lleva a cabo por medio de herbicidas que deben cumplir una serie de requisitos, como son:

- Control total o casi total de la flora espontánea
- Efecto prolongado en el tiempo
- Degradación del producto después de ejercer su acción
- Utilización de herbicidas no sistémicos
- Toxicidad nula para los árboles a la dosis utilizada

Entre los herbicidas utilizados tenemos de pre emergencia, la simazina que pertenece al grupo de las triazinas y cuya dosis habitual es de 3Kg/ha pero la dosis debe ser fijada en función de la textura del suelo, ya que actúa principalmente por absorción radicular y se necesita tanta menos cantidad cuanto más arenoso sea el suelo. Está actualmente prohibido su uso y a mi juicio erróneamente pues los casos de toxicidad que se han dado se han debido a sobredosis y cuando la dosificación es correcta esto no ocurre.

Por otra parte las experiencias llevadas a cabo para ver el residuo que queda de simazina en suelo es bajo y mucho más después de su aplicación prolongada como podemos observar en la gráfica adjunta.



Como herbicidas de post emergencia tenemos glifosato y sulfonato que presentan alta actividad y amplio campo de acción; son no residuales y no selectivos y presentan capacidad de control de los órganos subterráneos.

Las ventajas del no laboreo son las siguientes:

a) La productividad del olivo se ve incrementada entre un 10 y un 30%, en función de la textura de la capa arable y de otras características tales como el número de años de aplicación del sistema, la penetrabilidad del suelo, etc. (Pastor *et al* 1984; Aguilar *et al* 1994).

b) Hay un descenso significativo de los costes debido a que es muy barato aplicar herbicidas que labrar el suelo (Civantos 1983; Pastor *et al* 1984).

c) Los suelos no se ven afectados por la suela de labor, tan temida y tan costosa de eliminar.

d) No se produce extracción de piedras de los horizontes subsuperficiales y la estructura del suelo no se altera por el paso continuado de los aperos de labranza, por un exceso de laboreo o por un laboreo inadecuado.

También existen inconvenientes como: disminuir la aireación del suelo, asimismo, la formación de una costra superficial que dificulta la absorción de agua y entonces la escorrentía sería incluso mayor pero esto, en los estudios llevados a cabo, solo se ha observado en olivares desarrollados sobre materiales del Keuper.

- Poda

Se entiende por poda la serie de operaciones aplicadas a los árboles por las que se modifica la formación natural de su vegetación con el fin de conseguir la máxima productividad, incluso restaurar parte o la totalidad del árbol.

La poda es necesaria si se quiere mantener el equilibrio entre las funciones vegetativas y reproductivas, haciendo compatible la máxima producción, la plena vitalidad, acotando en las plantaciones nuevas el periodo improductivo, alargando el periodo productivo y retardando la decadencia, vejez y muerte del árbol.

El árbol reacciona a la poda con una sensibilidad extrema y parece ser que todo está previsto para asegurar, en primer lugar, la conservación del individuo y, en segundo lugar, la de la especie. Ir en contra de estas dos tendencias, que se complementan, es ir contra el interés del olivarero mismo.

Bases agronómicas de la poda

La poda, al suprimir parte o partes del árbol, altera cualquier equilibrio establecido y esto debe hacerse cumpliendo las condiciones agronómicas siguientes:

- Equilibrar el crecimiento y la fructificación
- Acortar el periodo improductivo
- Alargar el periodo productivo
- No desvitalizar, o envejecer prematuramente, el árbol.
- Ser de coste económico
- Tener en cuenta el principal "factor limitante" del cultivo en nuestros secanos, que es el agua, y la poda debe ser compatible con el marco de plantación elegido.

Época de la poda

En España la poda del olivar comienza tradicionalmente una vez finalizada la recolección de la aceituna, con lo cual son normales en la zona del "verdeo" sevillano, con clima suave y con poco riesgo de heladas, podas en noviembre-diciembre. Las restantes zonas olivareras, con unas recogidas de frutos para aceituna de almazara

mucho más tardías y clima más frío, realizan sus podas durante los meses de febrero, marzo y abril.

En lugares en donde son de temer heladas fuertes debe evitarse la realización de la poda durante los meses de invierno, pues una mayor masa vegetal en el árbol no podado protege de la irradiación del suelo inmediatamente por debajo de la copa, con lo que las temperaturas nocturnas descienden en menor cuantía.

Es preferible evitar la poda cuando ya está la savia en movimiento y las cortezas se separan de la madera, por lo que las heridas no cicatrizan hasta el borde de las mismas. Sin embargo, en años de grandes cosechas, con recogidas excesivamente tardía, es normal tener que podar cuando el árbol está brotado; en este caso los cortes en ningún modo deben hacerse con tijeras, hachas y demás instrumentos de corte, debiéndose recurrir a sierras, tanto, mecánicas como manuales, que tienen las virtud de no separar la corteza de la madera, con lo que la cicatrización de las heridas es mucho mejor. En podas de renovación realizadas en pleno verano y en las que ha sido preciso efectuar gruesos cortes de renovación con la motosierra para eliminar maderas gruesas y agotadas, las respuestas vegetativas a dichos cortes han sido tan buenas como en los cortes realizados durante el invierno.

Turno de poda

Respecto al turno de poda, la poda bianual es la más común entre nuestros olivareros. Sin embargo, ensayos recientes han demostrado que en terrenos muy fértiles y con alta pluviometría, y en los regadíos con árboles jóvenes y bien formados, e incluso con olivar adulto-viejo bien renovado y sin ramas viejas y agotadas, puede ser conveniente ir a ciclos superiores a dos años entre podas consecutivas, estimando que, en los casos citados, una poda en olivar de almazara cada tres años podría ser interesante, con lo que se rompería el ciclo bianual de la vecería, en muchos casos acrecentada por la poda.

La poda debe aliviar al olivo durante los años de producción excesiva, suprimiendo excedente de frutos, y es en el invierno que precede al año que se espera fuerte producción cuando debe practicarse una poda severa de producción acompañada de unos óptimos cuidados culturales.

Tipos de poda

I. Poda de formación

La poda de formación del olivo, al igual que la de todas las especies arbóreas frutales, tiene por objeto construir el armazón o esqueleto que ha de servir de soporte a los órganos vegetativos, así como de las cosechas durante la vida productiva del olivar. De la constitución de armazones robustos y de amplitud compatible con el marco de plantación elegido dependerá, en un futuro, la facilidad y economía de los cuidados culturales, así como la cantidad y calidad de los frutos producidos.

La correcta elección del sistema de formación, así como la adecuada realización del mismo, no sólo acortará el periodo improductivo del olivo, sino que evitará tener que efectuar, más tarde, amputaciones relativamente grandes, que producirían un desequilibrio precoz en el árbol y que darían lugar a "secos y caries" en el tronco y ramas principales, siendo deseable contar con un esqueleto lo más sano posible.

II. Poda de mantenimiento

Una vez concluida la fase de formación de los olivos, si ésta ha sido correcta es aconsejable intervenir lo menos posible con la poda.

Durante este periodo adulto-joven, en que los olivos mantienen una relación hoja/madera alta, las intervenciones de poda tratarán de mejorar la calidad de los frutos y facilitar las operaciones de recogida.

Las podas realizadas en esta fase de la vida del árbol deberán alargar al máximo el periodo productivo, al término del cual el olivo demandará la renovación.

La intensidad de la poda de mantenimiento dependerá del volumen que se pretenda que tengan los árboles que estará en función del marco de plantación, clima y contenido en nutrientes así como profundidad del suelo e incidencia a ciertas enfermedades.

Antes de realizar esta poda, Pansiot y Rebour recomiendan tener en cuenta los siguientes aspectos:

- Cosecha precedente. Atenuar tanto más la poda cuanto más importante haya sido ésta.
- Pluviometría invernal. Podar más severamente cuanto mayor sea el déficit hídrico.
- Contenido en nutrientes. Cuanto más fuerte se abona más ligera debe de ser la poda.
- Modo de cultivo. En secano podas más severas que en regadío.
- Salud del árbol.

En todo caso se ha de perseguir una armonía en el árbol, ya que investigaciones recientes muestran que la cima del olivo produce frutos más gruesos y de mejores rendimientos, la parte media y exterior tiene una riqueza media y peso intermedio, mientras que los frutos de la parte interior son más pequeños y tienen menos rendimiento industrial.

III. Poda de renovación o rejuvenecimiento

Con la edad, los olivos van acumulando poco a poco madera, por lo que se observa un descenso paulatino en relación hoja/madera, que trae consigo el descenso de las producciones medias de fruto, así como una mayor alternancia de producción y empeoramiento de la calidad de los frutos. Este efecto es similar al producido por el exceso de volumen de copa, con respecto al óptimo que puede soportar el medio.

Como es natural, el envejecimiento es inevitable no debe esperarse a comenzar las renovaciones hasta el momento en que todo árbol haya envejecido, sino que se empezará gradualmente a partir de ramas que muestren los primeros síntomas de decadencia, aprovechando las brotaciones adventicias que se producen espontáneamente y que tienden a autorrenovar el árbol de forma natural.

Finalmente tenemos que considerar la poda mecánica empleando una máquina de discos rotativos que realizan un rebaje de la altura de la copa lo que mejora la iluminación dentro de la plantación.

Los ensayos realizados han demostrado que esta metodología no ocasiona mermas en la producción con respecto a la poda manual convencional sino que la aumenta algo.

FERTILIZACIÓN

A.- Objetivos de la fertilización

El objeto de la fertilización es restituir los elementos esenciales que la planta extrae del suelo para la formación de tallos, hojas, raíces y frutos, así como incrementar los niveles de ciertos elementos en el suelo, cuando estos son insuficientes. Existen 16 elementos que son considerados como esenciales en el crecimiento de la planta: carbono, oxígeno, nitrógeno, fósforo, potasio, magnesio, calcio, azufre, hierro, manganeso, cinc, cobre, molibdeno, boro y cloro. Los tres primeros son fijados por la planta a partir del agua absorbida por las raíces y del CO_2 atmosférico que entra en el interior del vegetal a través de los estomas, combinándose en el proceso de la fotosíntesis. Los restantes elementos son los que tienen importancia en la fertilización, estos pueden ser absorbidos por las raíces (en la solución del suelo) o por las hojas (mediante pulverizaciones).

Deben aportarse a la planta todos aquellos elementos que no pueden ser absorbidos del suelo. La disponibilidad de nutrientes depende fundamentalmente del tipo de suelo, y factores como la cantidad de agua disponible y la fertilización realizada en años anteriores; la edad de los árboles y la productividad de la plantación, pueden afectar al futuro plan de fertilización que, como es natural, puede y debe ser viable en el transcurso de los años.

B.- Criterios para la programación de la fertilización en olivar

No es frecuente que en la fertilización del olivar los olivareros utilicen técnicas para determinar las necesidades, sino que de forma rutinaria suelen emplearse fórmulas preestablecidas, sin tener en cuenta el estado nutritivo de los árboles, ni los análisis de suelo. En una situación de buena rentabilidad del cultivo es normal que los olivareros abonen en exceso sus plantaciones, tratando de aumentar al máximo las producciones, sin embargo este aumento de la dosis puede no proporcionar las máximas cosechas, lo que se pone especialmente de manifiesto en años de sequía.

Un buen programa de fertilización debe minimizar la aportación de fertilizantes al olivar y corregir las deficiencias y excesos de elementos minerales, consiguiéndose

así una máxima rentabilidad del gasto realizado. Por ello, la fertilización debe ser una práctica condicionada fundamentalmente a:

- las disponibilidades del suelo
- al estado de la plantación

El diseño del plan de abonado de una plantación de olivar debe hacerse siempre por un técnico instruido y competente, en base al estado nutritivo de los árboles, determinado mediante el análisis foliar, aplicando la técnica adecuada.

C.- Métodos de diagnóstico y programación de la fertilización

I. Método de diagnóstico

Para realizar el programa de abonado para un olivar determinado debería determinarse, en primer lugar, su estado nutritivo, realizando un análisis foliar, utilizando para el diagnóstico hojas adultas jóvenes, ya que este órgano es el principal lugar de metabolismo de la planta. Como norma general solamente se deberían aportar aquellos nutrientes cuya concentración en hoja esté por debajo de los niveles considerados como adecuados, según la información proporcionada por el análisis de hojas.

II. Análisis de suelos

Los simples resultados de los análisis de suelos suelen ser normalmente informativos y no determinantes exclusivamente a la hora de programar la fertilización, ya que en muchas ocasiones la existencia de una elevada concentración de un determinado nutriente en el suelo no significa que esté disponible para las plantas; y en otras, porque su concentración en suelo puede ser muy variable a lo largo del año. Tal es el caso por ejemplo del nitrógeno cuya concentración varía debido a su gran movilidad disuelto en las aguas de lluvia o de riego, por lo que un análisis normalmente no permite conocer las disponibilidades reales de este nutriente en los momentos en que debe ser absorbido y utilizado por la planta.

Sin embargo, debe realizarse un análisis del suelo para conocer sus propiedades físicas y químicas, análisis que para las propiedades químicas se repetirá cada cierto número de años (5 ó 6 años), lo que permitirá realizar un seguimiento de la evolución del contenido en los nutrientes que puedan afectar directamente a la fertilización futura del olivar.

Para que un análisis de suelo sea de utilidad, la muestra de tierra debe ser representativa. La plantación cuyos suelos se quieren analizar debe ser dividida con diferentes criterios en parcelas homogéneas (color del suelo, textura, pendiente del terreno, etc.). Cada parcela debe ser muestreada por separado, siendo recorrida para tomar la muestra en diferentes puntos. En cada punto se tomará una porción de suelo a diferentes profundidades, representativas de capas u horizontes, al menos de los primeros 60cm de profundidad. Al término del recorrido se mezclarán todas las submuestras procedentes de la misma profundidad, y se tomará una porción representativa de la mezcla resultante, muestra compuesta, que es la que se envía a un laboratorio, debidamente identificada. Se enviará una muestra por profundidad y parcela homogénea de la explotación.

Las determinaciones a efectuar son muchas: textura, pH, carbonatos totales, caliza activa, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico y el contenido en los diferentes nutrientes (fósforo, potasio, magnesio y boro asimilables). El conocimiento del tipo de arcillas del suelo es igualmente imprescindible y es muy importante a la hora de tomar decisiones sobre fertilizantes a aplicar y sobre la forma de realizar la aplicación (suelo o foliar).

La interpretación de los análisis de suelo deben ser hechas por un técnico, en base a los criterios mencionados anteriormente.

III. Análisis de hojas

Para una determinación del estado nutritivo de una plantación es fundamental, en primer lugar, tomar muestras de hojas con todo rigor. Para ello lo que se hace es tomar hojas adultas durante la segunda quincena del mes de julio, se escoge esta fecha de muestreo por ser la época del año en que mejor se detectan las anomalías nutricionales para muchos elementos.

El muestreo de hojas se hará de modo representativo de cada una de las parcelas, para ello se seguirá un itinerario al azar. En cada árbol muestreado se cogerán 4 hojas, una en cada orientación. Estas se mandarán al laboratorio y allí se analizarán.

D.- Recomendaciones generales sobre el abonado del olivo

I. Nitrógeno

El nitrógeno es el elemento más esencial en la fertilización del olivar, ya que es el que se requiere en mayores cantidades e interviene en muchos procesos moleculares y celulares. Una buena alimentación con nitrógeno aumenta la longitud y número de flores fértiles por inflorescencia, y finalmente, el número de frutos cuajados por olivo, por lo que afecta de forma directa a la producción del cultivo. La adecuada alimentación en nitrógeno depende en gran medida de las disponibilidades de agua en el suelo.

II. Fósforo

El fósforo es un elemento fundamental para la vida vegetal. Es indispensable para la división celular y el desarrollo de los tejidos meristemáticos, estando íntimamente ligado al transporte de la energía captada para la fotosíntesis, en la que se produce la fijación del carbono. No suele haber muchos casos en que se presenten casos de deficiencia o carencia de fósforo en olivar.

III. Potasio

El potasio se encuentra principalmente en las vacuolas celulares en forma iónica, es muy móvil, y permite la acumulación de la energía asimilada en forma de hidratos de carbono y grasas. Influye además en los procesos de transpiración, movimiento de agua en la planta, y en la regulación de la apertura y cierre de los estomas. Ello hace que los árboles con deficiencia o mal abonados con potasio puedan ser más sensibles al frío, a la sequía y al ataque de hongos. Su mayor demanda se produce a medida que se

desarrollan los frutos, acumulándose en los mismos grandes cantidades de este elemento durante el periodo de maduración.

IV. Otros elementos

A) Boro

Es uno de los nutrientes de más baja movilidad en la planta, ocasionando su deficiencia irregularidades en el crecimiento y floración (polinización y cuajado de frutos).

B) Hierro

La deficiencia de hierro ocasiona en determinados olivares una sintomatología específica muy característica denominada clorosis férrica. La causa principal de esta clorosis es la pequeña disponibilidad de este nutriente en el suelo en forma asimilable, ya que es bloqueado por la caliza del suelo y por exceso del ión bicarbonato en el sistema suelo-planta. Aunque el olivo es una especie bastante tolerante a la clorosis, es relativamente frecuente que en suelos con un alto contenido en caliza activa aparezcan problemas de clorosis, que pueden afectar negativamente a la producción del olivar.

C) Calcio

El olivo posee una buena tolerancia a altos contenidos de calcio en el suelo, siendo también muy sensibles a este elemento. Aunque los suelos de olivar suelen ser bastante ricos en este elemento, son síntomas de deficiencia las hojas muy pequeñas y estrechas, el escaso crecimiento, la necrosis y la caída prematura de hojas.

D) Magnesio

El magnesio es muy poco móvil en las hojas, su mayor consumo se produce durante la brotación. Su deficiencia suele ser muy rara, manifestándose síntomas visuales en hojas, presentando aspecto clorótico, crecimiento deprimido, manifestándose los síntomas a principio del otoño.

- Riego

La sequedad estival, característica de la zona del olivo, hace necesario establecer un sistema de riegos, donde la cantidad de agua y frecuencia de riegos sea variable, dependiendo de la precipitación de la zona, naturaleza del suelo y subsuelo, profundidad del mismo, marco de plantación, labores agrícolas, intensidad de la poda, etc…

El riego produce un mayor desarrollo vegetativo y una mayor floración, así como posibilita un mejor abonado, con lo que se consigue un aumento en el tamaño de los frutos, una mayor producción de aceite y una reducción de la vecería.

Un sistema sencillo para conocer el periodo de riego es mediante el establecimiento del balance hídrico y para la cantidad de agua de riego es necesario conocer el contenido en agua utilizable del suelo definida por la siguiente ecuación:
A.u. (mm)= 100 x p x da x (H_{33} – H_{1500}), donde
A.u.= Agua utilizable

p= espesor en dm de la zona de enraizamiento
da= densidad aparente
H_{33} y H_{1500}= Agua retenida a la presión de 33 y 1500 Kilopascuales respectivamente.

Hay que tener en cuenta que realmente el agua útil se reduce a 2/3 del valor calculado.

En cuanto a los tipos de riego empleados los tres principales son el riego a manta, el riego por aspersión y el riego por goteo.

El riego a manta requiere una nivelación perfecta, la pendiente tiene que ser inferior al 2% y la permeabilidad elevada.

El riego por pozas se utiliza fundamentalmente en olivares jóvenes.

En el riego por fajas la pendiente puede llegar al 4-5% pero la nivelación es más importante aún.

El riego por aspersión, puede utilizarse cuando la pendiente es mayor (hasta el 7%), requiere una cantidad de agua menor y mucha menos mano de obra aunque precisa una tecnología superior e igualmente un mayor coste, pero presenta una serie de ventajas como son:

- No necesita nivelaciones de terreno, con lo que disminuye drásticamente la erosión.
- Evita la escorrentía, lo que también limita la erosión.
- Disminuyen las pérdidas de agua por percolación en suelos de textura gruesa.
- No dificulta el manejo del suelo.
- Aporta un agua muy oxigenada, sin riesgo de provocar fenómenos de hidromorfia.

La técnica más reciente, que después de unos 40 años desde el comienzo de su aplicación está empezando a tener un auténtico resurgir, es el riego por goteo, cuyas principales ventajas son:

- La entrada en producción de los árboles se produce en menor tiempo y con mayor rendimiento.
- Mantiene siempre la humedad adecuada en la rizosfera de los árboles.
- Tiene unos costes inferiores a los del riego por aspersión y su economía de agua es muy superior.
- Se controla mejor la vegetación adventicia.
- No comporta riesgos de hidromorfia.
- Posibilita añadir al agua de riego el fertilizante que consideremos, a la dosis apropiada (fertirrigación).

Sin embargo, el sistema también tiene algunos inconvenientes, entre los que cabe destacar:

- Se necesita un estudio previo al establecimiento del sistema, con objeto de determinar la distancia entre las bocas de riego, así como las pérdidas de carga, para asegurar la homogeneidad de las dosis
- Es necesario disponer de una reserva de agua situada a una altura tal que asegure el funcionamiento a la presión de uso (una atmósfera)
- Los riegos deben comenzar pronto, incluso en el periodo húmedo, ya que la difusión del agua en terreno seco es difícil, y es preferible un poco de gasto superfluo a tener que producir una rehumectación del terreno.
- Siempre tiene que instalarse un sistema de filtrado eficaz.

Bien, una vez vistos los parámetros principales que afectan la producción, vamos a pasar revista ahora a aquellos que intervienen en la degradación, de los cuales los más importantes en Andalucía son erosión y contaminación.

- Erosión

La erosión del suelo por el agua es uno de los problemas más importantes de la olivicultura española. Es el olivar uno de los cultivos en los que las pérdidas de suelo son mayores, según recientes evaluaciones oficiales. Más de 80 toneladas de suelo por hectárea, pérdida que supera con creces la capacidad de regeneración del suelo.

Diversos factores intrínsecos hacen que el problema de la erosión sea consustancial con el olivar:

- cultivo en suelos con pendiente
- climatología de tipo mediterráneo, alternándose periodos de sequía con lluvias de gran intensidad en un corto periodo de tiempo.
- suelos arcillosos con baja velocidad de infiltración, que se encuentra con una marcada hidrofobia en el momento en que se producen las primeras lluvias otoñales.
- Escasa cobertura del suelo por el cultivo.

¿Cómo se produce la erosión?

El agua de escorrentía en su movimiento descendente arrastra las partículas de suelo desagregándolo, por lo que en su recorrido hacia las zonas de desagüe se va cargando de sedimentos, siendo su poder erosivo cada vez mayor.

La longitud de la pendiente del terreno, la propia pendiente y la concentración de partículas del suelo en el agua de escorrentía, son factores que inciden negativamente sobre la intensidad de la erosión del suelo por el agua.

Todas aquellas prácticas de cultivo que eviten la desagregación del suelo, aumenten la infiltración y reduzcan la velocidad del agua en su movimiento sobre el terreno, contribuirán a la conservación del terreno.

El laboreo es el sistema que más pérdidas del suelo genera, la supresión del mismo puede reducir globalmente la erosión, ya que con el tiempo aumenta la estabilidad de los agregados, así serán capaces de tolerar mejor el impacto de las gotas de agua de lluvia sin desagregarse. Sin embargo el empleo de la cubierta vegetal sobre

el suelo es el sistema más eficaz para luchar contra la erosión, como podemos observar en la gráfica siguiente en que podemos ver como el empleo de cubiertas de cereales (CC) disminuyen drásticamente la erosión con respecto al no laboreo (NL) y mucho más con respecto al laboreo (L).

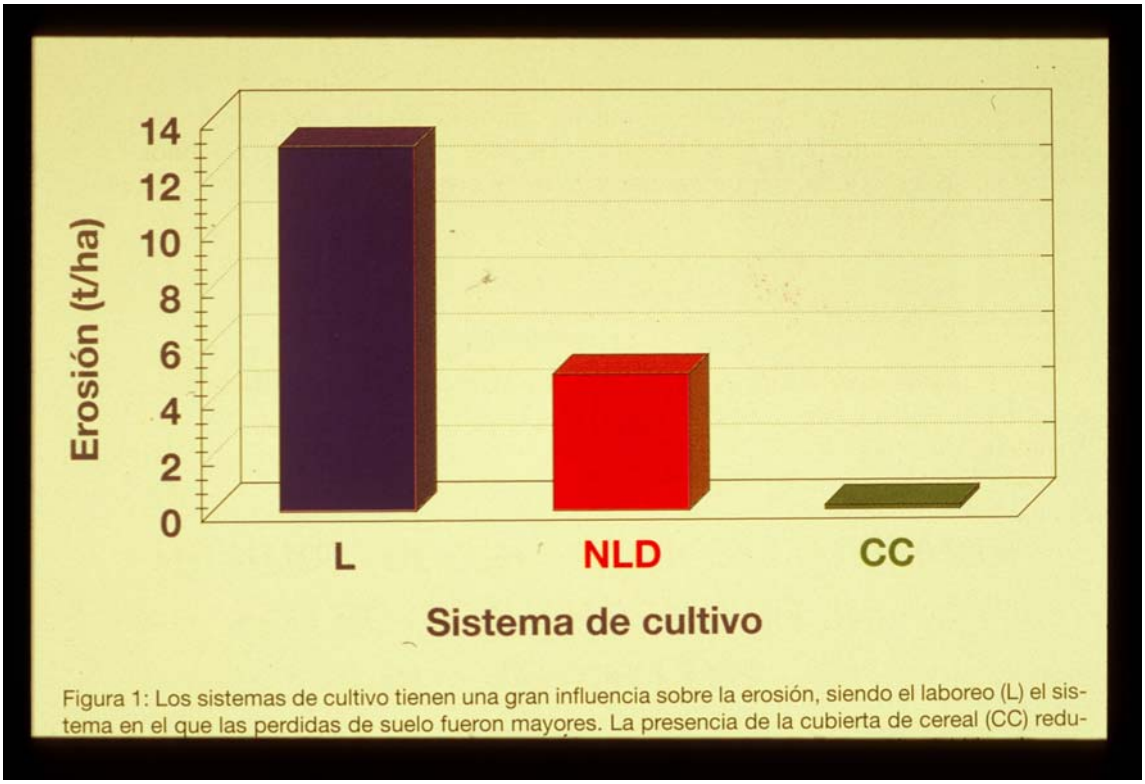


Figura 1: Los sistemas de cultivo tienen una gran influencia sobre la erosión, siendo el laboreo (L) el sistema en el que las perdidas de suelo fueron mayores. La presencia de la cubierta de cereal (CC) redu-

Si bien las malas hierbas resultan complicadas para el olivarero, la siembra de cereales (cebada o avena) o leguminosas (veza). Esta se siembra en los primeros días del otoño, para que generen con las primeras lluvias y así se consigue en poco tiempo una buena cobertura.

La siega de la cobertura, una vez obtenida una buena cobertura (70%), debe realizarse la siega, para evitar que continúe transpirando, eliminándose así la competencia con el olivo.

Los distintos tipos de siega pueden ser: mecánica o químicamente. Los primeros utilizando desbrozadoras y los segundos mediante pulverizaciones de herbicidas, que permiten dejar los restos vegetales unidos al suelo por sus propias raíces.

Otra forma más peculiar sería mediante el pastoreo con ganado ovino siempre que se trate de olivicultura extensiva, que se efectúa en el momento adecuado y con la carga ganadera suficiente. Tiene un problema y es que se produce la compactación del terreno por las pezuñas del ganado.

Por supuesto tenemos que añadir la fertilización de la cobertura a la del olivar que dependerá de la especie que utilicemos y que no es especialmente significativa ni costosa en cuanto a las cantidades que hay que añadir para el consumo de estas.

Un esquema del conjunto de operaciones a realizar en la siembra de la cubierta de cereales así como las fechas de su realización la tenemos en la figura 4.

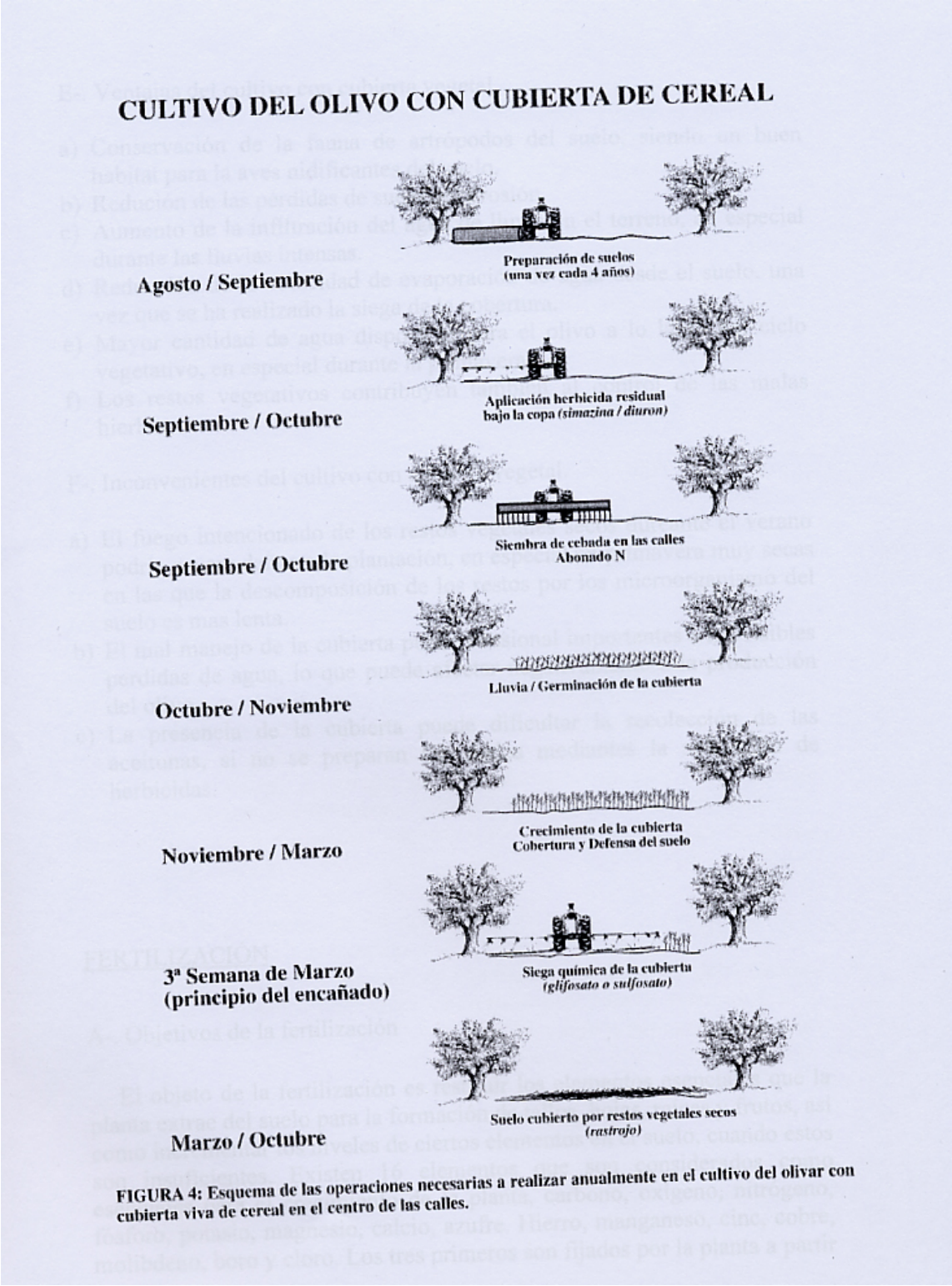


FIGURA 4: Esquema de las operaciones necesarias a realizar anualmente en el cultivo del olivar con cubierta viva de cereal en el centro de las calles.

Obviamente, como hemos señalado el empleo de cubiertas vegetales reduce la erosión pero además presenta otras ventajas como son:

a) Conservación de la fauna de artrópodos del suelo, siendo un buen hábitat para nidificantes del suelo.
b) Reducción de las pérdidas de suelo por erosión.
c) Aumento de la infiltración del agua de lluvia en el terreno, en especial durante las lluvias intensas.
d) Reducción de la velocidad de evaporación de agua desde el suelo, una vez que se ha realizado la siega de la cobertura
e) Mayor cantidad de agua disponible para el olivo a lo largo del ciclo vegetativo, en especial durante la primavera.
f) Los restos vegetativos contribuyen también al control de las malas hierbas

Claro que no todo son ventajas, también presentan algunos inconvenientes, los principales de los cuales son:

a) El fuego intencionado de los restos vegetales secos durante el verano podría causar daños a la plantación, en especial en primaveras muy secas en las que la descomposición de los restos por los microorganismos del suelo es más lenta.
b) El mal manejo de la cubierta puede ocasionar importantes e irreversibles pérdidas de agua, lo que puede afectar negativamente a la producción del olivo.
c) La presencia de la cubierta puede dificultar la recolección de las aceitunas, si no se preparan los suelos mediante la aplicación de herbicidas.

El otro gran parámetro a tener en cuenta, dentro de la degradación de los suelos, en Andalucía es la contaminación de los suelos.

Contaminación

A este respecto tenemos que decir que muy escasos son los estudios llevados a cabo a este respecto en nuestra región y así hasta el año 1998 en que tuvo lugar el vertido de Aznalcóllar sólo existían estudios puntuales y pocos.

A raíz del vertido tóxico de Aznalcóllar, se hizo necesario disponer de "valores guías" de umbrales que determinaran hasta dónde se debía llegar en la labor de limpieza. La elaboración de dichos umbrales fue encargada por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía a los Departamentos de Edafología de la Universidad de Granada, de Mineralogía de la Universidad de Sevilla y de Química Analítica de la Universidad de Huelva y dado que no existían datos sobre el contenido en metales pesados en Andalucía hubo que establecer los valores guías atendiendo a los valores establecidos en otros países, se trata pues de valores basados en la bibliografía, que se pueden observar en la Tabla 2.

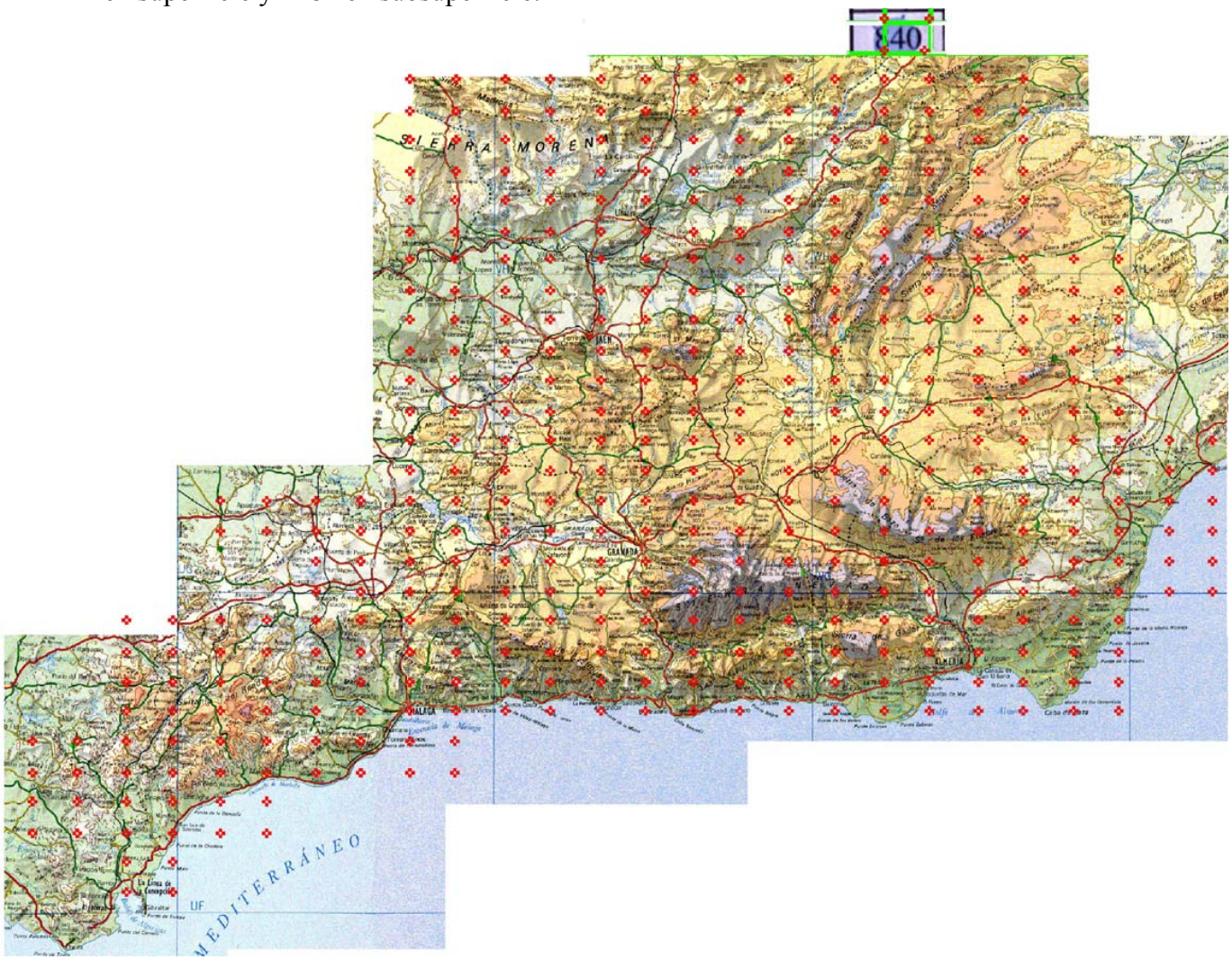
Tabla 2 **Tabla resumen de los umbrales de contaminación propuestos para elementos traza.**
(Los valores representan concentraciones totales y están expresados en mg/Kg)

Elemento	Suelos Agrícolas								PN	AI
	1		2_1		2_2		3			
	<7	>7	<7	>7	<7	>7	<7	>7		
As	<20		20-30		30-50		>50		>100	>300
Cd	<2	<3	2-3	3-5	3-7	5-10	>7	>10	>15	>30
Co	<20	<50	20-50	50-150	50-100	150-300	>100	>300	>300	>400
Cr	<100		100-250		250-450		>450		>500	>1000
Cu	<50	<100	50-150	100-300	150-300	300-500	>300	>500	>500	>1000
Hg	<1		1-2		2-10		>10		>15	>30
Mo	<10		10-40		40-200		>200		>200	>500
Ni	<40	<50	40-80	50-100	80-200	100-300	>200	>300	>500	>750
Pb	<100	<200	100-250	200-400	250-350	400-500	>350	>500	>1000	>2000
Se	<2		2-5		5-10		>10		>20	>30
Sn	<20		20-50		50-150		>150		>300	>500
Tl	<1		1-3		3-5		>5		>10	>30
Zn	<200	<300	200-300	300-500	300-600	500-1000	>600	>1000	>1000	>3000

1.- Valores máximos permitidos
2_1.- Investigación recomendable
2_2.- Investigación obligatoria
3.- Tratamiento necesario (obligatorio)

PN: Valor de intervención para parques naturales y zonas for
AI= Valor de intervención para áreas industriales
<7 = pH 5-7
>7 = pH>7

Gráfica 2. Red diseñada para la toma de muestras, a dos profundidades de suelos de Andalucía. El número de muestras recogidas y posteriormente analizadas fue de 1674 en superficie y 1184 en subsuperficie.



Posteriormente la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía encargó a los Departamentos citados anteriormente el estudio de metales pesados y elementos asociados (As, etc.) en todas las provincias andaluzas, para lo cual se diseñó una red de muestreo como la que se muestra en la gráfica 2. Los resultados obtenidos en los análisis de las muestras estudiadas nos han permitido establecer la Tabla 3 con los valores correspondientes realmente a suelos de Andalucía.

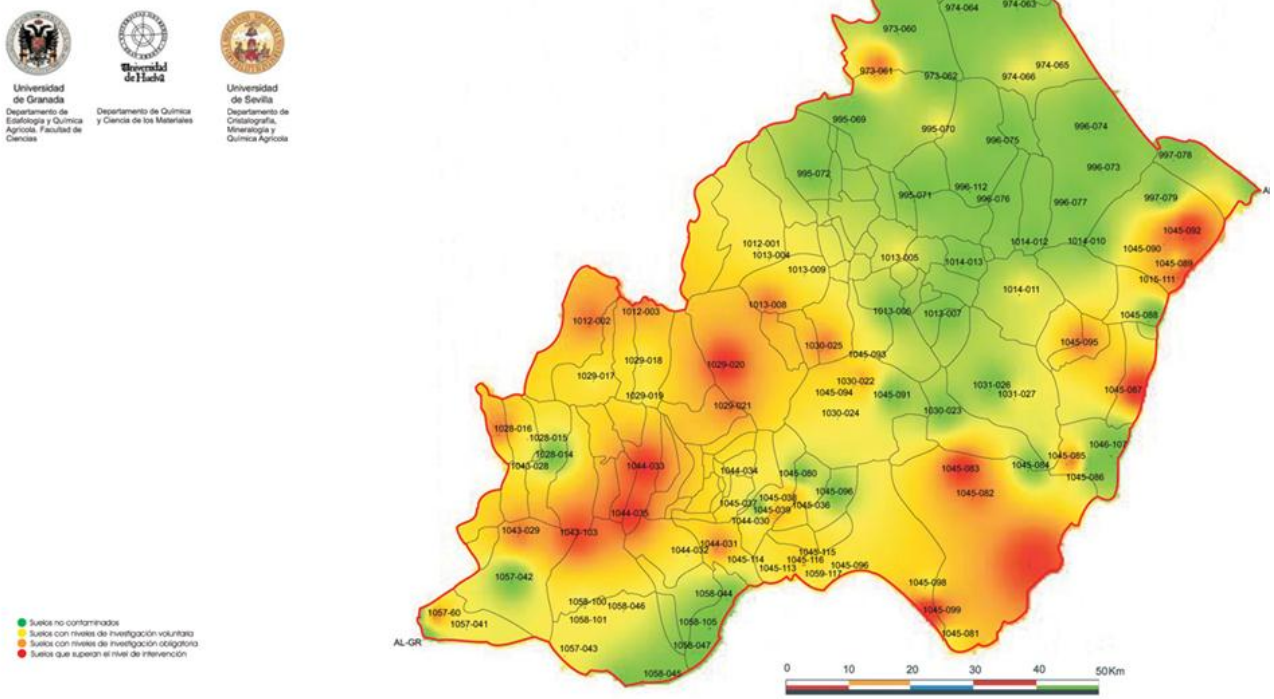


Tabla 3. Umbrales de contaminación para elementos traza (mg. Kg^{-1})

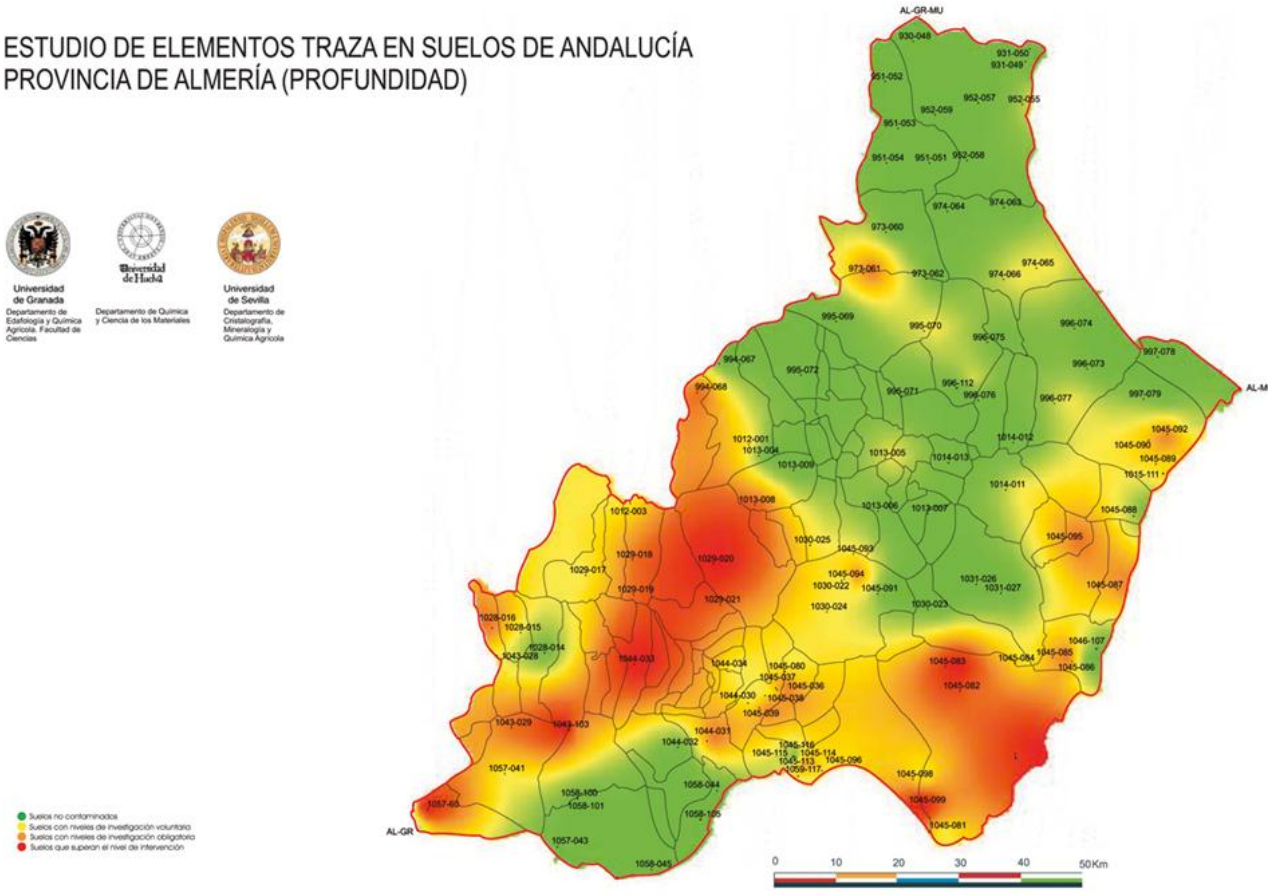
V.R.= Valor de referencia
V.I.R.= Valor de investigación recomendable
V.I.O.= Valor de investigación obligatoria
V.I.= Valor de intervención

Con los valores obtenidos hemos confeccionado los mapas que incluimos en los gráficos 3 a 8 donde mostramos el estado de contaminación por elementos traza en las diferentes provincias andaluzas.

ESTUDIO DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS DE ANDALUCÍA
PROVINCIA DE ALMERÍA (SUPERFICIE)



ESTUDIO DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS DE ANDALUCÍA
PROVINCIA DE ALMERÍA (PROFUNDIDAD)

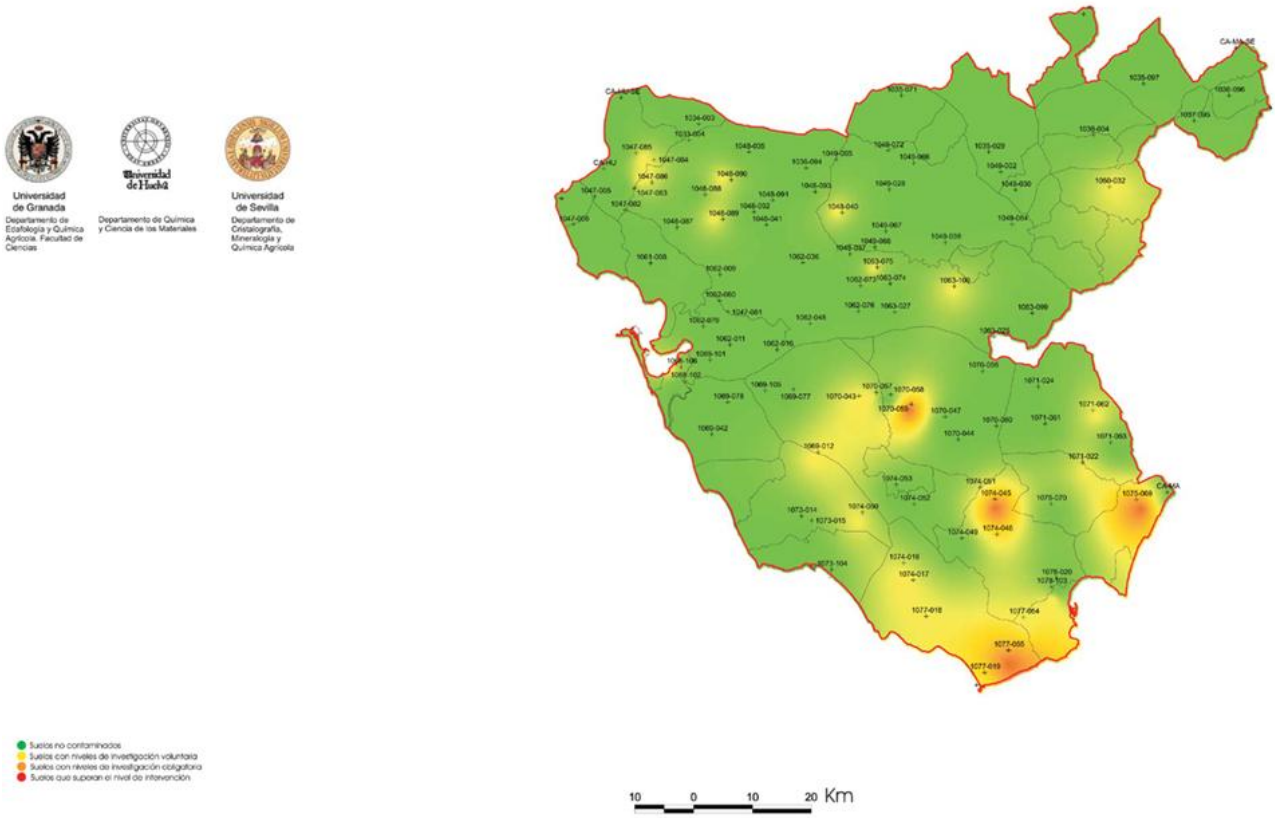


Universidad de Granada
Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias

Universidad de Huelva
Departamento de Química y Ciencia de los Materiales

Universidad de Sevilla
Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola

ESTUDIO DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS DE ANDALUCÍA
PROVINCIA DE CADIZ (SUPERFICIE)

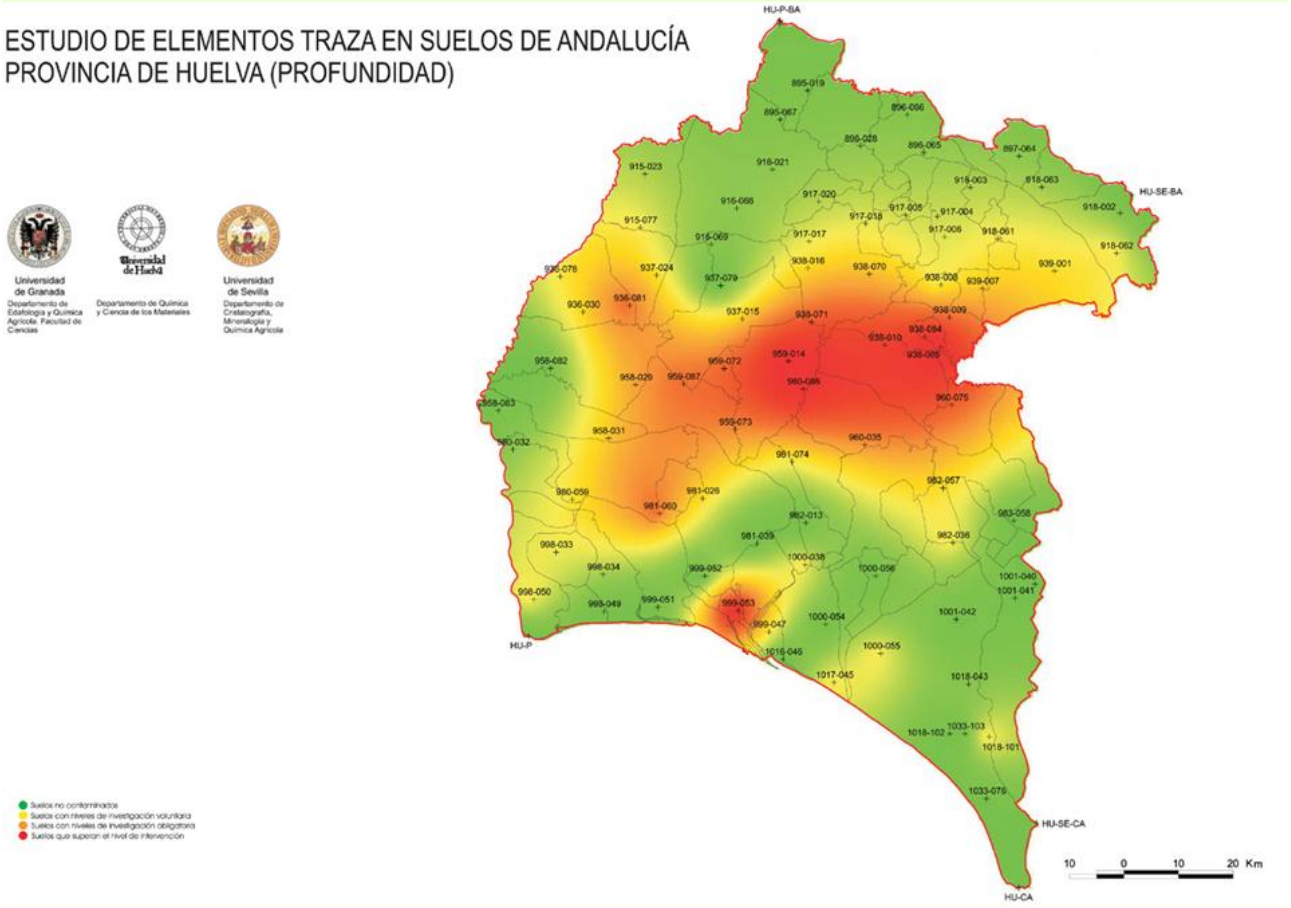


Universidad de Granada
Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias

Universidad de Huelva
Departamento de Química y Ciencia de los Materiales

Universidad de Sevilla
Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola

ESTUDIO DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS DE ANDALUCÍA
PROVINCIA DE HUELVA (PROFUNDIDAD)

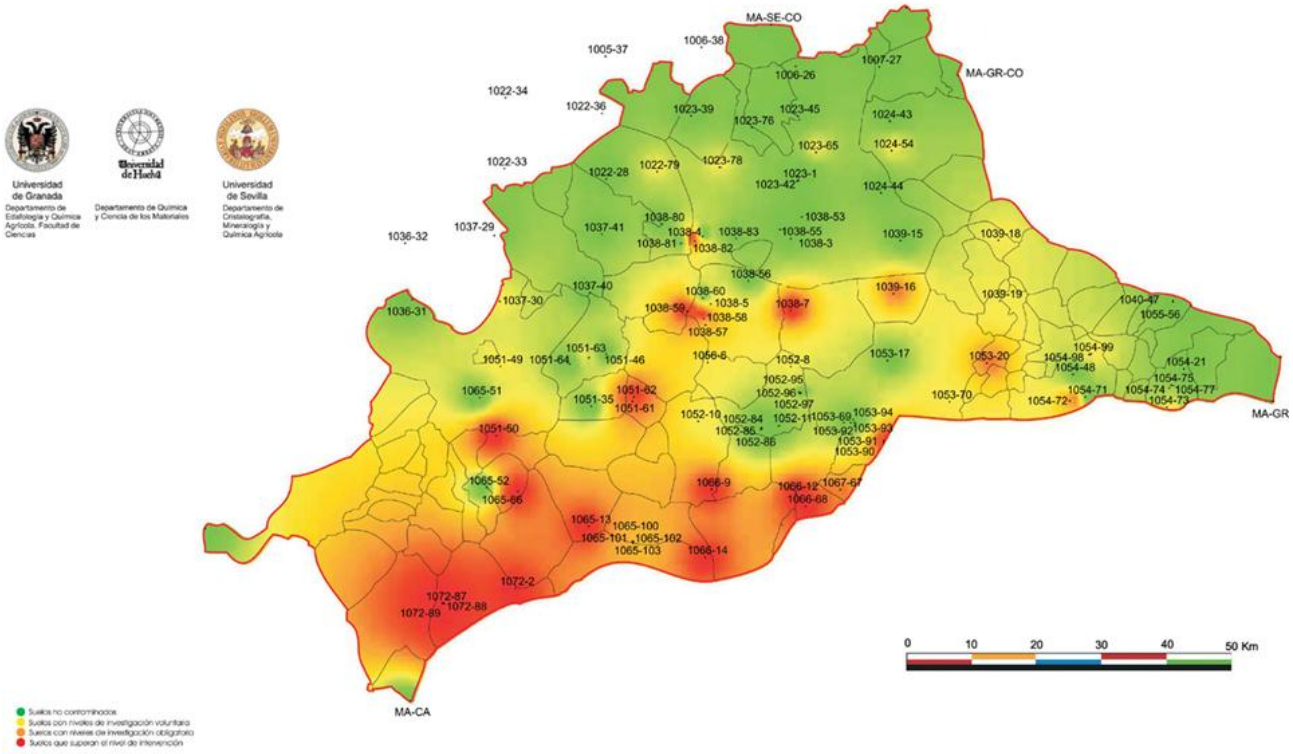


Universidad de Granada
Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias

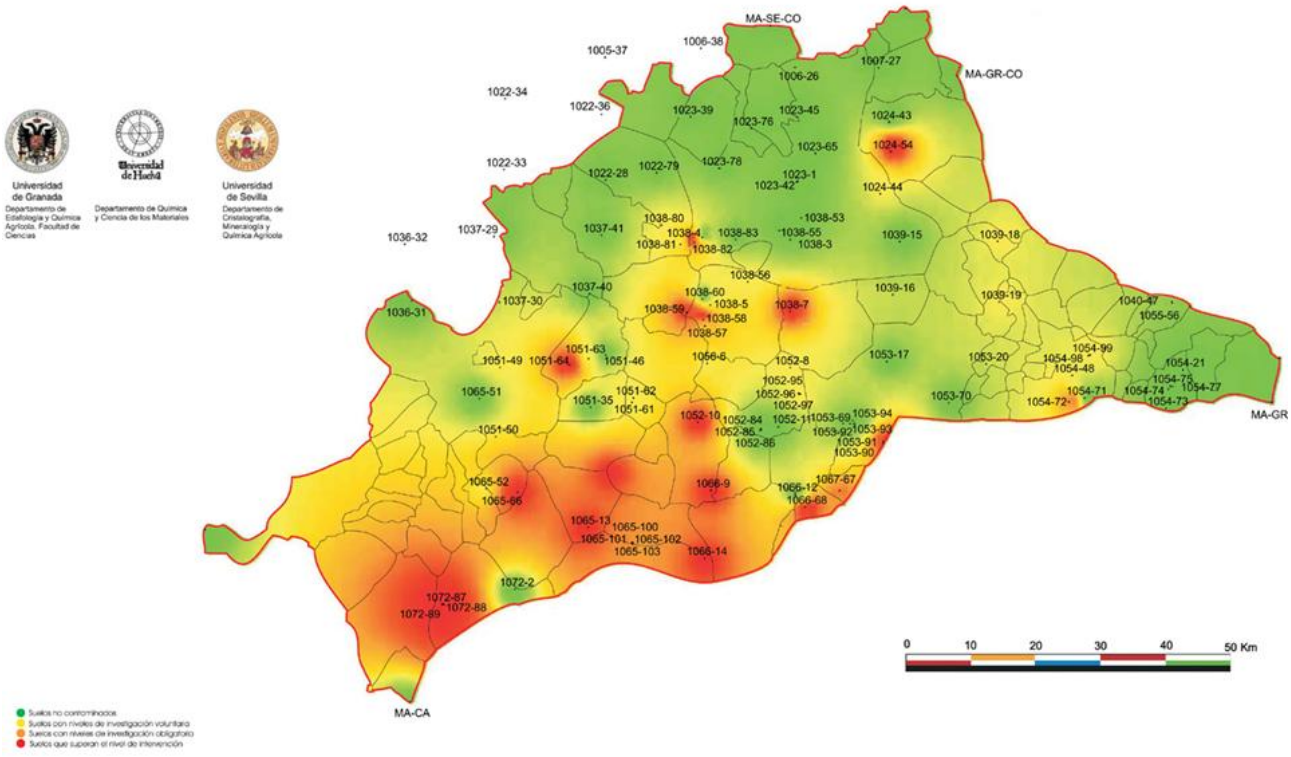
Universidad de Huelva
Departamento de Química y Ciencia de los Materiales

Universidad de Sevilla
Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola

ESTUDIO DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS DE ANDALUCÍA
PROVINCIA DE MÁLAGA (SUPERFICIE)



ESTUDIO DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS DE ANDALUCÍA
PROVINCIA DE MÁLAGA (PROFUNDIDAD)



En los citados mapas vemos que no coinciden las anomalías o contaminaciones existentes en superficie y subsuperficie lo que es debido en parte a la dinámica diferente de los distintos elementos y por otra parte al carácter geogénico o antrópico de la acumulación de los diferentes elementos traza. Para ver el carácter antropogénico o geogénicos de dichas acumulaciones tenemos que tener en cuenta los distintos dominios geológicos de Andalucía que mostramos en la Gráfica 9 y al tener en cuenta dichos dominios geológicos, tenemos que los umbrales de intervención varían y resultan los que mostramos en la Tabla 4.

Gráfica 9

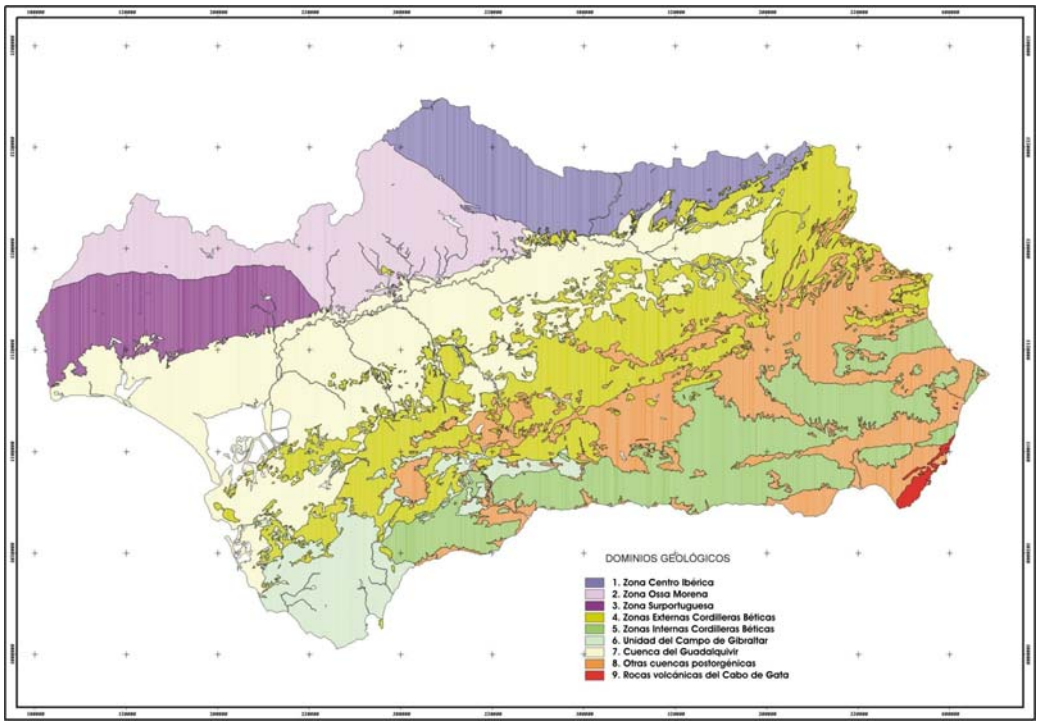


Tabla 4

Arsénico: Anomalías que superen 62 ppm en la zona Centro Ibérica y 157 en la zona Surportuguesa, o bien sean superiores a 54 ppm para el resto de Andalucía.

Cobalto: Anomalías que superen 40 ppm en la zona Ossa Morena, y 36 ppm en las Béticas Internas, o bien sean superiores a 32 ppm para el resto de Andalucía.

Cromo: Anomalías que superen 156 ppm en la zona Ossa Morena, 209 ppm en la zona Surportuguesa, 193 ppm en las Béticas Internas y 176 ppm en las Unidades del Campo de Gibraltar, o bien 144 ppm en el resto de Andalucía.

Cobre: Anomalías que superen las 95 ppm en la zona de Ossa Morena y 138 ppm en la zona Surportuguesa, o bien 62 ppm para el resto de Andalucía.

Níquel: Anomalías que superen las 95 ppm en las Béticas Internas y 71 ppm en la Unidades del Campo de Gibraltar, o bien sean mayores de 69 ppm en el resto de Andalucía.

Plomo: Anomalías que superen las 130 ppm en la zona Centro Ibérica y las 117 ppm en la zona Surportuguesa, o bien sean mayores de 109 ppm en el resto de Andalucía.

Cinc: Anomalías superiores a 165 ppm en la zona Centro Ibérica y 226 ppm en la zona Ossa Morena, o bien sean superiores a 145 ppm en el resto de Andalucía

COMPORTAMENTO DO FÓSFORO NOS AGRO-ECOSSISTEMAS

MARIA DO CARMO HORTA

Escola Superior Agrária, Qta. Sra. de Mércules,
6000-909, Castelo Branco, Portugal. carmoh@esa.ipcb.pt

RESUMO

O fósforo (P) é um elemento essencial a qualquer forma de vida, e está presente em todos os ecossistemas. o teor em P do solo é normalmente baixo e inferior ao exigido pelas culturas agrícolas. Deste modo, a utilização de fertilizantes fosfatados é fundamental para a produtividade agrícola. O fósforo utilizado no fabrico da maioria dos fertilizantes provém de jazidas situadas em diversos locais do globo, que constituem um recurso natural de fósforo limitado. Alguns dados apontam para um esgotamento das reservas de fósforo facilmente acessíveis, num prazo relativamente curto. Em Portugal, nos últimos anos, o consumo de fertilizantes fosfatados tem-se mantido praticamente constante. Resultados indicam que quando se efectua a fertilização fosfatada há tendência a aplicar doses elevadas de P, acima das necessidades das culturas e da capacidade de retenção do solo. Na verdade, ainda hoje é frequente a realização de planos de fertilização com aplicação de quantidades elevadas de P em fundo, partindo do princípio que este elemento é pouco móvel no solo e aí permanecerá durante anos. Esta premissa tem revelado não corresponder à verdadeira dinâmica do P nos nossos solos, que apresentam fraca a média meteorização e consequentemente fraca a média capacidade de sorção de fosfato. Além disso, o contributo da sobrefertilização em P dos solos na transferência deste nutriente para as águas, contribuindo para a eutrofização dos sistemas aquáticos é muitas vezes desconhecida ou ignorada. De facto, a minimização do efeito negativo da fertilização na qualidade das águas subterrâneas e superficiais tem sido feito exclusivamente em relação ao azoto, limitando o Quadro Normativo em vigor, a quantidade incorporada e as épocas de aplicação. Tem sido este facto, que justifica o decréscimo global no consumo de fertilizantes em Portugal. Nesta conferência serão apresentados resultados de trabalhos de investigação que pretendem dar resposta a uma gestão sustentável da fertilização fosfatada.

USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS Y FORMULACIONES DE ORGANOARCILLAS PARA REDUCIR EL TRANSPORTE DE HERBICIDAS EN EL SUELO

CORNEJO, J.
[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Avenida Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla

Resumen
La aplicación de herbicidas a los cultivos sigue siendo un procedimiento universal de control de malas hierbas. No obstante, este uso está bajo continua vigilancia para evitar o minimizar su impacto en las aguas superficiales y subterráneas debido a su transporte en los suelos, mediante procesos de lixiviación y escorrentía. Estas pérdidas están naturalmente atenuadas por procesos de adsorción por la fracción coloidal del suelo. Los suelos pobres en materia orgánica, como los de clima mediterráneo, tienen una baja capacidad de retardo en la movilidad de moléculas orgánicas como los plaguicidas, ya que la materia orgánica del suelo, especialmente las sustancias húmicas, es la fuente principal de adsorción de estas moléculas. En consecuencia, la enmienda de estos suelos con materia orgánica exógena, no sólo sirve para mejorar la estructura y estabilidad del suelo sino para promover la adsorción de plaguicidas y reducir su transporte a los acuíferos.
El uso de formulaciones de plaguicidas de liberación lenta ha demostrado ser un eficiente procedimiento para reducir el impacto ambiental del uso de estos agroquímicos. El efecto positivo del uso de estas formulaciones radica en que se reduce la movilidad de los ingredientes activos en el suelo y se reduce la cantidad de plaguicida requerida para controlar la plaga, ahorrando costes en general, y disminuyendo la potencial contaminación de las aguas. Las organoarcillas han demostrado ser unos magníficos adsorbentes para diferentes tipos de plaguicidas, debido a la facilidad con que pueden obtenerse, diseñándose en función del tipo de molécula orgánica que se quiera retener.
Se discuten y comparan ambos tipos de estrategias con resultados obtenidos en laboratorio y en campo, con especial atención a los relacionados con el cultivo del olivar.

Palabras clave
Arcillas, suelos, herbicidas, transporte, formulaciones, organoarcillas, enmiendas,

1.Introducción

El uso de plaguicidas ha sido sin lugar a duda una de las prácticas que más han contribuido a la mejora de la producción agrícola mundial en las últimas décadas.

No mucho después del inicial desarrollo de los plaguicidas y de su éxito en el control de plagas y enfermedades (1945-60), concretamente a partir de los años 60, comienza a surgir una gran preocupación por los efectos medioambientales del uso de estos compuestos, debido a la detección de residuos de plaguicidas en el suelo, en el aire, y en aguas superficiales y subterráneas, así como por los problemas derivados de su posible acumulación en plantas, animales y en el hombre, como último eslabón de la

cadena trófica. No obstante, en las últimas décadas, se ha producido una evolución en el uso de plaguicidas tanto en las características de los compuestos usados como en las dosis de aplicación. Los primeros plaguicidas usados eran compuestos muy hidrofóbicos, con una alta capacidad de adsorción a las partículas del suelo y eran compuestos muy persistentes. Estos compuestos han dado paso a plaguicidas cada vez más hidrofílicos, con una moderada o baja adsorción a los suelos y mucho menos persistentes. La idea que existe actualmente es que el plaguicida permanezca en el suelo tan sólo el tiempo necesario para que cumpla su función y posteriormente se degrade a compuestos no tóxicos. Por otra parte, se ha producido una disminución de las dosis de aplicación como consecuencia del desarrollo de plaguicidas cada vez más eficaces.

Cuando un plaguicida alcanza el suelo, se ve sometido a una serie de procesos, que son los que determinan su dinámica, y que suelen agruparse en a) procesos de transferencia o transporte y b) procesos de transformación ó degradación (CORNEJO & JAMET 2000). Pues bien, un conocimiento global y simultáneo de todos los procesos que afectan al plaguicida en el suelo resulta fundamental a la hora de predecir su comportamiento en el medio ambiente y por tanto a la hora de diseñar estrategias de aplicación para conseguir que el efecto del plaguicida sea el deseado que, desde el punto de vista de la sostenibilidad del uso de estos compuestos, es aquel que lleva a una máxima eficacia del producto unida a un mínimo impacto ambiental.

De todos los procesos que determinan la dinámica de los plaguicidas en los suelos el proceso de adsorción-desorción se considera un proceso clave, ya que es el que determina la distribución del plaguicida entre la fase sólida y la disolución del suelo y, por tanto, influye directamente en la magnitud de los otros procesos (CORNEJO et el.2005). Así por ejemplo, la lixiviación, la volatilización o la biodisponibilidad disminuyen con la adsorción, mientras que algunos procesos de degradación química o el llamado transporte facilitado pueden verse favorecidos por la adsorción del plaguicida a las partículas sólidas del suelo. El proceso de lixiviación es un proceso íntimamente relacionado con la adsorción. Para plaguicidas que se adsorben fuertemente, su movimiento a través del perfil del suelo está muy retardado, aunque por otra parte su adsorción a la materia particulada en suspensión puede suponer una vía importante para su movimiento rápido a través del suelo. De forma similar, el proceso de transporte de plaguicidas en aguas de escorrentía es un proceso íntimamente relacionado con la adsorción. Un ejemplo cercano de la importancia de este tipo de procesos lo tenemos en Andalucía en el uso de herbicidas en el cultivo del olivar, un 75% de las explotaciones tienen una pendiente superior al 7%, y esto favorece que se produzcan episodios de escorrentía. La contaminación observada en aguas superficiales por herbicidas utilizados en el olivar (s-triazinas) a concentraciones superiores a los límites establecidos para aguas potables parece ser debido al mecanismo por el que los herbicidas llegaban a los pantanos a través del plaguicida disuelto, el no disuelto y el unido a la materia particulada en suspensión presente en las aguas de escorrentía con los herbicidas adsorbidos.

Los factores más importantes que influyen en la adsorción de los plaguicidas en el suelo están relacionados con las propiedades moleculares del plaguicida, las características de la fase sólida, las características de la disolución, como el pH o la fuerza iónica, y otros factores como la temperatura, la humedad, etc. Uno de los aspectos que ha recibido mayor atención en los estudios de adsorción de plaguicidas en suelos ha sido el intentar relacionar la adsorción de un plaguicida en un suelo con la composición de dicho

suelo y en particular con los componentes de la fracción arcilla o coloidal, que se definen como aquellos con un tamaño inferior a 2 μm, y que por su elevada superficie específica y reactividad superficial son los más activos en los procesos de adsorción.

Entre los componentes orgánicos y minerales de la fracción arcilla, tradicionalmente se ha considerado a la materia orgánica del suelo, por su carácter hidrofóbico, como la principal responsable de la adsorción de los plaguicidas y especialmente de los plaguicidas no iónicos. Por su carácter hidrofílico, las superficies minerales se encontrarían fuertemente hidratadas y las moléculas de plaguicidas no serían capaces de competir con las moléculas de agua por los sitios de adsorción en la materia mineral. Esta idea se ha fundamentado en la elevada correlación que se ha encontrado en muchos casos entre la adsorción de un plaguicida en suelos distintos y el contenido en materia orgánica de los mismos. Incluso se asume frecuentemente que la adsorción de un plaguicida en un suelo es directamente proporcional al contenido en carbono orgánico del suelo considerado. La constante de proporcionalidad, denominada K_{oc}, se incorpora en numerosos modelos como una medida de la afinidad del plaguicida por la materia orgánica y, por tanto, como un parámetro para predecir la adsorción.

Todos estos modelos asumen que la materia orgánica es la única que participa en la retención del plaguicida por el suelo. Sin embargo, cada vez existen más evidencias de que en numerosas situaciones, como es el caso de plaguicidas iónicos o de alta polaridad, suelos con bajos contenidos en M.O. o suelos con altos contenidos en arcilla, no es correcto ignorar el papel de las superficies minerales en el proceso de adsorción. En particular, nosotros hemos analizado la adsorcion de diversos plaguicidas (chlordimeform, hidracida maleíca, thiazafluron, metamitrona, triciclazol) polares en suelos de Andalucía, con bajos contenidos en MO, encontrando una correlación mucho más alta entre la adsorción y el contenido en componentes minerales, como el contenido de arcilla en su conjunto o el contenido de ilita y montmorillonita, que con el contenido de materia orgánica. Así mismo se ha observado que la adsorción del herbicida metamitrona, también muy polar, a una montmorillonita férrica, como ejemplo de componente mineral, es muy superior a la adsorción observada por un ácido húmico purificado, como modelo de materia orgánica del suelo. A la vista de estos y otros resultados, se ha propuesto (CORNEJO et el.2004) que en las situaciones comentadas anteriormente de plaguicidas polares o suelos con bajos contenidos en M.O. o altos contenidos en arcilla, la adsorción podría estar más relacionada con el contenido en arcilla en su conjunto, es decir la suma de los coloides orgánicos y minerales, que con el contenido en M.O. Como alternativa al K_{oc} se propone el uso de un coeficiente de adsorción normalizado al contenido en arcilla, K_{clay}, que podría ser más real en la modelización de la adsorción para suelos mediterráneos como los de nuestro país, con bajos contenidos en M.O, así como para plaguicidas polares como los que se han ido introduciendo en las últimas década**.** La predicción de la adsorción a partir de la composición coloidal se complica todavía más cuando tenemos en cuenta que los procesos de asociación entre los diferentes componentes del suelo pueden alterar en gran medida la capacidad adsorbente de los componentes individuales. El modelo actual de partícula coloidal natural consiste en un núcleo de arcilla recubierto en mayor o menor grado por óxidos y oxihidróxidos metálicos y todo ello recubierto también en mayor o menor grado por materia orgánica o menos humificada, de forma que es de esperar que las interacciones que se dan entre los componentes afecten a las propiedades adsorbentes del coloide resultante.

Aplicación de los minerales de la arcilla como adsorbentes de plaguicidas

El poder adsorbente de las arcillas es conocido desde hace muchísimos años. Por su elevada superficie específica, reactividad superficial y amplia presencia en los suelos, los minerales de la arcilla y en particular los filosilicatos, han despertado desde hace bastante tiempo un gran interés como adsorbentes de diversos tipos de contaminantes, entre ellos los plaguicidas. Los filosilicatos que presentan mejores propiedades como adsorbentes de plaguicidas son los del tipo 2:1 expansibles debido a que poseen una elevada capacidad de intercambio catiónico y sobre todo porque presentan una gran superficie interna que puede ser accesible para moléculas orgánicas.

Existe una estrategia que puede utilizarse para aumentar la afinidad de los minerales de la arcilla por moléculas hidrofóbicas como los plaguicidas y que consiste en sustituir los cationes de cambio inorgánicos originales por cationes orgánicos con cadenas apolares como los cationes del tipo alquilamonio, lo que cambia la superficie del mineral de hidrofílica a hidrofóbica aumentando su afinidad por las moléculas orgánicas. En las organoarcillas los cationes orgánicos se unen a la superficie del mineral por fuerzas iónicas, pero tambien pueden darse interacciones hidrofóbicas entre los cationes orgánicos adsorbidos. Esto hace que la reacción de cambio catiónico esté muy favorecida y que las organoarcillas resultantes sean muy estables no siendo fácil el desplazamiento de los cationes orgánicos de los espacios interlaminares. Los cationes orgánicos más utilizados en la preparación de organoarcillas han sido los cationes del tipo alquilamonio de gran tamaño, como el hexadeciltrimetilamonio o el dioctadecildimetilamonio, y de pequeño tamaño como el tetrametilamonio o el feniltrimetilamonio. La alta afinidad de las organoarcillas por los plaguicidas ha llevado a proponer a este tipo de adsorbentes como filtros para la depuración de aguas y como barreras e inmovilizantes de plaguicidas en suelos. En este sentido, las organoarcillas pueden añadirse al suelo para aumentar su capacidad adsorbente y reducir la movilidad y biodisponibilidad del plaguicida o emplearse a modo de barrera para evitar la lixiviación de plaguicidas hasta aguas subterráneas. Estas prácticas se han propuesto como complementarias a otras técnicas de remediación ya que al reducir la movilidad del plaguicida en el suelo pueden proporcionar el tiempo necesario para que, por ejemplo, sistemas biodegradadores puedan actuar y eliminar completamente el contaminante del ecosistema considerado. Sin embargo, una aplicación que está recibiendo una gran atención en los últimos años es el uso de organoarcillas como soportes en formulaciones de liberación lenta de plaguicidas. Una de las principales causas que aumenta el riesgo de contaminación de aguas superficiales y subterráneas por los plaguicidas aplicados a los suelos es que la aplicación del producto en una forma libre o inmediatamente disponible hace que el plaguicida sea susceptible de grandes pérdidas por transporte, por ejemplo por lixiviación y escorrentía, especialmente si se producen abundantes lluvias poco después de la aplicación del producto fitosanitario.

La aplicación al suelo del plaguicida soportado o adsorbido en una organoarcilla daría lugar a una liberación progresiva a la solución del suelo reduciendo el riesgo de rápidas pérdidas por procesos de transporte y, por tanto, existirían las ventajas de un aumento de la eficacia, ya que se reducirían las pérdidas de plaguicida, y reduciría el riesgo de contaminación de aguas superficiales y subterráneas. En un estudio reciente (CELIS et al.,2002) hemos preparado formulaciones de liberación lenta del herbicida hexazinona a partir de una montmorillonita intercambiada con cationes hexadeciltrimetilamonio y comparamos la lixiviación del herbicida y su eficacia biológica con las de la formulación comercial con el herbicida sin soportar en la organoarcilla. las formulaciones del herbicida

con organoarcilla liberaron el producto de forma gradual a diferencia de la liberación casi instantánea observada para la formulación comercial. Efectivamente, cuando analizamos la distribución del herbicida a lo largo del perfil del suelo, comprobamos que el herbicida aplicado como formulación de organoarcilla había lixiviado menos que la formulación comercial. Así, 36 dias después de la aplicación del herbicida la máxima concentración de hexazinona se encontró a una profundidad de 20-30 cm para la formulación comercial y de 10-20 cm para la formulación de organoarcilla. De forma similar, 51 dias después de la aplicación del herbicida, la máxima concentración de hexazinona se encontró a los 30-50 cm de profundidad para la formulación comercial y permaneció en los 10-20 cm para la formulación de organoarcilla. Estos resultados ponen de manifiesto una menor lixiviación del herbicida aplicado como formulación de organoarcilla y por lo tanto que la utilización de este tipo de formulaciones podría suponer un menor riesgo de contaminación de aguas subterráneas.

Una línea de investigación que venimos desarrollando desde hace unos años en relación con el uso de organoarcillas como adsorbentes de plaguicidas, es el uso de cationes orgánicos funcionalizados como agentes modificadores de minerales de la arcilla (CRUZ-GUZMAN et al.2005). Nuestra hipótesis de partida es que este tipo de grupos funcionales en el catión orgánico podría por una parte aumentar la selectividad de las organoarcillas aumentando su afinidad por determinados plaguicidas e incluso conferir a la organoarcilla un carácter de adsorbente doble, ya que el grupo funcional introducido podría tener afinidad por otros tipos de contaminantes como por ejemplo, por metales pesados. En un estudio reciente, hemos preparamos organoarcillas a partir de diferentes cationes orgánicos con diferentes grupos funcionales en su estructura y comprobamos no solo que la capacidad adsorbente de las organoarcillas preparadas podía llegar a ser muy superior a la de organoarcillas preparadas a partir de cationes orgánicos del tipo alquilamonio, sin funcionalizar, sino que además una selección adecuada de los grupos funcionales presentes en el catión orgánico podía permitir optimizar la afinidad de la organoarcilla en función de las características químicas del plaguicida a adsorber. Por otra parte, también comprobamos como, a diferencia de las organoarcillas clásicas preparadas a partir de cationes orgánicos del tipo alquilamonio, este tipo de organoarcillas podía presentar una elevada afinidad por metales pesados como el mercurio. Hace unos años (CRUZ-GUZMAN et al.2004,2005) sugerimos el empleo de cationes orgánicos de origen natural (vitaminas, aminoácidos,etc) como L-carnitine, L-cysteine ethyl ester, L-cystine dimethyl ester, thiamine, espermia,etc.,en vez de los tradicionales alquilamomnios, como base de formulaciones de plaguicidas “mas amigables” con el medio ambiente, al ser la matriz portadora un complejo organomineral totalmente natural, la arcilla como mineral y la vitamina, aminoácido u otra molécula natural como catión orgánico funcionalizado natural (GAMIZ et al.2010).

Efecto de enmiendas orgánicas en la dinámica de plaguicidas en suelos

Los suelos con bajo contenido en materia orgánica poseen una baja capacidad para retardar la movilidad de compuestos orgánicos en general y plaguicidas en particular (GUO et al.1991), puesto que como hemos dicho anteriormente la MO es el principal componente del suelo en la retención de plaguicidas. El uso de enmiendas orgánicas puede usarse para modificar las propiedades de los horizontes superficies de los suelos y de los horizontes subsuperficiales y reducir así la contaminación de acuíferos por plaguicidas (BARRIUSO & HOUOT 1996, COX et al. 1997). Además, la adición de enmiendas orgánicas modifica las condiciones químicas y biológicas que pueden afectar

los procesos de degradación y en ciertos casos acelerarlos (COX et al. 1997, TOPP et al.1996, GAN et al.1998), reduciendo la cantidad total disponible para lixiviar. Las nuevas tecnologías de extracción de aceite de oliva origina un subproducto denominado alperujo mas manejable y menos problemático que el originado anteriormente por el procedimiento de tres fases llamado alpechín. Entre otros posibles usos, la incorporación de estos residuos orgánicos a los suelos ha mejorado su fertilidad controlando su erosión (BRUNETTI et al.1996, LOPEZ-PIÑERO et al.2006) además de reducir la lixiviación de plaguicidas (CABRERA et al.2007).

Durante los últimos quince años hemos estudiado el efecto de la enmienda de suelos con residuos agrícolas en la movilidad de herbicidas en los mismos. COX et al (1997) encontraron que la enmienda de suelo con el resíduo de la extracción de aceite de oliva en tres fases (alpechín) reducía en un 70% el lixiviado del herbicida clopyralid en suelos. Por otro lado el efecto de la enmienda de un suelo arenoso con enmiendas orgánicas de diferente procedencias en la movilidad de la simazina se estudió por COX et al (1999), observándose un aumento en la adsorción de simazina tras la enmienda con un residuo sólido urbano (RSU) y dos concentrados orgánicos, uno sólido (FS) y otro líquido (FL). El mayor aumento se observó tras el uso de FS, seguido del FL y del RSU. Basándose en estudios cinéticos estos autores mostraron que FS y FL aumentaban la disipación de simazina en el suelo mientras que no se notaba variación en el caso de RSU. Este hecho se atribuía al efecto tóxico que el RSU podía ejercer en los microorganismos del suelo debido al contenido en metales del mismo en comparación con los otros dos. No obstante, los tres enmendantes reducían significativamente la lixiviación de simazina como indicaban los estudios y curvas BTC, especialmente los residuos orgánicos FS y FL.

Otro estudio para comparar el uso de diferentes residuos y diferentes suelos fue llevado a cabo por FERNANDES et al. (2003) para observar el comportamiento del fungicida metalaxyl. Se eligió un suelo arenoso (P2) y otro arcilloso (P7) enmendándolo con los residuos anteriormente mencionados FL y FS y otro procedente del proceso de extracción de aceite de oliva en dos fases, esto es el alpeorujo (A). Este estudio puso de manifiesto que el suelo enmendado con FS ó A retenían mas plaguicida que el enmendado con FL o el suelo sin enmendar. El suelo arcilloso poseía una mayor capacidad de retención que el arenoso, indicando el papel adsorbente de la fracción mineral, debido a su contenido en arcillas (34% de montmorillonita). En el caso del Tryciclazol su retención por el suelo enmendado como se ha dicho anteriormente seguía el orden: FS>A>FL>P2>P7. El comportamiento de lixiviación está de acuerdo, como en el caso del metalaxyl, con los parámetros de adsorción (COX et al.2004).

La aplicación de residuos orgánicos a los suelos es consistente con la incorporación de materia orgánica soluble (MOS). Esta fracción puede aumentar la movilidad de los plaguicidas en suelos debido a las interacciones en solución dando lugar al denominado “transporte facilitado” (LEE at al.1990, BUSINELLI 1997, CELIS et al.1998). Hace unos años se ha comprobado (COX et al 2005) que el efecto de la MOS de las enmiendas orgánicas es fundamentalmente dependiente no solo de la naturaleza del plaguicida y de la MO exógena, sino también del tipo de suelo, porque la MOS puede adsorberse en los mismos sitios de adsorción que las moléculas de plaguicida en un “proceso competitivo” y por tanto aumentar la disponibilidad del plaguicida (BUSINELLI 19997). La existencia de ambos fenómenos es una nueva realidad diferente de la asumida hasta ahora, que un aumento de residuos orgánicos

reduce la biodisponibilidad de plaguicidas evitando la contaminación de acuíferos. Un mejor conocimiento de la naturaleza de estas enmiendas y en particular de la interacción de su fracción de MOS con plaguicidas y componentes activos del suelo, es esencial para predecir el efecto de las enmiendas orgánicas cuando se aplican con plaguicidas al suelo.

Un ejemplo muy claro sobre esta situación lo mostraron COX et al.2004 después de estudiar la movilidad de simazina y 2,4-D en un suelo arenoso (P2) enmendado con un residuo orgánico líquido (FL). Se observó que la adsorción y degradación de simazina en este suelo, como en estudios previos, aumentaba, disminuyendo la lixiviación en el mismo. No obstante, la lixiviación del 2,4-D aumentaba en el suelo enmendado no observándose adsorción debido a la naturaleza arenosa del suelo indicando que la MOS es la responsable de este transporte. Cuando se usa un suelo arcilloso (75% arcilla con un 40% de montmorillonita) se observó una ligera disminución de la adsorción en el suelo enmendado y un aumento de la lixiviación cuando se compara con el suelo sin enmendar. Estos resultados indican una sorción competitiva entre la MOS y el herbicida por los sitios de adsorción en la fracción mineral del suelo. Este comportamiento se ha confirmado mediante experimento de diálisis en el que la MOS del FL constituida por pequeñas moléculas no humificada están fuertemente unidas al 2,4-D y por tanto existe una fuerte competencia entre MOS y simazina por la montmorillonita del suelo.

Además de los procesos mencionados, la Materia Orgánica exógena puede originar procesos de biodegradación y mineralización, catalizando a su vez procesos de fotodegración de herbicidas en los suelos tratados. En un suelo limoarenoso de Extremadura tratado con dos diferentes dosis de alperujo (5% y 10%) se ha estudiado (ALBARRAN et al.2003) la retención y lixiviado de simazina. Se ha comprobado que al final de la experiencia de lixiviación y tras la extracción correspondiente a distintas profundidades del suelo no se recuperaba una cantidad significativa de herbicida. La cantidad extraida estaba relacionada con la enmienda aplicada siendo, en el caso de la dosis del 10%, la cantidad de simazina no recuperada del 52%, indicando un proceso de degradación o adsorción irreversible.

El proceso de fotodegradación de compuestos orgánicos puede también verse afectado por la presencia de sustancias orgánicas. En el caso del insecticida imidacloprid (COX et al 2004) se observó que su adsorción en el suelo aumentaba con el contenido de MO de la enmienda. Por otro lado, se había observado que la fotodegradación del imidacloprid en agua se correspondía con una vida media de 0.9 h. y este parámetro crecía desde 0.9 h a 18 h en el suelo enmendado. Se sugiere que este incremento es debido a la absorción de luz por los componentes del suelo. Cuando el suelo se enmienda con material orgánica el tiempo de vida media aumenta. Este incremento es muy significativo en el caso de la enmienda con el concentrado orgánico LF, debido a que la concentración del plaguicida es >80% después de 32 h. El color muy oscuro del LF en comparación con los otros componentes puede absorber más luz y proteger las moléculas del plaguicida de la fotodegradación.

Las resultados de las experiencias mencionadas anteriormente muestran el importante papel que juega la MO en la retención y movilidad de compuestos orgánicos en general y plaguicidas en particular en el suelo. La materia orgánica natural y exógena interacciona de diferente forma dependiendo de su origen, contenido en

materia orgánica soluble, etc., afectando fundamentalmente a los procesos de adsorción, movilidad y degradación.

Agradecimientos. Este trabajo ha sido financiado por los proyectos PE-AGR06-565 Junta de Andalucía, AGL 2007-65771 y AGL2008-04031,MICINN de España y PIRSES-GA-2008-230796 de la UE.

Bibliografía

BARRIUSO,E.,HOUOT, S., SERRA-WITTLING,C. 1996. Influence of Compost Addition to Soil on the Behaviour of Herbicides. *Pestic. Sci.*, 49, 65-72.

BRUNETTI,G.,PLAZA,C.,SENESI,N.2005. Olive Pomace Amendment in Mediterranean Conditions: Effect on Soil and Humic Acid Properties and Wheat (Tritiucm turgidum L.) Yield, *J. Agric. Food Chem.*, 53, 6730-6739.

BUSINELLI, D.1997. Pig slurry amendment and herbicide coapplication effects on s-triazine mobility in soil: An adsorption-desorption study.*J.Environ.Qual*., 26,102-108

CABRERA,A.,COX,L.,VELARDE,P.,KOSKINEN,W.C.2007**.** Fate of Diuron and Terbuthylazine in Soils Amended with Two-Phase Olive Oil Mill Waste, *J. Agric. Food Chem.* 55, 4828-4834.

CELIS, R., CORNEJO, J HERMOSIN, MC., KOSKINEN,W.C.1998. Sorption of Atrazine and Simazine by Model Associations of Soil Colloids. *Soil Sci.Soc.Am.J*., 62,165-171

CELIS R., HERMOSÍN M.C., CARRIZOSA M.J., CORNEJO J. 2002**.**Inorganic and organic clays as carriers for slow release of the herbicide hexazinone.*J. Agric. Food Chem***.,** 50, 2324-2330.

CORNEJO,J.,CELIS,R.,COX,L.,HERMOSIN,MC. *Pesticide-Clay Interactions and Formulations* In: ClaySurfaces:Fundamentals and Applications,Chap.8 F.Wypych and K.G.Satyanarayana Eds. Elsevier.Amsterdam,pp247-266.,2004

CORNEJO, J., CELIS, R., COX, L., HERMOSIN, MC. *Methods to Determine Sorption of Pesticides and Other Organic Compounds.*12.In: Soil – Water – Solute Process Characterization: An Integrated Approach. J.Alvarez-Benedi & R.Muñoz-Carpena Eds.CRC Press,Florida, , pp.435-463., 2005

CORNEJO, J., JAMET, P. *Pesticide-Soil Interactions: Some Current Research Methods.* INRA (Paris),479p,2000,ISBN2-7380-0922-0,ISSN1150-3912

COX, L.,CELIS,R.,HERMOSIN, MC.,BECKER,A..1997 Porosity and Herbicide Leaching in Soils Amended with Olive-Mill Waste Water, *Agric. Ecosys. Environ.*, 65, 151-161.

COX, L.,CELIS,R.,HERMOSIN, MC.,CORNEJO, J. 1999. Leaching of simazine in organic amended soil.*Com.Soil Plant Anal.,* 30,1697-1706.

COX,L.,FERNANDES,M.A.,ZSOLNAY,A.,HERMOSIN,MC.,CORNEJO,J,2004. Changes in Dissolved Organic Carbon of soil amendments with aging: Effect on Pesticide adsorption behaviour. *J.Agric.Food Chem*., 52,5635-5642.

COX,L.,HERMOSIN,MC.,CORNEJO,J.2004. Influence of organic amendments on sorption and dissipation of Imidacloprid in soil. *Int.J.Environ.Anal.Chem*., 84,95-102.

CRUZ-GUZMAN M, CELIS R, HERMOSIN MC**,** CORNEJO J**.** 2004.Adsorption of the Herbicide Simazine by Montmorillonte Modified with Natural Organic Cations. *Environ Sci. Technol***.** 38,180-186.

CRUZ-GUZMAN, M.,CELIS, R., HERMOSIN, MC., CORNEJO, J.. *Formulaciones de liberación Lentas de Herbicidas basados en Montmorillonitas Modificadas con Cationes Orgánicos Naturales*. En: Materiales Arcillosos:de la Geología a las Nuevas Aplicaciones. M.Suarez y col. Eds. SEA. Salamanca, pp.185-195,2005.

FERNANDES,M.A., COX, L.,HERMOSIN, MC.,CORNEJO,J.2003. Adsorption-desorption of metalaxyl as affecting dissipation and leaching in soils: role of mineral and organic components.*Pest Manag. Sci*., 59, 545-552.

GAMIZ,B., CELIS,R., HERMOSIN, M.C., CORNEJO,J. 2010. Organoclays as Soil Amendments to Increase the Efficacy and Reduce the Environmental Impact of the Herbicide
Fluometuron in Agricultural Soils. *J. Agric. Food Chem.* 58, 7893–7901.

GAN,J.,YATES,S.R.,PAPIERNIK,S.,CROWLEY,D.1998. Application of Organic Amendments to Reduce Volatile Pesticide Emissions from Soil. *Environ.Sci.Technol.,* 32, 3094-3102.

GUO, L.,BICKI, T.J.,HINESLEY, T.D., FELSOT, A.S. 1991. Effect of Carbon-Rich Waste Materials on Movement and Sorption of Atrazine in a Sandy, Coarse-Textured Soil. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10, 1273-1731.

LEE,D.Y., FARMER,W.J.,AOCHI. Y. 1990. Sorption of napropamide on clay and soil in the presence of dissolved organic-matter. *J.Environ.Qual*., 19,567-573

LOPEZ-PIÑEIRO,A.,FERNANDEZ,J.,RATO NUNES, J.M.,GARCIA,A. 2006. Response of Soil and Wheat Crop to the Application of Two-Phase Olive Mill Waste to Mediterranean Agricultural Soils, *Soil Sci.*, 171, 728-738.

TOPP,E.,TESSIER,L.,GREGORICH,E.G.1996**.**Dairy Manure Incorporation Stimulates Rapid Atrazine Mineralization in an Agricultural Soil. *Can. J. Soil Sci.*, 76, 403-412.

MAPAS DE SOLOS HD* – EXCESSO TECNOLÓGICO OU *TERRA INCOGNITA* POR EXPLORAR?

ALEXANDRE, CARLOS[1]

[1] Departamento de Geociências e Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrâneas, Universidade de Évora.

RESUMEN

Os mapas de solos são um dos produtos das Ciências do Solo com maior interesse para a sociedade. Constituem uma síntese de conhecimento sobre os solos específicos de uma dada área ou região e sobre o solo em geral, nomeadamente, através da classificação adoptada na representação cartográfica. Contudo, a diversidade dos solos e a maior ou menor complexidade dos sistemas taxonómicos não facilitam a interpretação destes mapas por parte de não especialistas. Os mapas interpretativos de características particulares ou de índices agregados do terreno procuram dar uma resposta mais directa às necessidades específicas dos utilizadores do solo. Tanto os mapas pedológicos como os mapas interpretativos são, tradicionalmente, mapas coropletos, que representam áreas contíguas com uma aparente homogeneidade relativamente aos atributos representados. As metodologias clássicas de prospecção e de caracterização do solo não permitiram, em Portugal e em muitos outros países, mais do que uma razoável cobertura regional ou nacional de levantamentos semi-detalhados e de reconhecimento (escalas < 1:25.000), sendo muito escassas as áreas com cartografia detalhada e muito detalhada, por exemplo, à dimensão da exploração agrícola (escalas > 1:25.000). Este panorama pode vir a alterar-se com o desenvolvimento, nos últimos anos, de tecnologias que permitem a elaboração de mapas de solos isopletos (ou de isolinhas) com uma elevada resolução – definida pela dimensão que o pixel (ou célula da malha adoptada) representa no terreno. Dado que a área mínima representada é definida pelo pixel, os mapas digitais de solos (isopletos) são como uma versão HD (high definition) por comparação com os mapas de solos clássicos (coropletos) à mesma escala. Este tipo de mapas depende de tecnologias de recolha de dados numéricos que têm evoluído a par e passo com os processadores e a informática em geral. Recorrem à detecção remota, tal como a fotointerpretação nos métodos clássicos mas, agora, utilizando métodos numéricos, plataformas físicas muito variadas (desde satélites a mini aeronaves telecomandadas) e com muito maior abrangência do espectro de radiação electromagnética (em resolução multi e hiperespectral). Estes avanços tecnológicos proporcionam maior discriminação nos dados recolhidos sobre alguns factores de

formação do solo (principalmente vegetação, relevo e litologia) e sobre o próprio solo, pelo menos da sua camada superficial. As tecnologias de georreferenciação (principalmente o GPS) desempenham um papel fulcral, permitindo o registo geográfico preciso de todos dados recolhidos e permitindo até a realização de levantamentos topográficos detalhados a baixo custo. A aplicação de tecnologias de detecção próxima, em especial as baseadas nas propriedades electromagnéticas do solo (resistividade com corrente contínua (DCR), indução electromagnética (EMI), radar (GPR) e outras) tem revelado também um enorme potencial para a prospecção detalhada do solo. No âmbito da agricultura de precisão, a comercialização de maquinaria capaz de elaborar mapas de produtividade no momento da colheita, tornou possível a obtenção expedita de sínteses cartográficas com informação de grande relevância, não só sobre as culturas mas, indirectamente, também sobre o próprio solo. O desenvolvimento de métodos e de aplicações informáticas para interpolação espacial (métodos geoestatísticos e outros), em conjugação com a estatística multivariada, possibilitam um estudo mais abrangente das relações entre os dados recolhidos e os parâmetros edáficos mais relevantes. Por último, as bases de dados e os sistemas de informação geográficos (SIG) constituem ferramentas indispensáveis para a gestão do manancial de informação gerado e para a sua representação cartográfica. Apresentam-se alguns exemplos das tecnologias referidas aplicadas a solos agrícolas do Alentejo. O relevo ondulado predominante nesta região contribui, só por si, para uma grande variabilidade espacial do solo em curtas distâncias. Apesar disso, tal como em muitas outras regiões, a prática comum considera as parcelas agrícolas como áreas uniformes. Os exemplos apresentados incidem no estudo da variabilidade espacial do solo intra-parcela e nas suas implicações para o manejo dos solos, recorrendo à caracterização morfológica e analítica do solo, levantamentos topográficos por GPS e prospecção geoeléctrica por indução electromagnética. A profusão de novas tecnologias capazes de gerar mapas de solos isopletos cria novos desafios às Ciências do Solo. O mais imediato consiste na pesquisa das relações entre os atributos cartografados (por exemplo, sinais detectados por sensores) e as principais propriedades do solo (textura, humidade, salinidade, espessura efectiva, contrastes na constituição dos horizontes, etc.). Por outro lado, em agricultura de precisão, é questionável a o investimento em maquinaria sofisticada, com capacidade para se adaptar à variabilidade espacial do solo, se não existir informação detalhada sobre este recurso. Uma abordagem para ultrapassar esta limitação consiste na pesquisa de correlações entre os atributos cartografados e a produtividade das culturas, ou outra

variável de resposta do sistema em causa. Com este atalho procura-se a mesma funcionalidade dos mapas interpretativos de solos, compensando a falta de uma prospecção clássica de solos pela elevada densidade de amostragem que as novas técnicas de detecção permitem. Neste contexto de novas metodologias de cartografia (directa e indirecta) do solo verificam-se algumas alterações relativamente à abordagem clássica, em especial na cartografia à dimensão da exploração agrícola e da paisagem: (i) aumento da informação espacial de elevada resolução, expressa por parâmetros quantitativos relacionados com propriedades do solo; (ii) diminuição da importância dos métodos clássicos de levantamento e caracterização do solo; (iii) inversão da sequência clássica da cartografia de solos – elaboração de mapas equivalentes aos mapas interpretativos sem os correspondentes mapas pedológicos. Apesar da aparente diminuição da importância da prospecção de solos, os mapas HD colocam ainda outros desafios às Ciências do Solo: aproveitar a vantagem dos sistemas de detecção de elevada resolução para desenvolver novas perspectivas de conhecimento do solo, nomeadamente, melhorar a descrição, compreensão e previsão da sua variabilidade espacial à dimensão da paisagem, integrar esse conhecimento em novos mapas pedológicos e, também, na gestão de sistemas agrícolas, florestais ou ambientais, possibilitando uma gestão mais adaptável aos condicionalismos da variabilidade espacial do terreno.

*HD – *high definition*

Palabras clave: Mapas de solos, coropletos, isopletos, mapas digitais, agricultura de precisão.

AZNALCÓLLAR, HOY.
LA CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS A LOS DOCE AÑOS DEL VERTIDO

CARLOS DORRONSORO

Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Granada

con la colaboración de: J. Aguilar; E. Fernández; J. Fernández; A. Iriarte; I. García, F. Martín; F.J. Martínez; I. Ortiz; A. Roca; M. Simón

El accidente

Como es sabido, en la noche del 25 de abril de 1998 se produjo la rotura de la presa de la balsa que albergaba los estériles de la mina de pirita que explotaba la empresa Boliden-Arpisa en la localidad sevillana de Aznalcóllar. El yacimiento pertenece a la Faja Pirítica Ibérica que ocupa cerca de 8.000 km^2 del sur de la Península Ibérica y se encuentra situado a unos 30 km al oeste de Sevilla, a 40 km al norte de las marismas del Guadalquivir y a unos 50 km al norte del Parque Nacional de Doñana (figura 1). Se trata de sulfuros metálicos, principalmente pirita (83,1%), esfalerita (5,4%), galena (2,1%), calcopirita (1,4%), arsenopirita (0,9%), según Almodóvar et al. 1998.

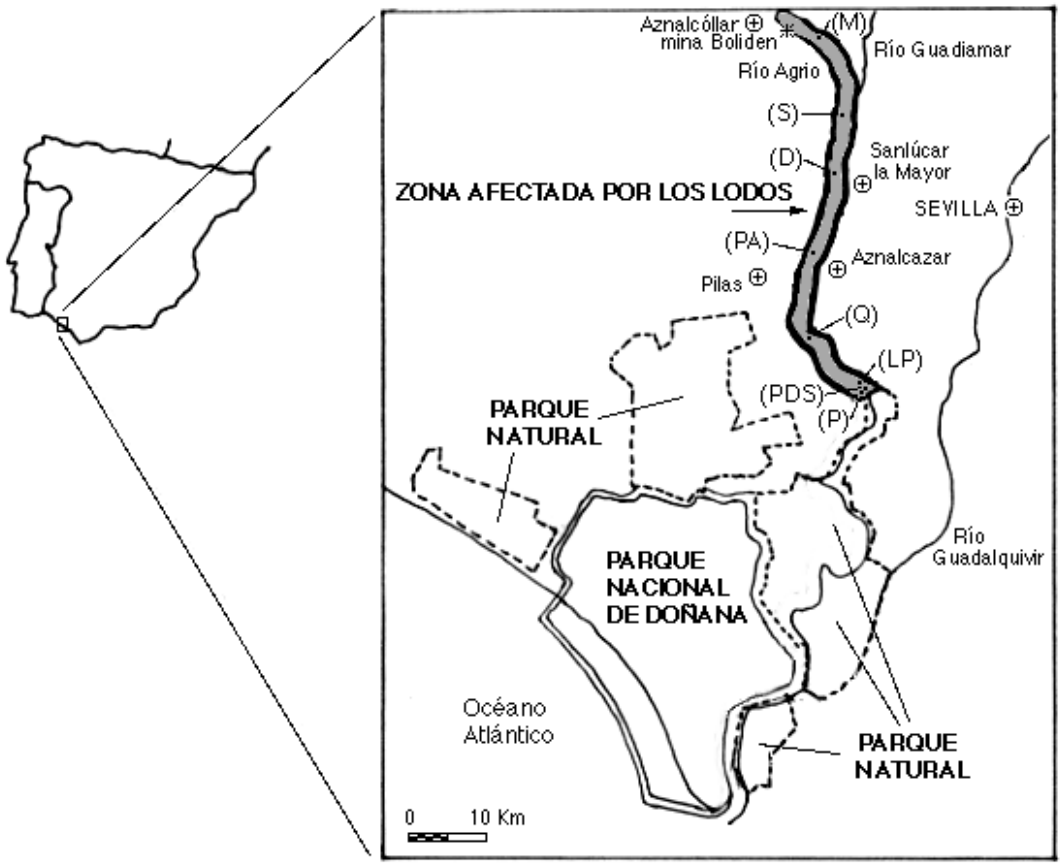


Figura 1. Mapa de situación.

Al romperse la presa, las aguas ($3{,}6\times10^5$ m^3) y los lodos tóxicos ($0{,}9\times10^5$ m^3) se

vertieron al cauce del río Agrio situado al borde de la balsa que pasaron posteriormente al río Guadiamar y se distribuyeron por su cauce, alcanzando, aguas abajo, hasta 50 km las aguas y 40 km los lodos, con una anchura media de unos 400 m, aunque muy variable, dependiendo de la topografía del cauce. El total de superficie afectada se evaluó en 4.402 ha de terrenos mayoritariamente agrícolas (cereales, oleaginosas, algodonales, arrozales, frutales, olivares y cultivos hortícolas).

Características de las aguas

Se trataba de aguas fuertemente ácidas (pH alrededor de 3,5) con altos niveles de metales pesados disueltos. En la tabla 1 se reproduce los contenidos medios de los metales pesados y elementos asociados más abundantes. En dicha tabla destaca el Zn como principal elemento contaminante (73 mg L^{-1}). En cantidades mucho menores, alrededor de 1 mg L^{-1}, se encuentra el Pb, Co, Ni y Cd. Es de destacar la escasa representación en estas aguas de elementos especialmente tóxicos como As y Hg (2,79 y 0,17 microgramos por decímetro cúbico).

	mg dm^{-3}					µg dm^{-3}			
	Máximo	Mínimo	Media	DE		Máximo	Mínimo	Media	DE
Mn	11,56	10,93	11,21	0,32	Sc	7,07	5,00	5,69	1,19
Zn	74,81	71,38	72,77	1,81	Se	4,86	2,94	3,92	0,96
Pb	2,60	2,05	2,26	0,29	As	4,30	1,74	2,79	1,34
Co	1,48	1,11	1,29	0,19	Sb	2,96	2,40	2,62	0,30
Ni	1,01	0,97	1,00	0,02	Be	1,87	1,23	1,53	0,32
Cd	0,75	0,64	0,68	0,06	U	1,83	1,49	1,63	0,18
Cu	0,40	0,24	0,31	0,08	V	0,49	0,28	0,36	0,11
Y	0,16	0,10	0,13	0,03	Th	0,37	0,27	0,31	0,05
Tl	0,07	0,07	0,07	0,00	Hg	0,19	0,15	0,17	0,02
Ba	0,01	0,01	0,01	0,00	In	0,06	0,03	0,04	0,01

Tabla 1. Composición elemental de las aguas. DE es la desviación estandar.

Si comparamos estas concentraciones con los valores máximos permitidos para poder utilizar un agua para riego (según Crook y Bastian, 1992) se comprueba que sólo se superan los niveles para el Co (25 veces), Cd (en 69 veces) y Cu (en un 50%).

*Características de los lodo*s

Los valores medios de los principales metales pesados y elementos asociados de los lodos se resumen en la tabla 2. Las concentraciones son mucho más elevadas que las correspondientes a las aguas. Los elementos predominantes son Pb, Zn, As, Cu, Mn, Sb y Ba. En cantidades no tan importantes se encuentran Tl, Cr, Co, Cd y Ni. Menores proporciones las presentan Mo, Hg, Sn y otros.

	mg kg^{-1}					mg kg^{-1}			
	Máximo	Mínimo	Media	DE		Máximo	Mínimo	Media	DE
Mn	1097,5	667,3	787,7	144,3	Cd	36,8	22,9	29,4	5,3
Zn	8063,4	6246,6	7187,0	613,4	Ni	31,4	15,8	20,3	5,1
Pb	9635,9	4352,9	7996,1	2364,1	Sn	24,0	6,0	10,1	6,5
Cu	2175,8	1615,2	1993,2	195,4	Y	14,4	5,2	7,6	3,2
As	4122,6	1473,0	3113,5	1066,4	Be	1,7	0,4	0,8	0,4
Sb	957,9	394,1	699,8	214,6	U	2,4	1,5	2,0	0,3
Ba	804,1	353,7	639,9	152,7	Th	6,9	3,3	5,0	1,4
V	78,0	34,8	43,8	15,6	Sc	7,1	0,0	4,0	2,7
Tl	66,8	33,1	54,2	12,6	Hg	4,9	2,4	3,3	0,9
Cr	78,6	34,5	61,0	14,6	Mo	8,6	3,2	6,8	2,2
Co	54,0	32,6	47,3	7,9	In	3,0	1,5	2,4	0,6
Bi	86,6	37,9	68,6	20,7	Se	5,3	0,0	3,1	2,4

Tabla 2. Composición elemental de los lodos. DE es la desviación estandar.

Comparando estas concentraciones con los niveles máximos permitidos para poder usar lodos en agricultura (según la legislación española, BOE 1/10/90 y las de USA y Canadá) sólo se rebasan los umbrales para el As, Pb, Zn y Cu. Especialmente grave era el caso del As cuya concentración superaba en 54 veces el máximo permitido.

La granulometría es predominantemente limosa (46,3% de limo grueso y 26,6% de limo fino; con un 9,6% de arenas y 17,5% e arcillas) y su densidad aparente de 2,51. El pH es ácido, de 4,0 a 5,6 (Simón et al., 1998).

La contaminación de los suelos

Los suelos quedaron recubiertos por una capa de lodos con un espesor muy variable dependiendo de la topografía del terreno; se encontraron espesores que iban desde 1,5 metros en las depresiones de la zona alta de la cuenca hasta espesores mínimos (apenas 1 mm) en las zonas limítrofes de la riada. El espesor de 8 cm puede considerarse como el más representativo.

Se ha realizado un seguimiento continuo de la contaminación de los suelos muestreándolos en sucesivas fechas. Para los primeros muestreos (a los 10, 25 y 40 días del vertido) se seleccionaron una serie de perfiles en puntos representativos en un transepto longitudinal de la cuenca, de arriba a abajo: Mina (M), Soberbina (S), Doblas (D), Pilas-Aznalcázar (PA), Quema (Q), Puente de Don Simón (PDS), Pescante (P) y Los Pobres (LP) (Simón et al., 1998, 1999 y 2001) y en los siguientes muestreos (otoño de 1998, 1999, 2001, 2004, 2009 y 2010) se realizó una toma de muestras al azar mediante una red de muestreo aleatoria (Aguilar et al., 2004; Simón et al., 2008). En estos muestreos se tomaron 100 puntos a tres profundidades (0-10, 10-30 y 30-50 cm) con muestras compuestas (mezcla de cinco puntos tomados en los vértices y centro de un cuadrado de 10 metros de lado). Para evaluar la intensidad de la contaminación además de los suelos afectados se han muestreado otros fuera del vertido.

Características de los suelos

El impacto del vertido sobre los suelos va a estar condicionado por las características de estos ya que como sabemos el poder de amortiguación de cada suelo es diferente.

Los suelos afectados son suelos de bajo grado de evolución, mayoritariamente Fluvisoles y Regosoles háplicos, a veces se trata de unidades calcáricas, otras eútricas y en ocasiones vérticas FAO (2006).

Sus características principales son: textura desde franco arenosa a arcillosa; contenido variable en gravas (desde el 43% al 0%); estructura dominante en bloques subangulares de tamaño medio y grado de desarrollo moderado; pH básico (de 7,2 a 8,1); contenido variable en carbonatos (desde el 20% al 0%); F_{ed} del 1,5% al 0,8%). Capacidad de cambio de cationes de 30,6 a 16,5 $cmol_c\ kg^{-1}$); y materia orgánica del horizonte superficial del 0,9 al 2,9%.

La mayoría de los suelos contaminados parecen pues presentar características favorables para neutralizar el impacto, destacando tres propiedades decisivas: pH básico, presencia de carbonatos y abundantes óxidos férricos.

A grandes rasgos se pueden diferenciar tres zonas. La zona alta de la cuenca, junto a la balsa, se encuentran los suelos mas sensibles de texturas arenosas sin carbonatos; en la región intermedia siguen predominando los suelos arenosos pero ahora con importantes contenidos en carbonatos, por tanto algo mas protegidos; y en la parte baja se encuentra los suelos de mayor poder de amortiguación con texturas arcillosas-limosas y con carbonatos.

En cuanto al contenido en metales pesados y elementos asociados de los suelos no afectados por el vertido lo representamos en la tabla 3. En ella se observan valores mas altos para algunos elementos como Zn, Pb, As, Cu que los correspondientes a las medias de los suelos de Andalucía (56 $mg\ kg^{-1}$ para el Zn, 24 $mg\ kg^{-1}$ para el Pb y Cu, 10 $mg\ kg^{-1}$ para el As; Estudio de los elementos traza de los suelos de Andalucía, Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente), lo que pone de manifiesto una contaminación residual en la zona como resultado de la larga explotación de la mina (Cabrera et al. 1987).

	mg kg^{-1}					mg kg^{-1}			
	Máximo	Mínimo	Media	DE		Máximo	Mínimo	Media	DE
Mn	1250,0	365,9	845,5	275,6	Cd	0,9	0,0	0,5	0,4
Zn	376,1	45,8	230,8	123,1	Ni	47,7	14,0	32,1	12,3
Pb	74,6	22,0	41,8	16,4	Sn	3,4	0,0	0,8	1,3
Cu	66,9	17,0	42,2	18,8	Y	30,1	8,3	16,1	7,7
As	31,5	11,5	18,1	6,5	Be	2,8	0,9	1,9	0,7
Sb	3,0	1,5	2,2	0,7	U	3,1	1,1	1,8	0,7
Ba	363,7	196,9	292,9	58,2	Th	16,8	4,1	11,7	4,4
V	132,5	45,1	100,6	31,3	Sc	17,6	4,1	11,9	5,4
Tl	0,6	0,2	0,5	0,1	Hg	0,5	0,2	0,4	0,1
Cr	99,9	33,1	68,5	25,4	Mo	0,8	0,0	0,2	0,3
Co	20,0	6,9	14,4	4,2	In	0,1	0,1	0,1	0,0
Bi	0,8	0,2	0,4	0,2	Se	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabla 3. Composición elemental de suelos no afectados, entre 0-10 cm. DE es la desviación estandar.

Contaminación inicial

La contaminación inicial es la que se produce en el momento de la llegada de las aguas y lodos. Cuando llega el vertido los suelos estaban secos, encontrándose grieteados. Las aguas se infiltran masivamente a través de los suelos, mientras que los lodos quedan fundamentalmente sobre la superficie, recubriendo los suelos, y sólo una pequeña parte de ellos se introduce en el suelo a través de la macroporosidad.

Es importante separar la parte de la contaminación debida al agua de la originada por los lodos, ya que en el primer caso se trata de contaminantes solubles que han impregnado masivamente los suelos (contaminación uniforme, contaminantes muy móviles, potencialmente tóxicos y bioasimilables) mientras que el segundo caso los metales se encuentran en fase insoluble y se han introducido con carácter puntual, localizados en los macroporos del suelo (desigualmente repartidos, inmóviles, no actualmente tóxicos ni bioasimilables). En el caso del Cu, Zn y Cd sólo del orden de un 20% entró en forma sólida y por tanto un 80% llegó en fase soluble con el agua. Por el contrario, As y Tl entraron fundamentalmente con los lodos (alrededor de un 96%) y sólo una escasa parte llegó con el agua (4%). Por ora parte, el Pb presenta un comportamiento intermedio, aunque con claro predominio de la fase sólida (63%). Como era de esperar, la contaminación es menor en el horizonte subsuperficial (Simón et. al., 1998).

La entrada de los lodos en los suelos fue muy desigual dependiendo de sus características (fundamentalmente estructura, granulometría y porosidad), de su situación en la cuenca y especialmente del microrrelieve. Así encontramos desde suelos en los que en los 10 primeros centímetros entró hasta 150 g kg^{-1} (Pescante) hasta otros con valores de tan sólo 2,5 g kg^{-1} (Soberbina).

En la tabla 4 resumimos las concentraciones de metales pesados y elementos asociados en los suelos contaminados. De la comparación con las concentraciones en los suelos no contaminados (tabla 3) se pone de manifiesto que la contaminación de estos suelos queda reducida a ocho elementos Sb, Pb, As, Bi, Cd, Cu, Tl y Zn con incrementos de 1.159%, 786%, 602%, 550%, 340%, 215%, 320% y 224% respectivamente. Como, hoy día, no se le reconocen efectos tóxicos al Sb y al Bi nos dedicaremos en nuestro estudio a los otros seis y dentro de ellos le daremos preferencia a los cuatro elementos más abundantes: Zn, Pb, Cu y As.

	mg kg^{-1}					mg kg^{-1}			
	Máximo	Mínimo	Media	DE		Máximo	Mínimo	Media	DE
Mn	1030,0	470,6	681,9	172,8	Cd	5,7	0,4	2,2	1,8
Zn	2235,2	144,6	747,9	705,7	Ni	40,4	17,4	29,1	7,5
Pb	1785,5	60,0	370,4	627,6	Sn	4,8	0,0	1,0	1,8
Cu	400,8	33,8	132,8	124,2	Y	22,2	12,5	18,3	3,6
As	603,7	29,0	127,0	211,1	Be	2,7	1,0	1,8	0,6
Sb	145,6	4,0	27,7	52,1	U	2,2	1,1	1,7	0,4
Ba	378,3	216,6	292,1	55,4	Th	19,5	9,1	13,9	4,1
V	127,7	75,6	94,7	17,4	Sc	16,5	6,2	10,9	3,3
Tl	8,9	0,5	2,1	3,1	Hg	0,6	0,2	0,4	0,1
Cr	103,2	45,1	68,5	18,8	Mo	2,1	0,0	0,7	0,7
Co	22,7	10,2	15,9	3,8	In	0,6	0,1	0,2	0,2
Bi	12,6	0,5	2,6	4,4	Se	3,4	0,0	0,5	1,3

Tabla 4. Composición elemental de suelos afectados, entre 0-10 cm. DE es la desviación estandar.

Contaminación secundaria

Es el resultado de la evolución de los lodos al ir transcurriendo el tiempo. Los lodos, al depositarse sobre la superficie de los suelos, se encontraban saturados en agua por lo que reinaban condiciones reductoras y las partículas minerales de sulfuros eran estables. Su textura limosa y su alta porosidad les confiere una gran capacidad de retención de agua. En los primeros momentos se produce un proceso de desecación, lo que conduce a la oxidación de parte de los sulfuros que pasan a fase soluble bajo la forma de sulfatos, liberándose los metales pesados asociados y acidificándose fuertemente el medio (Singer and Stumm, 1970; Nordstrom, 1982; Förstner and Wittmann, 1983).

Esto se refleja en los intensos incrementos en sulfatos en la fracción soluble de los lodos entre el 4 de mayo y el 20 de mayo junto a un pronunciado descenso del pH. Como resultado se produce un fuerte incremento de los metales pesados y elementos asociados en la concentración del extracto de los lodos (figura 2).

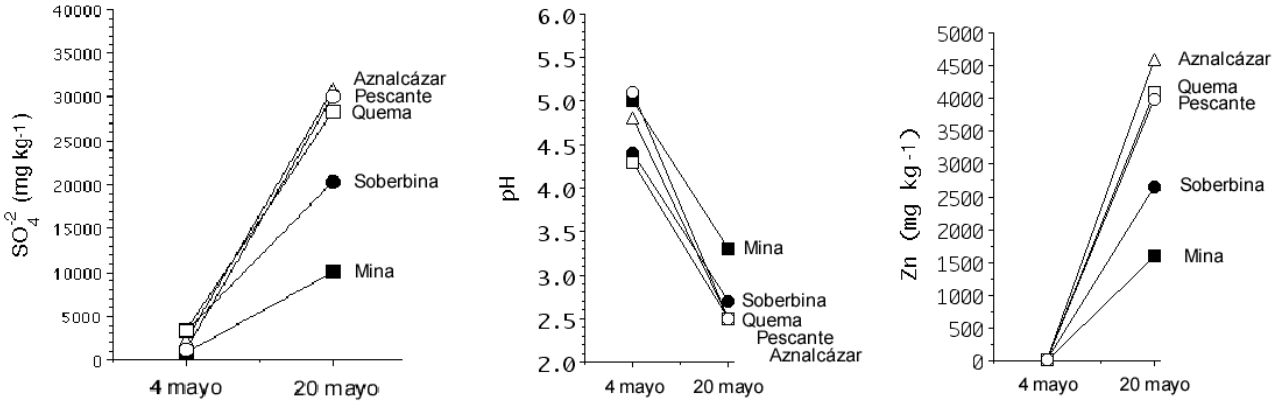


Figura 2. Valores de sulfatos, Ph y Zn en la fracción soluble de los lodos a los 10 y 25 días del vertido.

Al proseguir la desecación de los lodos las sales disueltas se concentran y precipitan formando eflorescencias blancas en la superficie de la capa de lodos y en las grietas de los suelos. Están constituidas por sulfatos complejos de Mg, Zn, Fe, Pb, Cu y Al (bianchita, beaverita, hexahidrita, principalmente).

Con la llegada de las primeras lluvias estas sales se disuelven y junto a las sales solubles retenidas en los microporos de los lodos se movilizan y se infiltran en los suelos produciendo una contaminación secundaria que como se ha se ha indicado es el resultado de una oxidación. Tanto la contaminación inicial como la secundaria inciden preferentemente en el horizonte superficial de los suelos (muestras de 0-10 cm). Los incrementos debidos a esta contaminación oxidativa fueron realmente importantes ya que en un periodo de tres meses se registraron incrementos medios con respecto a la contaminación inicial de 159% para el Cd, 122% para el Zn, 75% para el Cu y As, 68% para el Pb y 61% para el Tl, que sumados a la contaminación inicial daban unos valores (1.778% para As, 1.355% para Pb, 1.080 para Cd, 566% para Cu, 524% para Zn y 517% para Tl) que ponían de manifiesto la extrema gravedad de la situación y exigían de una intervención inmediata (tabla 5).

	SnC mg kg^{-1}	CI mg kg^{-1}	CS mg kg^{-1}
Zn	230,81	647,18	1.439,12
Pb	41,78	361,24	608,21
Cu	42,22	152,68	267,17
As	18,10	121,73	213,24
Cd	0,51	2,27	5,90
Tl	0,48	2,31	3,71

Tabla 5. Concentraciones en 1998 después de la contaminación secundaria (CS) frente a la inicial (CI) y con respecto a la de los suelos no contaminados (SnC) en las muestras 0-10 cm.

Rehabilitación de la zona

Retirada de lodos

La primera medida que se tomó fue la retirada de la capa de lodos (además de la parte superficial de los suelos). Se realizó una operación gigantesca de movilización de tierra (se calcula que se movilizaron más de siete millones de metros cúbicos de lodos y suelos) en un tiempo record (unos cuatro meses) y unos elevadísimos costes (el total de la actuación se cifra en más de 230 millones de euros) pero los resultados no fueron plenamente satisfactorios sobre todo teniendo en cuenta el enorme esfuerzo realizado. Las concentraciones resultantes se resumen en la tabla 6. De su examen destaca como la contaminación se concentra en el horizonte superficial y va disminuyendo progresivamente para los horizontes de 10-30 y de 30-50. Destaca en esta tabla la enorme heterogeneidad de la contaminación puesta de manifiesto por los altos valores de la desviación estándar. La contaminación se rebajó sensiblemente pero para las muestras de 0-10 cm quedó por encima de los valores medios que produjo durante la contaminación inicial (tabla 5); los valores medios en los horizontes de 10-30 y 30-50 quedaron por debajo aunque más altos que los de los suelos no afectados por el vertido.

	Máximo	Mínimo	Media	Desviación estándar
Muestras 0-10 cm				
Zn	3.206,94	58,67	937,46	687,58
Pb	3.231,01	35,84	385,72	517,30
Cu	646,96	23,53	187,94	134,46
As	1.226,76	15,37	157,28	214,90
Cd	10,68	0,09	2,96	2,31
Tl	19,29	0,33	2,74	3,36
Muestras 10-30 cm				
Zn	3.035,08	45,95	543,90	552,34
Pb	1.231,03	14,00	147,84	189,41
Cu	772,89	11,22	152,93	131,37
As	589,51	6,74	66,01	75,17
Cd	8,70	0,09	1,82	1,86
Tl	7,46	0,30	1,00	0,98
Muestras 30-50 cm				
Zn	2.713,91	57,24	365,52	514,17
Pb	440,61	14,41	109,22	96,64
Cu	895,68	15,29	128,41	157,17
As	211,44	8,86	47,22	40,38
Cd	8,51	0,11	1,22	1,76
Tl	2,58	0,30	0,72	0,48

Tabla 6. Concentraciones en As y metales pesados de los suelos en 1998 tras la retirada de los lodos.

Medidas de remediación realizadas durante 1999

A la vista de los resultados, a la retirada de los lodos siguieron otras medidas. La primera acción que se realizó en el invierno del 1999 consistió en relimpiar las zonas que habían quedado más contaminadas. Se realizaron un ensayos de fitorremediación en parcelas experimentales pero se desechó su implantación debido a los malos resultados obtenidos.

Después, ante la dificultad de eliminar mas contaminantes, se trató de inmovilizarlos para disminuir su toxicidad. Para determinar la movilidad y disponibilidad de los contaminantes en los suelos se realizaron unas determinaciones de laboratorio consistentes en una serie de extracciones selectivas con distintos agentes (agua, cloruro cálcico, ácido acético, oxalato/oxálico y EDTA). Las pruebas mostraron, además de cómo la solución del suelo mostraba unas concentraciones muchos más bajas en los suelos básicos que en los ácidos, que una importante proporción de los contaminantes (a excepción del As y Tl) eran fijados por los carbonatos. Por ello se realizó una enmienda caliza empleando espuma de azucarera con una dosis de 2 kg m^{-2}.

El análisis de los suelos (tabla 7) mostró unos decrecimientos del orden del 20% con respecto a las concentraciones después de la retirada de los lodos, pero todavía para el Zn, Cu, As y Cd con valores más altos que los alcanzados en la contaminación inicial (tablas 5 y 6).

	Máximo mg kg^{-1}	Mínimo mg kg^{-1}	Media mg kg^{-1}	Desviación estándar
Zn	2.108,86	118,66	719,22	411,47
Pb	1.589,15	48,16	316,18	258,67
Cu	470,63	34,08	159,67	91,33
As	523,13	14,77	123,56	100,33
Cd	7,33	0,29	2,28	1,31
Tl	12,18	0,49	2,16	1,91

Tabla 7. Concentraciones en As y metales pesados de los suelos en 1999 tras las medidas de remediación (muestras 0-10 cm).

Medidas de remediación realizadas durante 2000

En el año 2000 terminaron las medidas de remediación de la zona con dos acciones. Primero se añadieron sustancias para aumentar la capacidad de cambio de los suelos (materia orgánica y arcillas) y óxidos de Fe, para fijar fundamentalmente al As y Tl. Finalmente se optó por realizar un arado profundo para diluir las concentraciones del horizonte más superficial que era el que presentaba las mayores concentraciones.

Los resultados de estas enmiendas se comprobaron en el muestreo realizado en 2001; las concentraciones finales se reproducen en la tabla 8. El valor medio de los suelos sólo resultó quedar a nivel preocupante para el caso del As. Las concentraciones se rebajaron entre un 22 y un 42% con respecto a las muestras de 1999. Con estas medidas la contaminación se rebajó por debajo de la alcanzada en la contaminación inicial (tabla 5) aunque con valores siempre más altos que los que presentaban los suelos antes del vertido.

	Máximo mg kg^{-1}	Mínimo mg kg^{-1}	Media mg kg^{-1}	Desviación estándar
Zn	1.571,36	38,59	505,62	301,34
Pb	740,67	21,56	182,03	135,82
Cu	339,65	13,24	113,59	60,14
As	488,37	7,19	97,04	88,26
Cd	5,40	0,15	1,65	1,01
Tl	5,92	0,22	1,35	0,92

Tabla 8. Concentraciones en As y metales pesados en los suelos muestreados en 2001 tras las medidas de remediación realizadas durante 2000 (muestras 0-10 cm).

Finalmente, los terrenos afectados se expropiaron y se cercó la zona, delimitándose un Corredor Verde que une las marismas del Guadalquivir con Sierra Morena, sin que se desarrollara ya ninguna medida de remediación importante.

Posteriores seguimientos se llevaron a cabo durante los años 2004, 2009 y 2010. Los resultados muestran una clara tendencia a disminuir las concentraciones (tablas 9,10 y 11), llegándose a presentar decrecimientos en la muestras de 2009 de hasta un 57% con respecto a las de la contaminación inicial, aunque siempre con valores más altos que los que presentan los suelos no afectados por el vertido; con aumentos desde el 37% para el Pb hasta casi el 300% para el As.

	Máximo mg kg^{-1}	Mínimo mg kg^{-1}	Media mg kg^{-1}	Desviación estándar
Zn	1.200,24	46,72	461,73	248,46
Pb	412,93	33,73	169,25	90,74
Cu	308,41	3,72	109,20	49,14
As	328,60	8,72	82,66	54,90
Cd	4,33	0,24	1,53	0,87
Tl	2,65	0,31	1,20	0,48

Tabla 9. Concentraciones en As y metales pesados de los suelos en 2004 (muestras 0-10 cm).

	Máximo mg kg^{-1}	Mínimo mg kg^{-1}	Media mg kg^{-1}	Desviación estándar
Zn	1.069,70	18,00	331,87	213,06
Pb	631,21	10,00	153,79	125,62
Cu	196,27	20,01	95,68	46,64
As	320,80	7,10	71,90	59,82

Tabla 10. Concentraciones en As y metales pesados de los suelos en 2009 (muestras 0-10 cm).

	Máximo mg kg^{-1}	Mínimo mg kg^{-1}	Media mg kg^{-1}	Desviación estándar
Zn	1982,02	48,03	417,62	318,14
Pb	763,90	18,95	152,51	126,41
Cu	388,80	33,66	104,44	56,74
As	389,27	11,21	77,51	64,39

Tabla 11. Concentraciones en As y metales pesados de los suelos en 2010 (muestras 0-10 cm).

Todos los valores anteriormente comentados se refieren a la concentración media de los suelos (generalmente al horizonte superficial, de 0-10 cm), el comportamiento de la población de suelos lo podemos analizar con los percentiles, esta función también muestra un claro decrecimiento de las concentraciones a ir transcurriendo el tiempo (figura 3).

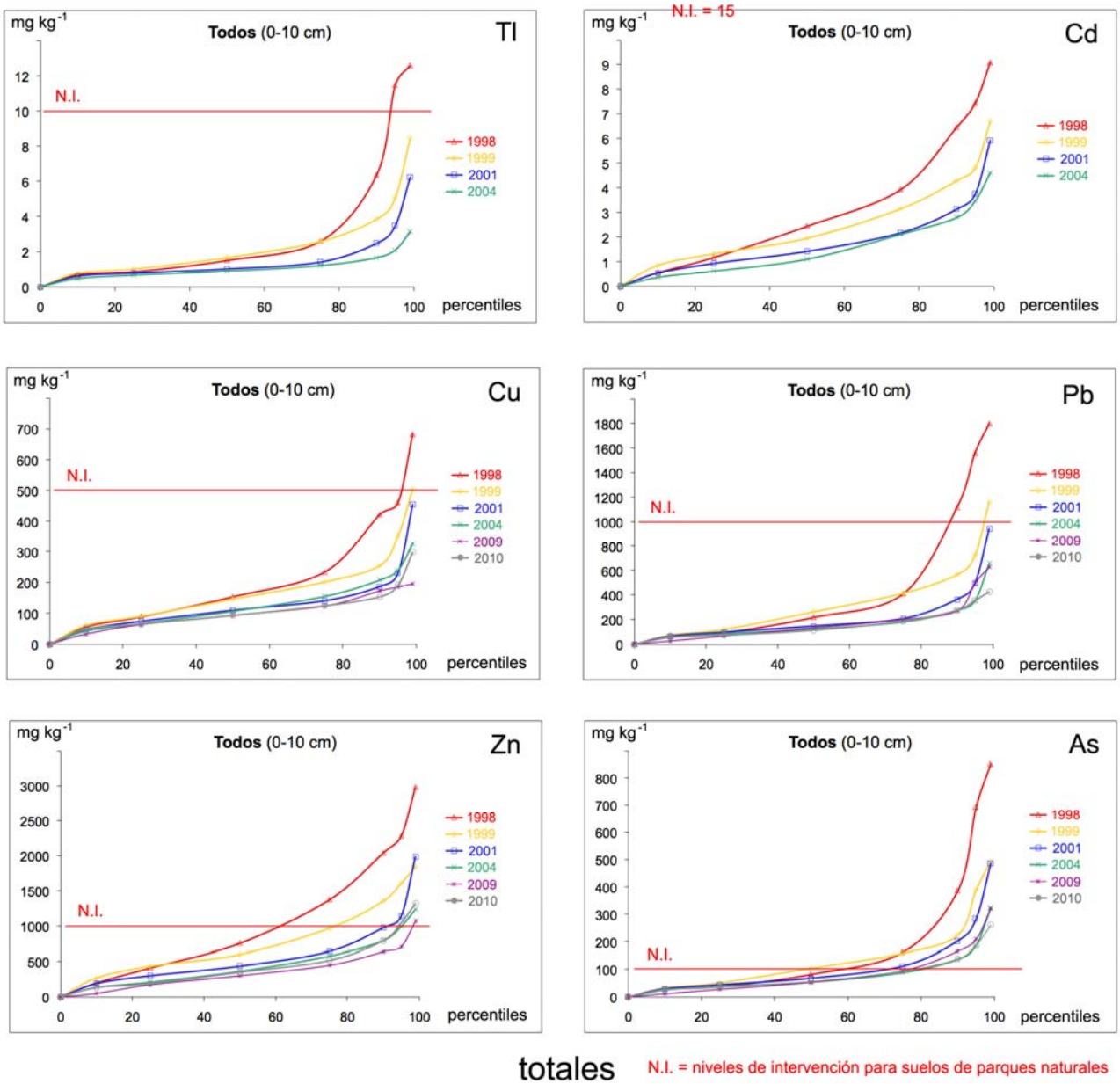


Figura 3. Representación de las concentraciones de los percentiles para los diferentes muestreos.

El 100% de los suelos presentan valores inferiores a los de intervención para suelos de parques nacionales para el Pb, Cu, Cd y Tl y sólo se supera en un 5% el nivel de intervención en el caso del Zn. Sin embargo, todavía queda el problema del As que se superan los máximos admitidos en un 22% (porcentaje que asciende hasta un 52% en los suelos ácidos y que baja al 17% en el caso de los básicos). No obstante la efectividad de las medidas tomadas se pone de manifiesto si comparamos estos valores con la situación antes de la retirada de los lodos con unos porcentajes de suelos potencialmente contaminados que eran del 7% para el Cd, 8% para Cu, 11% para Tl, 26% para Pb, 42% para Zn y 68% para el As (si bien se ha de aclarar que estos valores están referidos a los niveles de intervención para suelos agrícolas que como sabemos son bastante más exigentes, casi la mitad de los reconocidos para los parques nacionales).

Hasta ahora se ha tratado exclusivamente con la fracción total de los contaminantes pero la posible toxicidad del suelo queda mejor reflejada por las concentraciones en la solución del suelo y en la fracción bioasimilable (extraída con EDTA). Para el As (el único contaminante importante en estos suelos después de las medidas de rehabilitación) la concentración de la fase soluble ha ido disminuyendo con el tiempo quedando en las muestras de 2004 el 95 percentil por debajo de los niveles de intervención y del 99 percentil en la fracción bioasimilable. Sin embargo en las muestras de 2009 y 2010 la tendencia se ha invertido y el As parece estar movilizándose peligrosamente.

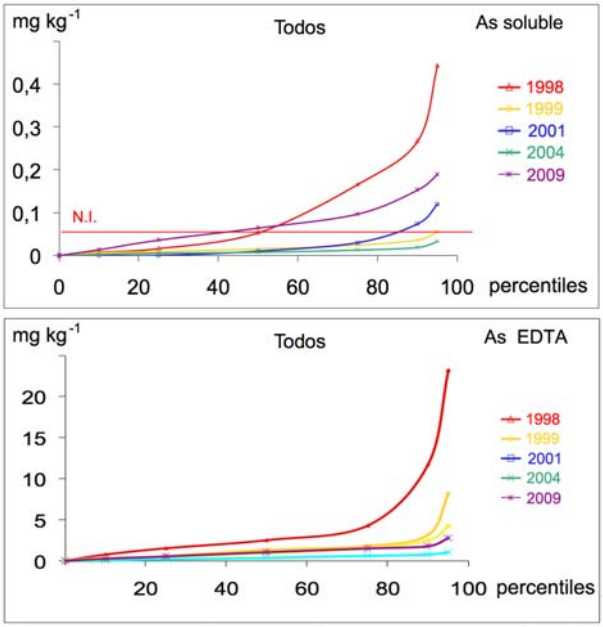


Figura 4. Representación de las concentraciones de los percentiles para los diferentes muestreos del As soluble y del As extraíble por EDTA.

Evolución sin intervención

Existen unas cuestiones básicas que han creado controversia entre los investigadores y los políticos que se han interesado de alguna manera por las consecuencias del vertido pirítico de Aznacóllar ¿Fue la retirada de los lodos una decisión correcta?¿Qué hubiese pasado en la zona de no haber tomado medidas de rehabilitación?.

Para responder a estas preguntas hemos muestreado suelos en puntos en los cuales han quedado restos de lodos en superficie (10 zonas residuales y dos parcelas experimentales en las que se han dejado ex profeso los lodos sin ninguna medida de remediación con fines de investigación).

En estas zonas se ha realizado un muestreo sistemático en el perfil: cada centímetro hasta los 10 cm de profundidad, cada 5 cm hasta los 30 cm, cada 10 cm hasta los 100 y cada 20 a partir de 100 cm (en un caso se ha llegado hasta los 280 cm).

En todas estas situaciones se ha podido comprobar el desarrollo de una extrema contaminación y una no menos importante alteración de los constituyentes así como de las propiedades de los suelos.

Cambios en la morfología del perfil del suelo

La infiltración de la solución ácida procedente de la oxidación de la capa de lodos superficiales va penetrando en los suelos produciendo una fuerte horizonación en unos perfiles que en un principio eran muy homogéneos (regosoles y fluvisoles). A los dos meses aparece en la parte superior de los suelos una fina capa de espesor milimétrico de color rojo-amarillento (color en seco Munsell: 7,5 YR 6/8) que se va profundizando progresivamente; 4 mm a los dos meses, 12 mm a los 15 meses, 65 mm a los 3 años, 110 mm a los 5 años, y alcanzando un espesor de hasta los 250 mm a los 9 años. Entre la capa de lodos y el suelo se diferencia, ya en las muestras tomadas a los 3 años del vertido, una capa gris-blanca (2,5 YR 7/2) de 10 a 30 mm de espesor; se trata de una capa de alteración y contaminación extremas. Ambas capas aparecen tanto en los suelos ácidos como en los básicos, adquiriendo en aquellos un mayor espesor. La coloración rojiza es debida en una primera fase a la oxidación del Fe^{2+} de la capa de lodos y en la segunda la infiltración de la solución produce la precipitación del Fe^{3+} en las capas superiores del suelo. Las sucesivas infiltraciones de la solución fuertemente ácida procedente de los lodos disuelven a todo el Fe^{3+} previamente precipitado en los primeros centímetros de suelo arrastrándolo a capas más profunda y dejando una capa gris-blanca justo debajo de la capa de lodos.

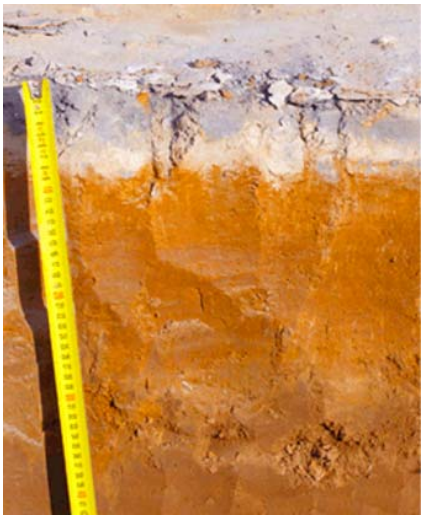


Figura 6. Diferenciación de horizontes en el perfil del suelo como resultado de la contaminación.

Estos cambios se ponen claramente de manifiesto a nivel microscópico. Así en el fondo del perfil a unos 70/80cm, el suelo muestra unos rasgos micromorfológicos similares en todo a los que presenta estos suelos en las zonas no contaminadas. Por encima, en la capa ocre-rojiza muestra una importante alteración. El Fe de la solución contaminante precipita formando compuestos de color ocre-rojizo generalmente mal cristalizados que agregan a los granos minerales que han resistido, en mayor o menor grado, la alteración de la solución ácida. Los sulfatos de la solución contaminante precipitan con el Ca liberado por los minerales alterados formando abundantes cristales de yeso. En la capa más superficial, la gris-blanca, la alteración es máxima. La

infiltración de la solución ácida procedente de los lodos, con un pH tan bajo como 1,8 destruye totalmente a los minerales y aparece un residuo formando unas masas de baja cristalinidad. Como resultado de la hidrólisis mineral aparecen espacios vacíos en el suelo (en negro y gris en la figura 7) que se agrupan también horizontalmente. La estructura del suelo se destruye y adopta un tipo laminar.

En el SEM se observa el aspecto vítreo de este residuo y el microanálisis por energías dispersivas de rayos X muestra una composición de Fe y S aportados por la solución ácida contaminante procedente de los lodos, junto a Si, Al, Mg, Ca y K proceden de la alteración mineral.

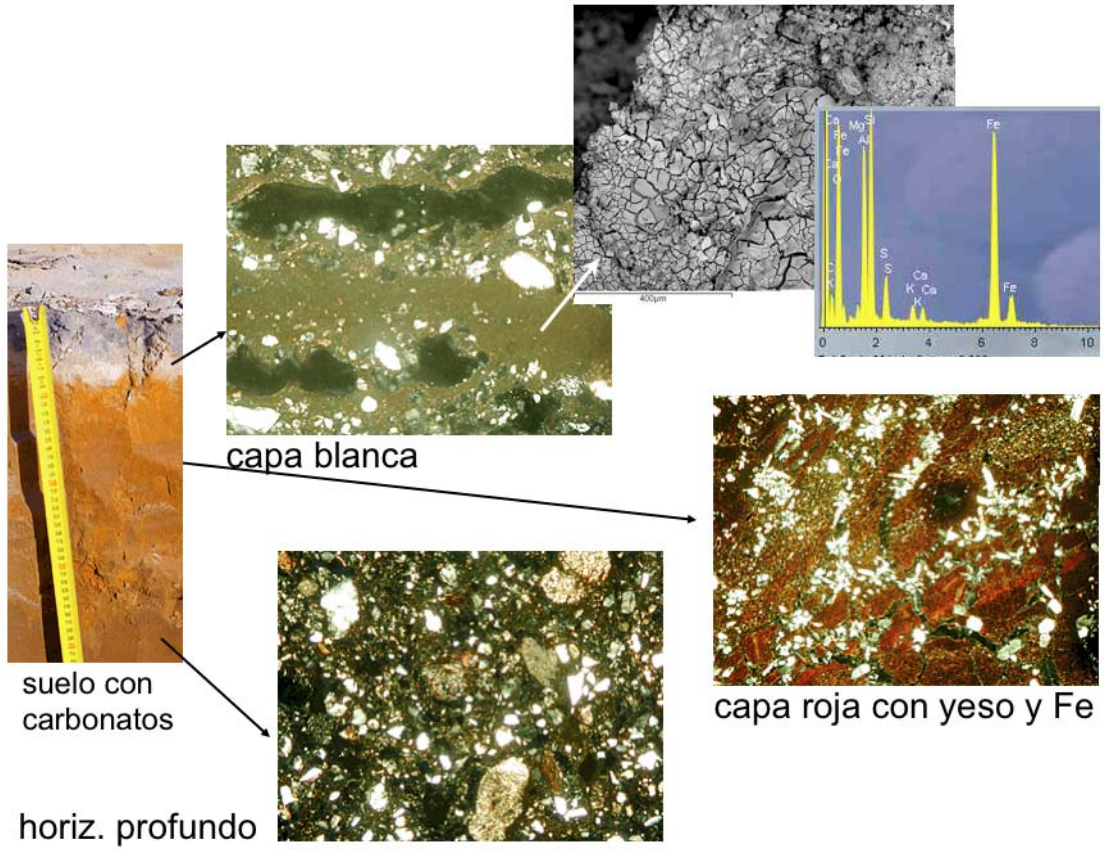


Figura 7. Cambios a nivel microscópico.

Cambios en las propiedades del suelo

La propiedad que ha sufrido los cambios más importantes durante el período de estudio ha sido la acidez, reflejándose en un descenso significativo del pH a medida que ha progresado la contaminación, hasta alcanzar valores próximos a 2,0 en los primeros milímetros del suelo y llegando a afectar de forma significativa hasta una profundidad de 100 cm en los suelos básicos y dando valores de 3,5 a profundidades de más de 280 cm en los ácidos (figura 8).

La conductividad eléctrica de la solución del suelo tiene un comportamiento inverso al pH, y los valores más elevados se dan en los primeros milímetros de los suelos, lo que implica una acumulación de formas solubles de los elementos en esta profundidad, debido a que la solución del suelo se está enriqueciendo en gran cantidad de elementos, bien aportados directamente por la oxidación de los lodos, bien procedentes de la alteración de los constituyentes presentes en el suelo.

La capacidad de intercambio catiónico decae sensiblemente; así, en la parte superior de los suelos no contaminados se dan valores medios de 30 $cmol_+$ kg^{-1}, mientras que en la misma zona de los suelos transcurridos tan sólo cuatro años descienden hasta 12 $cmol_+$ kg^{-1}, al tiempo que la profundidad a la que se afecta significativamente esta propiedad coincide con el límite inferior de la capa pardo-rojiza de alteración observada en el perfil del suelo.

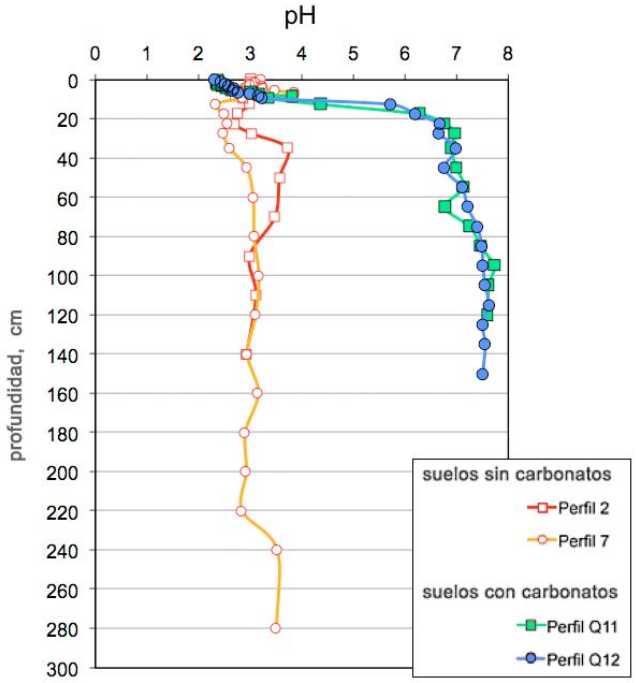


Figura 8. La alteración se pone también claramente de manifiesto en el pH del suelo. Los suelos básicos, con carbonatos, experimentan una intensa acidificación en sus horizontes superficiales. mientras que en los suelos sin carbonatos la extrema acidez llega hasta casi los 3 metros (la máxima profundidad de muestreo que hemos alcanzado, en un suelo a los 9 años).

Cambios en los constituyentes del suelo

La fuerte acidificación afectó a los principales constituyentes del suelo, causando un acusado descenso en los contenidos en arcilla y materia orgánica, justificando la importante disminución en la capacidad de intercambio catiónico.

Las sucesivas infiltraciones en el suelo de las soluciones ácidas procedentes de la oxidación de los lodos, dio lugar a la total meteorización de los carbonatos en los primeros centímetros de los suelos: 4 cm a los 3 años, 7 cm a los 4, 13 a los 6 y 10 a los 9 años; y una decarbonatación parcial más profunda: 8 cm a los 3 años, 32 cm a los 4, 70 a los 6 y 110 cm a los 9 años (Figura 9).

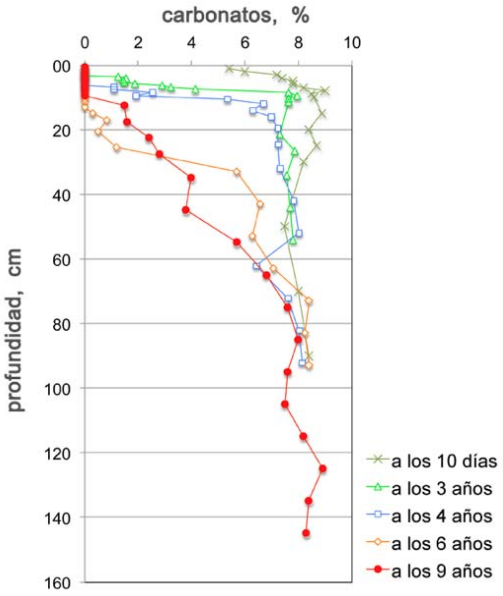


Figura 9. Evolución del contenido en carbonatos al ir transcurriendo el tiempo

La concentración total de los principales elementos mayoritarios (Si_T, Al_T, Mg_T, K_T, Na_T) disminuye claramente en los primeros 50 mm del suelo y tienden a acumularse en profundidad, confirmando que la acidificación dio lugar a la meteorización parcial de minerales primarios tales como feldespatos y filosilicatos de la fracción arcilla (Preda and Cox, 2004).

La movilidad de estos elementos parece estar muy relacionada con el pH del suelo; en este sentido, Si_T y Al_T presentan ligeras diferencias, ya que el lavado del aluminio se realiza en la zona fuertemente acidificada y se acumula principalmente cuando el pH se eleva por encima de 5,5; mientras que el silicio presenta una mayor movilidad relativa en estos medios, lavándose igualmente de los primeros centímetros del suelo pero acumulándose a una profundidad ligeramente mayor que en el caso del aluminio, coincidiendo con la zona de pH > 7.5.

Por otra parte, el hierro disuelto en la solución ácida tiende a precipitar en la parte superior del suelo, especialmente en los primeros centímetros, en los que el contenido en hierro total (Fe_T) del suelo es más del doble que el de los suelos no afectados por el vertido. Esta acumulación de hierro implica que, si bien en la solución ácida procedente de la oxidación del lodo éste entra en el suelo en forma de Fe^{2+}, en el contacto con este medio y tras la elevación del pH por encima de 2,3 se produce su oxidación a Fe^{3+} y su posterior precipitación.

La concentración de los principales elementos mayoritarios en la solución del suelo (Al_S, Fe_S, Mg_S, K_S, Na_S) indica un incremento generalizado de la mayoría de estos elementos en la parte superior del mismo debido a la intensa alteración mineral, a excepción del potasio soluble (K_S) que decrece de forma significativa en los primeros 50 mm de profundidad. La disminución de este elemento podría estar relacionada con la neoformación de jarosita [$KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$] en esta zona del suelo (Dorronsoro et al, 2002; Simón et al, 2002; Accornero et al, 2005), tal y como se pone de manifiesto en el estudio mineralógico presentado en el apartado siguiente. La solubilidad del hierro y aluminio se ve estrechamente relacionada con el pH del suelo. En el caso del hierro se alcanzan concentraciones muy elevadas en solución, llegando a valores máximos de 0.1 g l^{-1} en las proximidades del contacto entre el suelo y el lodo, y manteniéndose en valores altos hasta la franja del suelo que presenta valores de pH inferiores a 2,3. El aluminio soluble también presenta concentraciones muy elevadas en la parte superior

del suelo, llegando a valores máximos de 0.07 g l^{-1} en el contacto del suelo con el lodo, y manteniéndose en valores altos hasta la franja del suelo que presenta valores de pH inferiores a 5.5.

Cambios en la composición mineralógica

La mineralogía de los suelos originales estaba dominada por cuarzo (58%), feldespatos (11%), calcita (18%) y filosilicatos (13%), y la infiltración de la solución ácida procedente de la oxidación del lodo produjo una intensa alteración de gran parte de los minerales primarios, así como importantes procesos de neoformación, que se ponen claramente de manifiesto en los primeros centímetros del suelo. Así, observamos una intensa meteorización de la calcita, que ha desaparecido por completo en esta zona del suelo, mientras que el resto de minerales primarios muestran variaciones importantes, especialmente, los feldespatos y filosilicatos se reducen de forma significativa (tabla 12).

		Suelo no contaminado	2 meses	15 meses	4 años
originales	Cuarzo	45%	45%	45%	50%
	Feldespatos	20%	20%	15%	10%
	Filosilicatos	20%	20%	20%	10%
	Carbonatos	15%	5%	0%	0%
neoformados	Yeso	0%	5%	10%	15%
	Jarosita	0%	0%	5%	15%
	oxihidróxisulfatos de Fe	–	–	n. d.	n. d.
	oxihidróxidos de Fe	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.

Tabla 12. Cambios en la mineralogía del suelo.

Los cambios en la mineralogía se reflejan claramente en la aparición de nuevos minerales, debidas en gran parte a las grandes cantidades de sulfatos disueltas así como del Fe en la solución. Al reaccionar con el calcio liberado en la meteorización de la calcita se neoforma yeso, llegando a suponer este mineral el 20 - 25% del total del suelo en algunas zonas de la capa pardo-rojiza (Ritsema y Groenenberg, 1993; Van Breemen, 1973). El yeso es un mineral muy abundante en todos los horizontes del suelo afectado por la infiltración de la solución contaminante, llegando en los suelos ácidos hasta los 300 cm de profundidad (recordemos que a estos suelos se les añadieron carbonatos en la fase de remediación).

Por otro lado, el hierro y los sulfatos, junto con el potasio liberado de la alteración de los feldespatos y las micas, forma hidroxisulfatos de hierro tipo jarosita o plumbojarosita en cantidades importantes, que alcanzan el 20% de la mineralogía total coincidiendo con la zona del suelo más fuertemente acidificada (Fukushi et al, 2003; Sánchez et al, 2005) (figura 10).

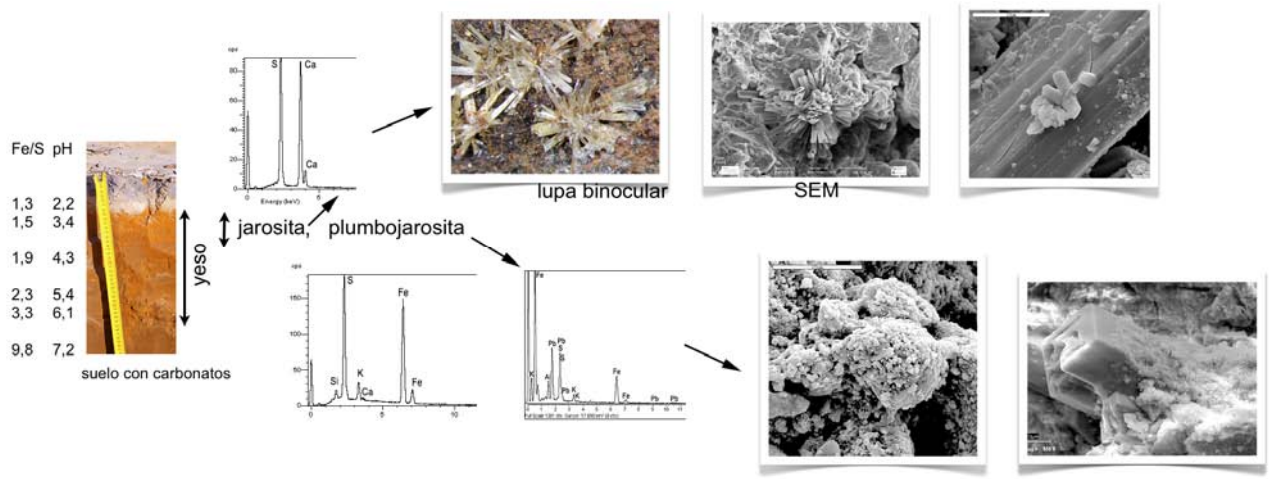


Figura 10. Neoformación de minerales de calcio.

La mayor parte del hierro liberado tiende a precipitar en formas amorfas en la masa basal del suelo, al tiempo que es retenido por minerales neoformados que van enriqueciendo su contenido en hierro con la profundidad. Como ya hemos comentado, gran parte de este hierro, tras su posterior oxidación, tiende a precipitar como oxihidroxisulfatos. En la parte superior de la capa pardo-rojiza, encontramos una razón molar Fe/S de 1.3, muy próxima a la de los minerales del grupo de la jarosita, por lo que la presencia de estos minerales es predominante (como también se ha puesto de manifiesto en el estudio mineralógico); además la formación de jarosita se asocia con las condiciones fuertemente ácidas de esta parte del perfil (Dold, 2003; Sánchez et al., 2005).

La presencia de minerales tipo schwertmannita [$Fe_8O_8(OH)_6SO_4$] y ferrihydrita [$5Fe_2O_3\ 9H_2O$], con bajo grado de cristalinidad y contenidos en hierro mucho más elevados que los hidroxisulfatos anteriores, son muy frecuentes en estos medios (Bigham et al., 1996; Sánchez et al., 2005). La ferrihydrita se forma en medios neutro-alcalinos, mientras que la schwertmannita se forma en medios ácidos, pudiendo coexistir con la jarosita en condiciones de pH > 2.8 (Dold, 2003); en este sentido, a medida que vamos descendiendo en la capa pardo-rojiza, la razón molar Fe/S se va incrementando, hasta alcanzar valores superiores a 2.3, lo que indica la presencia de minerales con mayor contenido en hierro que la jarosita. La presencia de schwertmannita ha sido detectada en esta zona de la capa pardo-rojiza de perfil mediante microscopía electrónica de barrido (SEM-EDX) (figura 11).

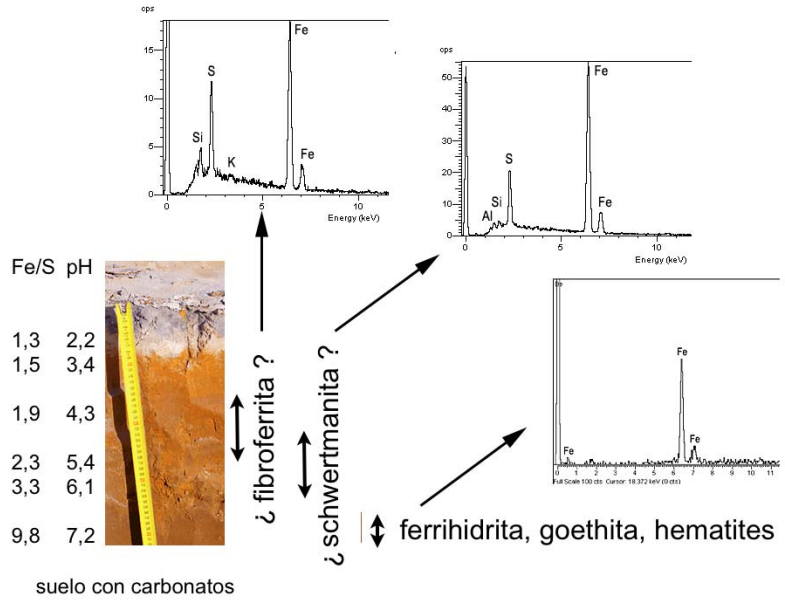


Figura 11. Neoformación de oxihixidrosulfatos de Fe en la parte baja del perfil.

Contaminación resultante

La infiltración de la solución tóxica produce una extrema contaminación en estos suelos que han conservado la capa superficial de lodos (figura 12). En la movilidad de los contaminantes se reconocen dos grupos con comportamientos muy distintos. Por un lado están los solubles que se desplazan hasta los horizontes profundos, son el Zn, Cd y Cu y por otro lado tenemos al As, Tl y Pb que son muy insolubles y apenas se desplazan unos milímetros dentro del suelo.

Comparando la movilidad en los suelos ácidos y básicos en los primeros los elementos traza analizados son siempre mucho mas solubles que en los segundos. En los suelos ácidos los metales pesados mas solubles (Zn, Cd y Cu) de las muestras tomadas a los nueve años rebasan todo el espesor muestreado (en una ocasión hasta los 280 cm) alcanzando el subsuelo y lógicamente los niveles freáticos más superficiales, presentan un fuerte incremento (de hasta 1.491 mg kg^{-1}en un caso) en los primeros centímetros (unos 7 cm de media); de los menos móviles el As se moviliza hasta una profundidad media de 150 cm mientras que el Pb sólo llega a migrar a profundidades que oscilan entre los 15 y los 150 cm. En los suelos básicos la movilidad de todos los contaminantes es muy limitada. Los más móviles (Zn, Cd y Cu) sólo alcanzan de 20 a 40 cm a los nueve años del vertido, el As llega hasta los 10/20 cm y el Pb no sobrepasa los 10 cm de profundidad.

En cuanto al grado de movilidad, el Cu parece ser el más móvil, seguido del Zn, Pb y As que parece ser el menos móvil.

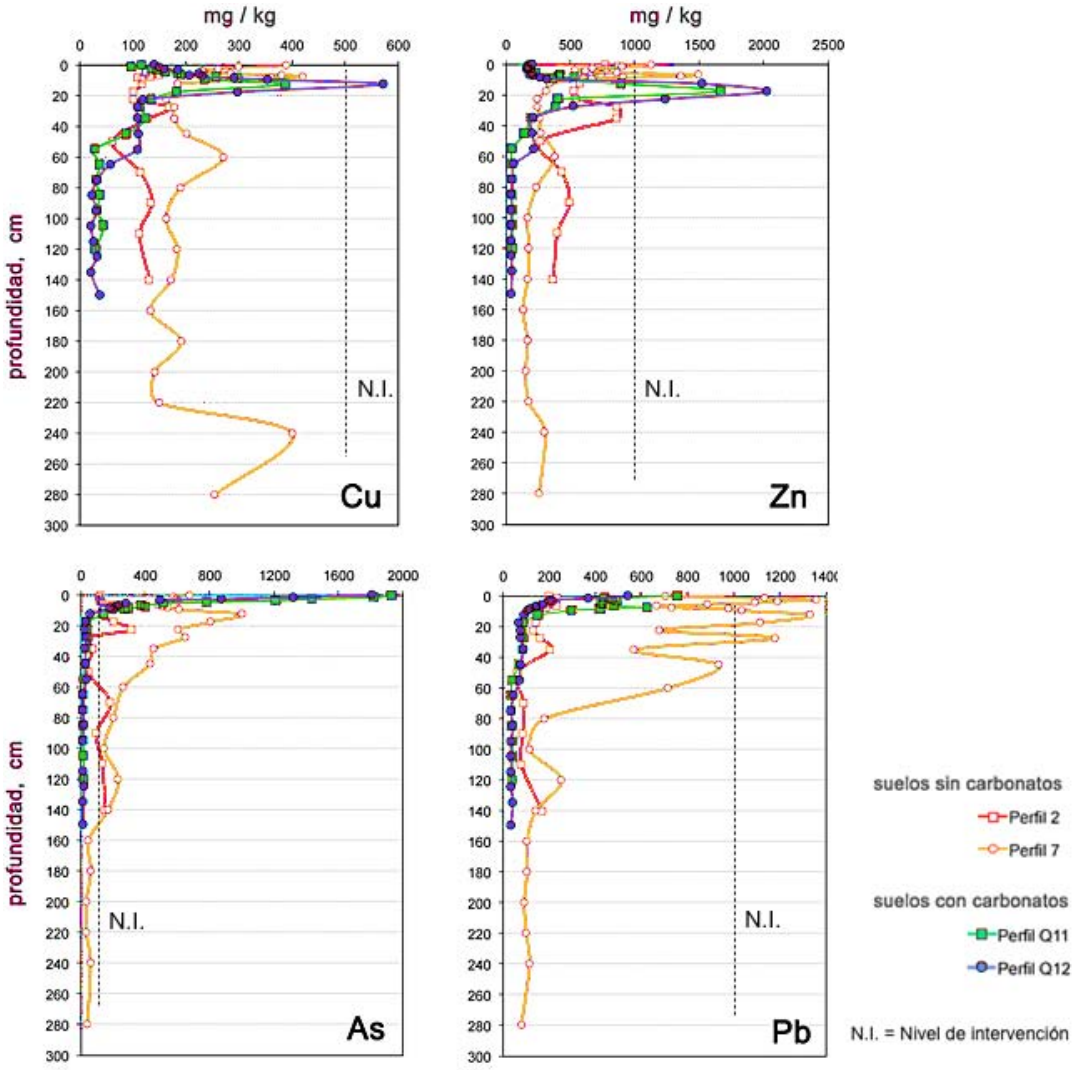


Figura 12. Concentraciones de Cu, Zn. As y Pb en suelos en los que ha permanecido la recubierta de lodos a los nueve años del vertido.

Ensayos de toxicidad

La extrema contaminación en estos suelos en los que ha permanecido la capa de lodos hace que no haya ninguna recubierta vegetal. Para probar la toxicidad de estos suelos en los que ha permanecido el lodo en superficie se han llevado a cabo pruebas de toxicidad realizadas con una bacteria, *vibrio fisheri* (VF), dos especies vegetales (lechuga, L y mostaza, M) y con lombrices de tierra. Un resumen de los resultados se esquematiza en la figura 13. En ella se observa como en la capa blanca hay una ausencia total de actividad biótica y un desarrollo biológico muy limitado en la capa roja. Abajo, fuera de la capa roja, el suelo muestra una actividad normal.

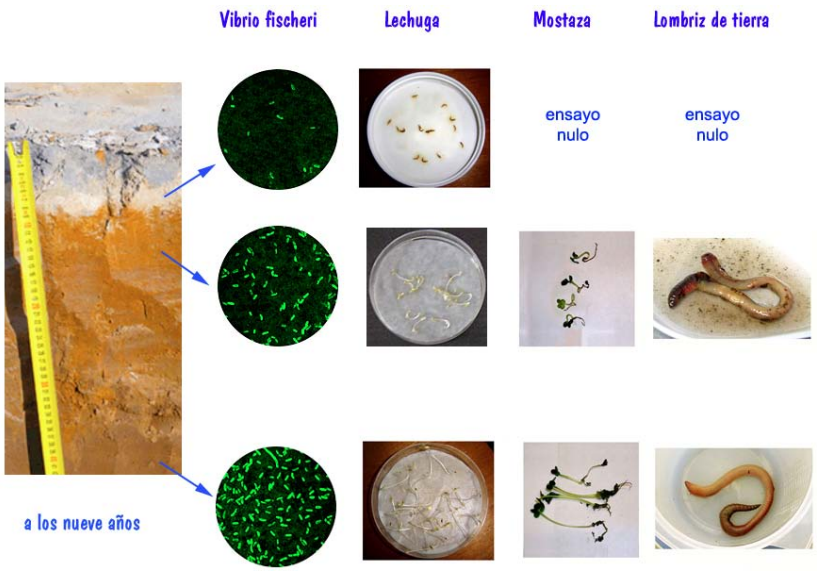


Figura 13. Ensayos de toxicidad.

Perspectivas futuras

Desde que se realizó la última medida de remediación en el año 2.000 las concentraciones de los contaminantes han ido descendiendo lentamente. Las causas de este decrecimiento deben ser varias y son difíciles de cuantificar (escorrentías superficial e hipodérmica, erosión, absorción por la vegetación, …) pero por lo expuesto anteriormente como principal causa pensamos en la infiltración al subsuelo.

Las concentraciones del percentil 95 para el As a lo largo de estos años se ajusta a una ecuación de regresión y = -71,2* ln(x) + 366,6 con un coeficiente de correlación tal alto como r^2=0,98 (figura 14). Así pues, si la tendencia actual se mantiene se podría esperar que a los 43 años del vertido el 95% de los suelos tenga una concentración de As por debajo del nivel de intervención de 100 mg kg^{-1} establecido en muchas legislaciones para los suelos de los parques nacionales.

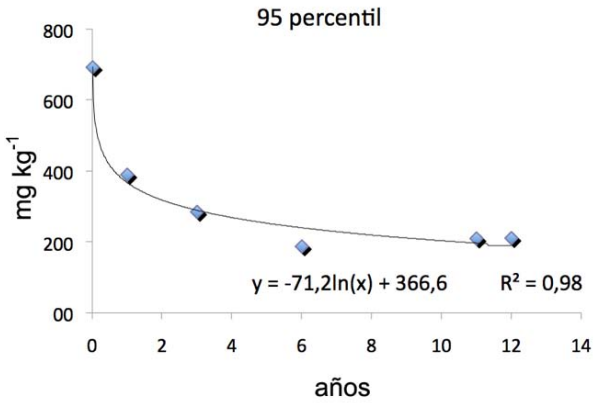


Figura 14. Ecuación de regresión de los percentiles 95 del As total en las muestras de 0-10 cm en las distintas fechas del muestreo.

Referencias

Accornero, M., Marini, L., Ottonello, G., Vetuschi, M., 2005.The fate of major constituents and chromium and other trace elements when acid waters from the derelict Libiola mine (Italy) are mixed with stream waters. Appl. Geochem. 20, 1368–1390.

Aguilar J., P. Bouza, C. Dorronsoro, E. Fernández, J. Fernández, I García, F. Martín, I Ortíz, M. Simón. 2003. Contaminación de los Suelos afectados por el vertido de Aznalcóllar y su evolución en el tiempo (1998-2001). Edafología 10-1: 65-73

Aguilar J., C. Dorronsoro, E. Fernández, J. Fernández, I. García, F. Martín and M. Simón. 2004. Soil pollution by a pyrite mine spill in Spain: evolution in time. Enviromental Pollution 132, 395-401.

Almodovar, G.R., Saez, R., Pons, J.M. and Maestre, A., 1998. Geology and genesis of the Aznalcóllar massive sulphide deposits, Iberian Pyrite Belt, Spain. Miner Deposita 33, pp. 111–136.

Bigham, J. M., Schwertmann, U., Traina, S. J., Winland, R. L. and Wolf, M. 1996. Schwertmannite and the chemical modelling of iron in acid sulphate waters. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 60(12): 2 111{2 121.

Cabrera, F., Soldevilla, M., Cordón, R., & Arambarri, P. 1987. Heavy metal pollution in the Guadiamar river and the Guadalquivir estuary (south west Spain). Chemosphere, 16, 463–468.

Crook, J. y Bastian, R.K. 1992. Guidelines for water reuse. US EPA. Washington D.C. USA.

Dold, B. 2003. Dissolution kinetics of schwertmannite and ferrihydrite in oxidized mine samples and their detection by differential X-ray diffraction. Appl. Geochem. 18: 1 531–1 540.

Dorronsoro, C., Martín, F., Ortíz, I., García, I., Simón, M., Fernández, E., Aguilar, J. and Fernández, J. 2002. Migration of trace elements from pyrite tailings in carbonate soils. J. Environ. Qual. 31: 829–835

FAO-ISRIC-ISSS. 2006. World Reference Base for Soil Resources. FAO, Roma.

Förstner, U., & Wittmann, G. T. W. 1983. Metal pollution in the aquatic environment. Berlin: Springer.

Fukushi, K., Sasaki, M., Sato, T., Yanase, N., Amano, H., Ikeda, H., 2003. A natural attenuation of arsenic in drainage from an abandoned arsenic mine dump. Appl. Geochem. 18, 1267–1278.

Martín, F., García, I., Díez, M., Sierra, M., Simón, M. and Dorronsoro, C. 2008. Soil alteration by continued oxidation of pyrite tailings. Appl. Geochem. 23: 1152–1165.

Nordstrom, D. K. 1982. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. *In* Kitrick, J.A., Fanning, D.S., Hossner, L.R. (Eds.), Acid Sulfate Weathering, vol. 10. Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI, pp. 37– 56.

Preda, M., Cox, M.E., 2004. Temporal variations of mineral character of acid-producing pyritic coastal sediments, Southeast Queensland, Australia. Sci. Total Environ. 326, 257–269.

Ritsema, C.J., Groenenberg, J.E., 1993. Pyrite oxidation, carbonate weathering, and gypsum formation in a drained potential acid sulfate soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 57, 968–976.

Sánchez España, J., López Pamo, E., Santofimia, E., Aduvire, O., Reyes Andrés, J. and Barettino, D. 2005. Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (Odiel river watershed, Huelva, SW Spain). Appl. Geochem. 20: 1320–1356.

Simón, M., Ortiz, I., García, I., Fernández, E., Fernández, J., Dorronsoro, C., Aguilar,

J., 1998. El desastre ecológico de Doñana. Edafología, 5, 153–162.
Simón, M., Ortiz, I., García, I., Fernández, E., Fernández, J., Dorronsoro, C., Aguilar, J., 1999. Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). Sci. Total Environ. 242 (1–3), 105–115.
Simón, M., Martín, F., Ortíz, I., García, I., Fernández, J., Fernández, E., Dorronsoro, C. and Aguilar, J. 2001. Soil pollution by oxidation of tailings from toxic spill of a Pyrite mine. Sci. Total Environ. 279: 63–74.
Simón, M., Dorronsoro, C., Ortíz, I., Martín, F. and Aguilar, J. 2002. Pollution of carbonate soils in a Mediterranean climate due to a tailings spill. Eur. J. Soil Sci. 53: 1–10.
Simón, M., García, I., Martín, F., Díez, M., del Moral, F., Sánchez, J.A. 2008. Remediation measures and displacement of pollutants in soils affected by the spill of a pyrite mine. Sci. Total Environ, 407: 23-39.
Singer, P. C. and Stumm, W. 1970. Acid mine drainage: The rate determining step. Science. 167: 1121–1123 .
Van Breemen, N., Mulder, J., & Driscoll, C. T. 1983. Acidification and alkalinization of soils. Plant and Soil, 75, 283–308.

CALIDAD DEL SUELO

Niveles de metales pesados en suelos agrícolas desarrollados sobre diferentes materiales en Porreres (Mallorca)

ADROVER FIOL, M., VADELL ADROVER, J.

Departamento de Biología. Universidad de las Islas Baleares, 07122 Palma.

Resumen
Disponer de unos valores de referencia en los contenidos de metales pesados constituye una exigencia en la valoración ambiental de los suelos. Se han caracterizado los suelos de un área de 86 km^2 en la que se combinan diferentes litologías de naturaleza calcárea: calizas duras, margas, dolomías y antiguos materiales aluviales originados en el mismo entorno. Se han evaluado los contenidos en Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn en 97 muestras de capas arables. Esta caracterización se complementa con otros parámetros: carbonato cálcico equivalente, carbono orgánico, N, P, Al, Fe, Ca, Mg, Na y K. La correlación de Pearson entre todos los metales pesados es muy alta, excepto en el caso del Cd con el Cu. Los valores más elevados se encuentran en los suelos rojos desarrollados sobre calizas duras. En general, los contenidos en metales pesados presentan correlaciones positivas altamente significativas con los contenidos en Fe, Al y K. En cambió presentan correlaciones negativas altamente significativas con el carbonato cálcico equivalente y con el contenido de Ca.

Palabras clave
Litología, metales pesados, suelos agrícolas.

1. Introducción

Los metales pesados son elementos de alta densidad que en condiciones naturales se encuentran en bajas concentraciones en el suelo aunque su presencia puede verse incrementada por la actividad humana, principalmente agrícola e industrial (ALLOWAY, 1995). En concentraciones elevadas son tóxicos para los seres vivos, además, si se acumulan en el suelo corren el riesgo de ser lixiviados con el agua de lluvia o riego y contaminar los acuíferos subterráneos u otros ecosistemas acuáticos (DE VRIES et al., 2002). Desde los grupos de trabajo de la Comisión Europea se estableció la necesidad de identificar los valores de referencia de metales pesados en los suelos para establecer su calidad ambiental y controlar los riesgos de contaminación (VAN-CAMP et al., 2004).

La litología y el tipo de suelo son los principales factores de variación del contenido de metales pesados en los suelos (NAVAS & MACHIN, 2002). En los últimos años se han llevado a cabo numerosos estudios para evaluar el contenido en metales pesados de los suelos agrícolas, entre los que se incluyen suelos formados sobre materiales carbonatados (DÍEZ, 2006; MICÓ et al., 2007; PÉREZ-SIRVENT et al., 2009).

El municipio de Porreres (isla de Mallorca) presenta una variabilidad litológica representativa de toda la isla, con rocas calizas, margas y dolomías, además de

sedimentos de origen aluvial (ITGE, 1991). En este trabajo se estudia el contenido en metales pesados de suelos agrícolas desarrollados sobre diferentes materiales con el objetivo de establecer los valores de referencia.

2. Material y métodos

El municipio de Porreres está situado en el Pla de Mallorca y tiene una extensión de 86 km^2 dedicados mayoritariamente a la agricultura. Los suelos están formados sobre dolomías (leptosoles) y materiales calizos como rocas calizas duras (leptosoles, luvisoles y calcisoles), margas (cambisoles y regosoles) y sedimentos de origen aluvial (regosoles y fluvisoles). Debido a la variabilidad litológica y de tipos de suelos coexisten diferentes tipos de cultivos, predominando los herbáceos (cereales y leguminosas) sobre margas y los frutos secos (almendros y algarrobos) sobre rocas calizas y dolomías.

Se han recogido 97 muestras de la capa arable (0-20 cm) de suelos agrícolas del municipio desarrollados sobre las diferentes litologías típicas de la zona. Se han separado en seis grupos en función de la litología u otras características distintivas (ADROVER et al., 2009): suelos desarrollados sobre calizas duras (1), sobre margas bajas en carbonatos (2), sobre margas altas en carbonatos (3), sobre dolomías (4), sobre materiales aluviales (5) y con acumulación de carbonato cálcico (6). Para cada muestra se ha analizado su contenido en metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn) mediante una digestión con aqua regia (HCl: HNO3, 3:1) en microondas y posterior lectura con un espectrofotómetro de plasma (ICP). Además se ha determinado en contenido en carbonato cálcico equivalente, carbono orgánico, N, P, Al, Ca, Fe, K, Mg, Na. El análisis del contenido de carbonato cálcico equivalente se ha realizado con un calcímetro de Bernard, la materia orgánica mediante una digestión con dicromato, el nitrógeno siguiendo el método Kjeldahl y el resto de elementos siguiendo el mismo procedimiento que los metales pesados.

Los valores estándar se han calculado a partir de la media geométrica (MG) y la desviación estándar geométrica (DG), $MG/DG^2 – MG \times DG^2$, lo que incluye el 95% de la población de la muestra (DUDKA & MARKERT, 1992). Además se han calculado los estadísticos descriptivos (media, mediana, desviación típica, valor mínimo, percentil 25, percentil 75 y valor máximo) y la correlación de Pearson entre los metales pesados y entre éstos y el resto de parámetros analizados. Todos los análisis estadísticos se han realizado utilizando el programa SPSS versión 13.0.

3. Resultados y discusión

Los valores estándar (en mg/kg) calculados siguiendo el sistema de DUDKA & MARKERT (1992) son los siguientes: Cd 0,26-0,73; Co 3,9-19,1; Cr 21,7-96,6; Cu 10,7-51,0; Mn 167-1358; Ni 11,1-48,8; Pb 5,1-37,6; Zn 22,5-105,2 y están dentro de los rangos obtenidos por ADROVER et al., 2007 y RODRÍGUEZ et al. (2009) en suelos de la isla de Mallorca.

Los suelos estudiados presentan reacción básica con pH que oscila entre 7,9 y 8,5, contenidos en carbonato cálcico equivalente entre 0 y 786 g/kg, contenidos materia orgánica entre 7,1 y 53,4 g/kg, texturas situadas mayoritariamente entre franca, franco

limoso arcillosa y franco arcillosa, y la capacidad de intercambio catiónico entre 3,4 y 24,2 cmol/kg (ADROVER et al, 2009).

En la tabla 1 se indican los estadísticos descriptivos de los metales pesados analizados en suelos agrícolas correspondientes a los seis grupos estudiados. Los valores registrados se sitúan en los rangos descritos en suelos del mundo (ALLOWAY, 1995) y de España (RODRÍGUEZ et al, 2009). Con excepción del Mn en los grupos 1 y 4, en todos los demás casos presentan una distribución normal, con los valores medios y la mediana muy próximos. En ningún caso se superan los niveles máximos establecidos en el Real Decreto 1310/1990.

Tabla 1: Estadísticos descriptivos del contenido de los metales pesados (mg/kg) cuantificados en los seis grupos diferenciados (número de muestras de los distintos grupos. 1:16, 2:23, 3:20, 4:7, 5:12, 6:19). Des. T.: desviación típica, Mín: valor mínimo, 1r Q: primer cuartil o percentil 25, 3r Q: percentil 75 y Máx: valor máximo.

Metal	Grupo	Media	Mediana	Des. T.	Mín.	1r Q	3r Q	Máx.
Cd	1	0,52	0,52	0,08	0,41	0,47	0,58	0,66
	2	0,41	0,40	0,08	0,25	0,36	0,47	0,59
	3	0,37	0,38	0,08	0,19	0,33	0,41	0,47
	4	0,63	0,60	0,14	0,45	0,53	0,73	0,82
	5	0,43	0,43	0,11	0,20	0,37	0,52	0,56
	6	0,47	0,48	0,08	0,32	0,42	0,53	0,63
Co	1	15,2	15,3	2,5	11,8	13,2	16,9	20,0
	2	8,7	8,1	2,0	4,3	7,5	10,3	12,6
	3	5,6	5,3	1,4	3,5	4,6	6,5	8,7
	4	10,3	9,6	3,5	5,9	8,2	11,9	16,4
	5	8,6	8,1	2,4	5,5	6,9	9,4	14,2
	6	9,3	9,2	2,5	5,6	7,3	10,5	14,8
Cr	1	75,3	77,0	11,9	57,7	64,2	82,5	104,7
	2	48,9	48,3	9,9	30,6	43,5	55,6	68,5
	3	28,3	27,7	5,6	19,5	24,3	32,5	38,9
	4	57,6	60,7	8,4	43,5	52,9	62,9	67,9
	5	43,5	43,1	12,1	25,2	34,9	48,9	68,2
	6	48,8	48,3	12,5	32,8	40,3	51,7	80,1
Cu	1	30,9	28,8	10,4	18,0	24,4	35,1	59,0
	2	31,9	31,4	9,4	12,3	24,9	37,6	51,1
	3	18,2	18,5	5,2	8,6	15,2	21,4	27,1
	4	20,4	20,2	8,1	14,2	14,8	20,7	37,6
	5	22,7	22,8	8,3	12,3	16,3	27,1	40,8
	6	22,5	21,1	8,0	12,9	16,2	27,1	41,9
Mn	1	897	739	398	498	650	963	1792
	2	635	613	147	307	560	788	865
	3	267	236	108	138	180	317	482
	4	601	456	491	285	361	524	1694
	5	451	477	119	270	364	510	707
	6	472	408	158	272	356	575	843
Ni	1	37,8	38,1	6,4	27,6	32,9	41,8	47,4
	2	26,8	25,9	5,2	18,0	24,2	31,3	36,9
	3	14,9	14,5	3,4	9,3	12,8	17,6	20,9
	4	26,2	25,9	4,4	20,1	23,4	29,1	32,3

	5	22,5	23,6	6,2	14,5	18,2	25,4	34,8
	6	22,9	21,3	6,2	15,0	18,1	27,2	35,8
Pb	1	23,3	22,7	5,4	16,1	19,1	26,3	35,6
	2	14,7	13,7	4,2	8,4	12,0	17,1	22,9
	3	8,5	8,1	4,3	1,4	6,1	9,9	19,3
	4	18,3	20,2	4,7	11,5	14,9	21,0	24,6
	5	16,0	16,7	5,9	7,3	11,2	19,8	25,8
	6	14,9	14,9	3,9	8,0	12,2	17,0	24,4
Zn	1	82,5	76,4	27,2	52,2	63,8	93,5	162,9
	2	51,5	46,7	13,0	29,9	42,3	61,3	82,0
	3	34,8	37,6	9,4	15,8	26,7	42,2	48,2
	4	52,6	54,5	13,7	34,5	41,8	62,5	70,5
	5	49,3	46,2	16,3	25,7	37,3	58,1	84,8
	6	48,5	47,9	15,3	27,4	38,0	55,6	93,5

Los suelos desarrollados sobre calizas duras (grupo 1) presentan los valores de Co, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn más elevados. Para estos mismos elementos, le siguen los grupos 2 (margas bajas en carbonatos) y 4 (suelos sobre dolomías). En cambio, los niveles más elevados de Cd se localizan en los suelos desarrollados sobre dolomías (grupo 4), seguido de los suelos del grupo 1. Respecto al Cu, los valores de este elemento son muy similares en los grupos 1 y 2, claramente diferenciados del resto. Los suelos desarrollados sobre margas altas en carbonatos son los que presentan los niveles más bajos en todos los elementos estudiados (Tabla 1).

En general todos los metales pesados analizados están altamente correlacionados entre si, especialmente el Co y el Cr con el Ni, en cambio la relación del Cd y el Cu no es significativa (Tabla 2). Las altas correlaciones presentadas indican un comportamiento paralelo de los diferentes metales, asociándose sus contenidos a los minerales de arcilla (TUME er al., 2006). De hecho las mayores correlaciones positivas de los metales Co, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn son con el Al, Fe y K, elementos constituyentes o vinculados a los minerales de arcilla (PORTA et al., 2003). En cambio, estos metales pesados presentan una correlación negativa altamente significativa con el carbonato cálcico equivalente y el calcio (Tabla 3). En estos suelos podemos considerar los carbonatos como un componente de dilución de los minerales de arcilla.

*Tabla 2. Correlación de Pearson entre los metales pesados analizados (N=97). *p<0,05, **p<0,01. ***p<0,001*

	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Cd	0,561 ***	0,586 ***	0,172 -	0,284 **	0,486 ***	0,574 ***	0,486 ***
Co		0,907 ***	0,470 ***	0,797 ***	0,922 ***	0,831 ***	0,874 ***
Cr			0,448 ***	0,670 ***	0,948 ***	0,807 ***	0,796 ***
Cu				0,552 ***	0,558 ***	0,471 ***	0,496 ***
Mn					0,780 ***	0,628 ***	0,642 ***
Ni						0,822 ***	0,839 ***
Pb							0,782 ***

El comportamiento del Cd y el Cu difiere del resto de metales pesados. La elevada tendencia del Cd a precipitar a pH elevados y quedar adsorbido por los carbonatos (THAKUR et al, 2006), junto a los otros aspectos que intervienen de una forma similar en los otros metales, como las arcillas o la materia orgánica, puede explicar su comportamiento diferenciado. Tampoco se puede despreciar el aporte de este elemento que se ha hecho a través de los fertilizantes fosfóricos (NICHOLSON et al., 2006), usados habitualmente en la zona de estudio.

Aunque el Cu presenta una distribución normal, en todos los grupos, sin que se presente ningún valor especialmente elevado, presenta un componente antrópico importante en la zona de estudio. El cultivo de la vid tiene una larga tradición en la zona, siendo habituales los tratamientos con compuestos de cobre (RODRÍGUEZ et al., 2006). Es difícil precisar las aportaciones que ha recibido cada terreno debido a los cambios de cultivo que se han sucedido con el tiempo, pero es con seguridad un elemento que se ha aportado en algún momento en muchos de los suelos estudiados.

*Tabla 3. Correlación de Pearson entre los metales pesados y otros parámetros analizados (N=97). CCE: carbonato cálcico equivalente, CO: carbono orgánico; Nk: Nitrógeno Kjeldahl. *p<0,05, **p<0,01. ***p<0,001*

	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
CCE	-0,507 ***	-0,898 ***	-0,891 ***	-0,506 ***	-0,757 ***	-0,912 ***	-0,790 ***	-0,806 ***
CO	0,551 ***	0,344 ***	0,445 ***	-0,012 -	0,036 -	0,337 **	0,470 ***	0,289 **
Nk	0,491 ***	0,409 ***	0,466 ***	0,074 -	0,139 -	0,407 ***	0,540 ***	0,391 ***
P	0,278 **	0,128 -	0,137	-0,277 **	0,078	0,122 -	0,176 -	0,219 *
Al	0,578 ***	0,928 ***	0,867 ***	0,408 ***	0,624 ***	0,843 ***	0,812 ***	0,857 ***
Ca	-0,507 ***	-0,885 ***	-0,873 ***	-0,470 ***	-0,717 ***	-0,881 ***	-0,778 ***	-0,792 ***
Fe	0,620 ***	0,934 ***	0,886 ***	0,407 ***	0,623 ***	0,849 ***	0,833 ***	0,853 ***
K	0,517 ***	0,892 ***	0,852 ***	0,546 ***	0,653 ***	0,857 ***	0,813 ***	0,815 ***
Mg	0,236 *	-0,107 -	0,024 -	-0,030 -	-0,026 -	-0,012 -	0,028 -	-0,084 -
Na	0,450 ***	0,878 ***	0,813 ***	0,505 ***	0,694 ***	0,842 ***	0,778 ***	0,828 ***

4. Conclusiones

Los suelos estudiados presentan niveles habituales de metales pesados con una clara diferenciación entre los grupos establecidos. Los suelos rojos sobre calizas duras presentan los valores más elevados y los suelos con altos contenidos de carbonatos, los más bajos. Se aprecia una alta correlación positiva de los metales pesados con el aluminio, hierro total y potasio, elementos asociados a los minerales de arcilla. En contraposición se sitúa la correlación negativa de estos elementos con los carbonatos, pudiendo considerarlos como una componente de dilución.

El comportamiento diferenciado del Cd y el Cu respecto al resto de elementos puede ser parcialmente atribuido a las aportaciones antrópicas a través de fertilizantes fosfóricos en el caso del Cd y fungicidas en el Cu.

La clara diferenciación entre grupos pone de manifiesto la importancia de considerar el aspecto litológico o edafogenético en la valoración de los niveles de metales pesados.

5. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en colaboración con el Ayuntamiento de Porreres y la Cooperativa Agrícola de la localidad y se ha financiado mediante el programa *Leader* +. Los autores agradecen a los agricultores las facilidades ofrecidas para el muestreo de las tierras, así como la colaboración de Natalie Castillo y Bárbara Sureda en distintas fases del estudio.

6. Bibliografia

Adrover, M., Farrús, E., Moyà, G., Vadell, J., 2007. Presència de metalls pesants a terres agrícoles de Mallorca. Relació amb el reg amb aigües depurades. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears* 50, 45-57.

Adrover, M., Sureda, B., Castillo, N., Vadell, J., 2009. Caracterización agroecológica de los suelos de Porreres (Mallorca). *XV Jornadas Técnicas SEAE. Agricultura y Ganadería Ecológica Mediterránea.* Palma de Mallorca.

Alloway, B.J, 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional Publishers. 368 pp. London.

De Vries, W., Römkens, P.F.A.M., Van Leewen, T., Bronswijk, J.J.B., 2002. Heavy Metals. En: Haygarth, P.M., Jarvis, S.S. (eds) Agriculture, Hydrology and Water Quality. 107-132. CAB International. Wallingford.

Díez, M., 2006. Valores de fondo de elementos traza en suelos de la provincial de Granada. Tesis doctoral. Universidad de Granada.

Dudka, S., Markert, B., 1992. Baseline concentrations of As, Ba, Be, Li, Nb, Sr and V in surface soils of Poland. *Sci. Total Environ*. 122, 279-290.

ITGE, 1991. Mapa geológico de España escala 1:50000. Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid.

Micó, C., Peris, M., Recatalá, L., Sánchez, J., 2007. Baseline values for heavy metals in agricultural soils in an European Mediterranean region. *Sci. Total Environ.* 378, 13-17.

Navas, A., Machín, J., 2002. Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragon (northeast Spain): controlling factors and environmental immpications. *Appl. Geochem.* 17, 961-973.

Nicholson, F.A., Smith, S.R., Allowy, B.J., Carlton-Smith, C., Chambers, B.J., 2006. Quantifying heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. *Water Environ. J.* 20, 87-95.

Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., García-Lorenzo, M.L., Molina, J., Tudela, M.L., 2009. Geochemical background levels of zinc, cadmium and mercury in anthropically influenced soils located in a semi-arid zone (SE, Spain). *Geoderma* 148, 307-317.

Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C., 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 929 pp. Madrid.

Rodríguez, J.A., López, M., Grau, J.M., 2006. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geoestatistical methods to study spatial variations. *Environ. Pollut*. 144, 1001-1012.

Rodríguez, J.A., López, M., Grau, J.M., 2009. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y pastos de España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 225 p.

Thakur, S.K., Tomar, N.K., Pandeya, S.B., 2006. Influence of phosphate on cadmium sorption by calcium carbonate. *Geoderma* 130, 240-249.

Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S-K., 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21318EN/4. Office for Official Publications of the European Communities. 872 pp. Luxembourg.

Tume, P., Bech, J., Longan, L., Tume, L., Reverter, F., Sepulveda, B., 2006. Trace elements in natural surface soils in Sant Climent (Catalonia, Spain). *Ecol. Eng.* 27, 145-152.

Efectos de diferentes sistemas de laboreo sobre las propiedades bioquímicas y el contenido de materia orgánica de un suelo de la región central

LÓPEZ-FANDO, C.[1] , GONZÁLEZ-PRIETO, S.[2], DÍAZ-RAVIÑA, M.[2]

[1] Departamento de Suelos, Instituto de Recursos Naturales (CSIC), Serrano 115-B, 28006-Madrid, España.
[2] Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC) Apartado 122, Avda Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, España.

Resumen

Se estudiaron los cambios en el contenido de materia orgánica, incluyendo la abundancia natural de ^{13}C y ^{15}N, y las propiedades bioquímicas (hidrólisis del FDA, actividades β-glucosidasa y ureasa) de un suelo de la zona semiárida sometido a distintos sistemas de laboreo en una rotación cereal-leguminosa y comparados con los valores obtenidos para un suelo de referencia con barbecho (B). Se analizaron muestras de suelo a 4 profundidades diferentes (0–5, 5–10, 10–20 y 20–30 cm) en los siguientes tratamientos: laboreo convencional (LC) con vertedera, no-laboreo (NL), no-laboreo con descompactador (NLD), mínimo laboreo con chisel, distinguiendo si la parcela provenía de NL (ML1) o de LC (ML2). Se observó una estratificación de todas las propiedades bioquímicas analizadas (hidrólisis del FDA, actividades β-glucosidasa y ureasa) con la profundidad, efecto que era más acusado en el suelo de barbecho y en el suelo sometido a los sistemas de laboreo más conservacionistas (NL, NLD). También se observó una clara reducción del contenido de materia orgánica (C total, N total) con la profundidad en el suelo con barbecho y en todos los suelos cultivados excepto en LC. La adopción de sistemas de laboreo de conservación tendía a recuperar la estratificación del contenido de materia orgánica a lo largo del perfil, efecto que era más acusado en los sistemas NL y NLD. Al contrario que lo observado para el N total y C total, los valores de abundancia natural de ^{13}C y, sobre todo, ^{15}N, tendían a aumentar con la profundidad, lo que ponía de manifiesto las pérdidas de N a través del lavado de NO_3^- y/o emisiones NOx. También se observó que los suelos de barbecho mostraban valores de abundancia natural de ^{15}N mucho más bajos y, por tanto, un ciclo de N más cerrado que los suelos de cultivo en los 0-5, 5-10 y 10-20 cm del perfil. Los valores de abundancia natural ^{15}N indicaron que los sistemas de laboreo NL y NLD tendían a reducir las pérdidas de N debidas al cultivo en los 0-5 cm del suelo. Los resultados mostraron claramente la utilidad de las medidas de abundancia natural ^{15}N como indicador de los cambios de la transformación de N debido al manejo de suelos en la zona semiárida.

Palabras clave

Laboreo de conservación, zona semiárida, propiedades bioquímicas, abundancia natural de ^{13}C y ^{15}N.

1. Introducción

La respuesta de un suelo al empleo del laboreo de conservación depende en gran medida de las condiciones climáticas y de los métodos de manejo. Existen numerosos trabajos que evalúan el impacto de la aplicación de distintos sistemas de laboreo de

conservación sobre el suelo en zonas de ambientes semiáridos españoles, centrándose sobre todo en las propiedades físicas, químicas y físico-químicas (Álvaro-Fuentes et al., 2007; Herranz et al., 2009; López-Fando & Pardo 2009; Moreno et al., 2006). En general estas investigaciones han demostrado que los sistemas que mantienen la cobertura vegetal sobre el suelo, mejoran sus características físicas y químicas con relación a los sistemas convencionales, observándose además una estratificación de las mismas, lo que de acuerdo con algunos autores puede considerarse como un índice de calidad del suelo (Franzluebbers, 2002). Sin embargo, conviene señalar que en determinados casos, dada la susceptibilidad de ciertos suelos de zonas semiáridas a la compactación o endurecimiento superficial, el sistema de no laboreo favorece la compactación del suelo lo que hace necesario la adopción de sistemas de laboreo de conservación no tan extremos tales como el mínimo laboreo o el no- laboreo con empleo de descompactadores (López-Fando et al., 2007; Mullins et al., 1987; Pierce et al., 1992; Sojka et al., 1997).

2. Objetivos

El laboreo induce importantes cambios en la dinámica de la materia orgánica del suelo (MOS) (cantidad y actividad de sus distintas fracciones) y, por tanto, también en la calidad del suelo. La caracterización de la MOS es, por lo tanto, un índice muy valioso para evaluar la calidad del suelo y determinar si los cambios producidos por distintos usos y prácticas de manejo del medio edáfico pueden causar la degradación del mismo. Sin embargo, a pesar de su interés, en la región semiárida no se dispone de esta información sobre el impacto del manejo del suelo sobre las distintas fracciones de la MOS, entre las que se incluyen la más lábil, la biomasa microbiana. El objetivo de este estudio es evaluar a lo largo del perfil el impacto de distintos sistemas de laboreo (NL, NLD, ML y LC) sobre la fracción orgánica del suelo, prestando especial atención al contenido de materia orgánica del suelo, incluyendo la abundancia natural de ^{13}C y ^{15}N, y a la actividad de los microorganismos del suelo determinada mediante análisis de diversas propiedades bioquímicas (hidrólisis del FDA, actividades β-glucosidasa y ureasa) en estos suelos de la región semiárida central.

3. Metodología

La experimentación de campo se llevó a cabo en la finca experimental "La Higueruela" perteneciente al CSIC, localizada en Santa Olalla (Toledo). Las parcelas seleccionadas forman parte de un experimento de larga duración iniciado en 1987, basado en un diseño de bloques al azar con tres repeticiones. El tamaño de las parcelas es de 9 m de ancho y 40 m de largo. Se analizaron muestras de suelo a 4 profundidades diferentes (0–5, 5–10, 10–20 y 20–30 cm) en los siguientes tratamientos: laboreo convencional (LC) con vertedera, no-laboreo (NL), no-laboreo con descompactador (NLD), mínimo laboreo con chisel, distinguiendo si la parcela provenía de NL (ML1) o de LC (ML2). La secuencia de cultivos fue guisante (*Pisum sativum* L.) cv. Gracia/ cebada *(Hordeum vulgare* L.) cv. Volley, seleccionados por su adaptación a las condiciones climáticas de secano del lugar de experimentación. También se recogieron muestras en un suelo de referencia con barbecho (B). El muestreo se llevó a cabo en Octubre después de las primeras lluvias otoñales y antes de realizar las labores de preparación del suelo. En la fracción < 2mm, se analizaron las siguientes propiedades: pH, C total, $\delta\ ^{13}C$, N total, $\delta\ ^{15}N$, hidrólisis del fluoresceína diacetato (FDA), actividades ureasa y β-glucosidasa. Los análisis elementales (C, N) e isotópicos de ^{13}C y

^{15}N en todas las muestras se realizaron en un espectrómetro de masas isotópico (Finnigan Mat delta C) con un analizador elemental acoplado (Castro et al., 2006). La trazabilidad de los resultados se verificó intercalando un patrón certificado de composición elemental y otro de composición isotópica en cada serie de 10 análisis. La hidrólisis del FDA se analizó siguiendo el método de Schnürer & Roswall (1982) mediante la medida de la fluoresceína producida en el suelo tratado con una solución de diacetato de fluoresceína e incubada a 24 ºC durante 1 h. La actividad de la ß-glucosidasa se estimó mediante el método de Eivazi & Tabatabai (1988), que determina el p-nitrofenol cedido después de la incubación de las muestras con una solución de p-nitrofenil glucósido durante 3 h a 37 ºC. La ureasa se analizó mediante incubación de las muestras con una solución de urea y extracción del NH_4^+ con KCl 1 M y HCl 0,01 M, seguido de la determinación colorimétrica del NH_4^+ (Kandeler & Geber 1988).

4. Resultados

Los valores de la hidrólisis del FDA, actividad enzimática global, y de las actividades enzimáticas específicas de los ciclos del C (β-glucosidasa) y N (ureasa) obtenidos en las distintas profundidades de todos los tratamientos de suelo analizados se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Actividades enzimáticas en las distintas profundidades de todos los tratamientos de suelo analizados (media±EE de las 3 réplicas de campo). Tratamientos: B, barbecho; NL, no laboreo; NLD, no laboreo con descompactador; ML1,mínimo laboreo que proviene de NL; ML2, mínimo laboreo que proviene de LC.

Tratamiento	Profundidad	Hidrólisis FDA	β-glucosidasa	Ureasa
		µg fluoresceína g^{-1} h^{-1}	µg p-nitrofenol g^{-1} h^{-1}	µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1}
B	0-5 cm	24,3	215,6	37,2
	5-10 cm	12,8	124,0	52,0
	10-20 cm	10,9	71,0	32,3
	20-30 cm	10,8	42,8	46,0
NL	0-5 cm	20,4 ±0,8	246,9 ±10,4	45,4 ±10,3
	5-10 cm	12,4 ±1,2	113,3 ±10,0	13,3 ±5,2
	10-20 cm	12,6 ±1,3	79,0 ±11,3	12,3 ±2,4
	20-30 cm	13,6 ±1,4	84,7 ±18,3	19,9 ±6,0
NLD	0-5 cm	19,9 ±0,1	214,7 ±14,1	40,2 ±3,2
	5-10 cm	14,9 ±2,3	123,0 ±22,7	19,2 ±4,8
	10-20 cm	12,6 ±1,3	79,0 ±11,3	12,3 ±2,4
	20-30 cm	11,4 ±1,3	69,8 ±7,0	18,0 ±3,7
ML1	0-5 cm	19,7 ±0,6	176,4 ±1,8	36,6 ±6,8
	5-10 cm	17,0 ±0,8	158,5 ±13,7	25,0 ±6,9
	10-20 cm	13,8 ±1,9	94,3 ±13,0	17,4 ±3,6
	20-30 cm	11,0 ±2,1	78,9 ±7,1	21,3 ±2,3
ML2	0-5 cm	20,2 ±1,1	188,7 ±17,4	31,9 ±4,7
	5-10 cm	19,5 ±1,8	155,6 ±17,3	25,9 ±5,0
	10-20 cm	21,0 ±1,8	110,8 ±8,8	10,7 ±0,5
	20-30 cm	18,1 ±2,7	87,9 ±6,9	8,0 ±0,1
LC	0-5 cm	21,7 ±2,0	149,1 ±20,7	21,5 ±1,0
	5-10 cm	18,3 ±1,8	132,2 ±27,9	13,0 ±2,6
	10-20 cm	23,2 ±1,3	118,4 ±20,5	8,7 ±1,5
	20-30 cm	23,0 ±0,6	96,6 ±14,9	5,9 ±1,3

Los valores del contenido de materia orgánica (C total, N total) y de la abundancia natural de ^{13}C y ^{15}N obtenidos a lo largo del perfil de los distintos tratamientos de suelo analizados se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Contenido de materia orgánica (C total, N total) y abundancia natural de ^{13}C y ^{15}N en las distintas profundidades de todos los tratamientos de suelo analizados (media±EE de las 3 réplicas de campo). Tratamientos: B, barbecho; NL, no laboreo; NLD, no laboreo con descompactador; ML1,mínimo laboreo que proviene de NL; ML2, mínimo laboreo que proviene de LC.

Tratamiento	Profundidad	C total g kg^{-1}	δ ^{13}C	N total g kg^{-1}	δ ^{15}N
B	0-5 cm	13,9	-26,8	0,80	1,83
	5-10 cm	9,7	-25,9	0,54	3,48
	10-20 cm	7,7	-24,6	0,37	3,71
	20-30 cm	6,3	-22,3	0,33	5,09
NL	0-5 cm	14,5 ±2,0	-25,4 ±0,7	1,06 ±0,09	3,96 ±0,25
	5-10 cm	7,5 ±1,4	-24,8 ±1,0	0,54 ±0,09	4,58 ±0,67
	10-20 cm	5,7 ±1,8	-23,6 ±2,8	0,35 ±0,06	4,94 ±0,47
	20-30 cm	5,5 ±0,5	-23,5 ±2,8	0,36 ±0,03	4,97 ±0,36
NLD	0-5 cm	12,6 ±0,4	-25,2 ±0,5	0,88 ±0,06	3,83 ±0,23
	5-10 cm	7,0 ±1,0	-25,1 ±0,3	0,55 ±0,06	4,60 ±0,18
	10-20 cm	4,8 ±0,4	-24,9 ±0,1	0,35 ±0,03	4,76 ±0,28
	20-30 cm	5,4 ±0,7	-23,1 ±1,5	0,38 ±0,09	5,44 ±0,63
ML1	0-5 cm	7,5 ±0,1	-25,1 ±1,0	0,50 ±0,05	4,44 ±0,62
	5-10 cm	7,1 ±0,6	-25,2 ±0,7	0,50 ±0,09	4,28 ±0,50
	10-20 cm	5,7 ±0,7	-24,4 ±1,6	0,37 ±0,05	4,55 ±0,89
	20-30 cm	4,5 ±0,1	-23,6 ±2,1	0,31 ±0,04	4,58 ±0,57
ML2	0-5 cm	7,2 ±0,5	-25,3 ±0,2	0,43 ±0,04	4,07 ±0,35
	5-10 cm	6,5 ±0,6	-25,2 ±0,1	0,41 ±0,03	4,49 ±0,14
	10-20 cm	5,4 ±0,0	-25,2 ±0,2	0,35 ±0,01	4,82 ±0,35
	20-30 cm	4,9 ±0,1	-25,0 ±0,2	0,31 ±0,03	4,84 ±0,26
LC	0-5 cm	5,7 ±0,4	-25,0 ±0,2	0,38 ±0,04	4,28 ±0,40
	5-10 cm	5,7 ±0,6	-24,5 ±0,3	0,38 ±0,03	4,46 ±0,86
	10-20 cm	5,6 ±0,2	-25,3 ±0,1	0,37 ±0,02	4,58 ±0,21
	20-30 cm	5,2 ±0,1	-25,3 ±0,1	0,34 ±0,03	4,81 ±0,19

5. Discusión

En el suelo bajo barbecho la hidrólisis del FDA y las actividades β-glucosidasa y ureasa presentaron un rango de valores de 11-24 µg fluoresceína g^{-1} h^{-1}, 43-215 µg p-nitrophenol g^{-1} h^{-1} y 32-37 µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1}, respectivamente mientras que en los suelos sometidos a los distintos sistemas de laboreo los valores variaban desde 11 a 23 µg fluoresceína g^{-1} h^{-1}, 70 a 240 µg p-nitrophenol g^{-1} h^{-1} y 8 a 45 µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1}. Estos valores están dentro del rango de valores de propiedades bioquímicas dado para otros suelos agrícolas (Díaz-Raviña et al., 2005; Mahía et al., 2007). Los resultados mostraron una clara estratificación de las actividades enzimáticas a lo largo del perfil, efecto que

era más acusado en el suelo de barbecho y en el suelo sometido a los sistemas de laboreo más conservacionistas (NL, NLD).

En los 0-5 cm superiores del suelo bajo barbecho y del suelo sometido a los sistemas de laboreo NL y NLD el contenido de materia orgánica varió de 12,6 a 14,5 g kg^{-1} C g^{-1} y 0,80 a 1,06 g N total kg^{-1}, mientras que en el resto de los tratamientos (ML1, ML2 y LC) mostraron valores más bajos (5,7-7,5 g C kg^{-1} y 0,38-0,50 g N total kg^{-1}). Con la profundidad disminuía significativamente el contenido de materia orgánica en todos los tratamientos del suelo excepto en LC. Así, a lo largo del perfil en el suelo de barbecho y en los suelos bajo los sistemas NL y NLD el contenido de materia orgánica se reducía drásticamente (52-66%), moderadamente en los suelos bajo mínimo laboreo (28-40%) y no experimentaba modificaciones en el suelo bajo laboreo convencional. Los valores de la abundancia natural de ^{13}C en los 0-5 cm eran de -26,8 ‰ en el suelo de barbecho y variaban de -25,0 ‰ a -25,4 ‰ en los suelos de cultivo; estos valores se mantenían estables en profundidad en el caso de en ML2 y LC pero tendían a aumentar ligeramente con la profundidad en los tratamientos más conservacionistas, observándose que en los 20-30 cm los valores eran un 1,5 a 2,1 ‰ más positivos que los encontrados en los primeros 5 cm. Los valores de abundancia natural de ^{15}N en el suelo de barbecho variaban desde 1,83 ‰ en el suelo de barbecho a 3,83-4,44 ‰ en los suelos de cultivo. Estos valores tendían a aumentar con la profundidad aunque el aumento era mucho más marcado en los suelos de barbecho (+3,26 ‰) que en los suelos sometidos a los distintos sistemas de laboreo (+0,14 a +1,61 ‰). El aumento de los valores de abundancia natural de ^{15}N con la profundidad podría deberse a pérdidas de N en profundidad (lavado de NO_3^-) y/o a la entradas de N en las capas más superficiales (fertilización, fijación de N_2 atmosférico). La comparación de los valores obtenidos en el suelo sometido a los distintos sistemas de manejo pone de manifiesto que los suelos de barbecho mostraban un ciclo de N más cerrado que los suelos de cultivo. Estos resultados son similares a los observados previamente en diversos suelos de zonas templadas y frías no cultivados y cultivados con distintos sistemas de laboreo (Abadín et al., 2002; Díaz-Raviña et al., 2005).

6. Conclusiones

Los resultados mostraron una estratificación del contenido de materia orgánica y de las propiedades bioquímicas con la profundidad en el suelo de barbecho y en todos los suelos cultivados excepto en LC. Los valores de abundancia natural ^{15}N indicaron que los sistemas de laboreo más conservacionistas (NL, NLD) tendían a reducir las pérdidas de N debidas al cultivo en los 0-5 cm del suelo, mostrando claramente la utilidad de las medidas de abundancia natural ^{15}N como indicador de los cambios de la transformación de N debido al manejo de suelos en la zona semiárida.

7. Agradecimientos

El estudio fue financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (Proyectos AGL2004-07976-CO2-02/FOR y AGL2007-65698-CO3-02/AGR) y por la Junta de Comunidades de Castilla –La Mancha (Proyecto POII10-0115-2863).

8. Bibliografía

Abadín, J., González Prieto, S.J., Sarmiento, L., Villar, M.C., Carballas, T., 2002.

Successional dynamics of soil characteristics in a long fallow agricultural system of the high tropical Andes. *Soil Biol. Biochem.* 34, 1739-1748.

Álvaro-Fuentes, J., Arrúe, J.L., Gracia, R., López, M.V., 2007. Soil management effects on soil aggregate dynamics in semiarid areas of Aragon (NE Spain). *Sci. Total Environ.* 378, 179-182.

Castro, A., González Prieto, S.J., Carballas, T., 2006. Burning effects on the distribution of organic N compounds in a ^{15}N labelled forest soil. *Geoderma* 130, 97-107.

Díaz-Raviña, M., Bueno, J., González-Prieto, S.J., Carballas, T., 2005. Cultivation effects on biochemical properties, C storage and ^{15}N natural abundance in the 0-5 cm layer of an acidic soil from temperate humid zone. *Soil Till. Res.* 84, 216-221.

Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem*. 20, 601-606.

Flanzluebbers, A.J., 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 32, 313-327.

Hernanz, J.L., Sánchez-Girón, V., Navarrete, L., 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 114-122.

Kandeler, E., Geber, H., 1988. Short-term assay of urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fert. Soils* 6, 68-72.

López-Fando, C., Dorado, J., Pardo, M.T., 2007 .Effects of zone-tillage in rotation with no-tillage on soil properties and crop yields in a semi-arid soil from central Spain. *Soil Till. Res.* 95, 266-276.

López-Fando, C., Pardo, M.T., 2009. Changes in soil chemical characteristics with different tillage practices in a semi-arid environment. *Soil Till. Res.* 104, 278-284.

Mahía J., Martín, A., Carballas, T., Díaz-Raviña, M., 2007. Atrazine degradation and enzyme activities in an agricultural soil under two tillage systems. *The Sci. Tot. Environ.* 378, 187-194.

Moreno, F., Murillo, J.M., Pelegrín, F., Girón I.F., 2006. Long-term impact of stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active $CaCO_3$. *Soil Till. Res.* 85, 86–93.

Mullins, C.E., Young, I.M., Bengough, A.G., Ley, G.J., 1987. Hard-setting soils. ***Soil Use Manage.* 3, 79–83.**

Pierce, F.J., Fortin, M.-C. and Staton, M.J., 1992. Immediate and residual effects of zone-tillage on soil physical properties and corn performance. *Soil Till. Res. 24,* 149–165.

Schnürer, J., Roswall, T., 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbiol activity in soil and litter. *Appl. Environ. Microbiol.* 43, 1256-1261

Sojka, R.E., Horne, D.J., Ross, C.W., Baker, C.J., 1997. Subsoiling and surface tillage effects on soil physical properties and forage oat stand and yield. *Soil Till. Res. 40,* 125–144.

Influencia del laboreo con vertedera y chisel en parcelas manejadas bajo no laboreo en condiciones de secano

MELERO, S.[1], PANETTIERI, M.[1], MADEJÓN, E.[1], GÓMEZ MACPHERSON, H.[2], MORENO, F.[1], MURILLO, J.M.[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC). Sevilla.
[2] Instituto de Agricultura Sostenible (IAS-CSIC), Córdoba.

Resumen

En general, las prácticas de no laboreo (NL) tienen una incidencia positiva, a largo plazo, en la mejora de la fertilidad del suelo y en la reducción de la erosión. Sin embargo, también puede presentar algunos inconvenientes i) excesiva compactación del suelo, ii) problemas de infiltración y iii) dificultad en la emergencia del cultivo. Estos inconvenientes podrían paliarse con la aplicación de un laboreo ocasional. En este trabajo se evalúan los efectos del laboreo tradicional (vertedera y volteo del suelo) (LT), y laboreo reducido (chisel) (LR), en la calidad de suelo y el desarrollo de los cultivos en un suelo calcáreo y fácilmente erosionable cultivado bajo no laboreo (NL) durante 8 años. En septiembre de 2008, se estableció una parcela experimental con un diseño de bloques al azar, tres tratamientos (LT, LR y NL) y tres repeticiones por tratamiento. Se realizaron dos muestreos de suelo, uno en enero de 2009 (tras las labores otoñales) y otro en junio de 2009 (tras la cosecha) a profundidades de 0-5, 5-15 y 15-25 cm. En las muestras de suelo se determinaron diferentes fracciones de carbono (total (COT), hidrosoluble (CH), activo (CA) y de la biomasa microbiana (CBM)), N de la biomasa microbiana (NBM)) y actividades enzimáticas deshidrogenasa (DHA) y β-glucosidasa (Glu). Los valores CH, CA y DHA en el primer muestreo y los de COT, Glu y DHA en el segundo en la capa superficial (0-5cm) del suelo bajo NL y RL fueron significativamente superiores a los de suelo bajo LT. En el segundo muestreo se observaron valores más altos de CBM, NBM y CBM/COT en los tratamientos NL y LR, aunque las diferencias con respecto a LT sólo fueron significativas para LR. En capas más profundas (5-15 y 15-25 cm) no se produjeron diferencias significativas entre tratamientos para la mayoría de las variables. El rendimiento del cultivo (veza, 1,6 t ha^{-1}) fue similar en todos los tratamientos. En nuestras condiciones y después de 9 años de no-laboreo, la aplicación de chisel no produjo un empobrecimiento de la calidad del suelo, específicamente en la capa superficial, por lo que podría ser una buena práctica de labranza en el caso de que aparecieran los inconvenientes derivados del no laboreo. Sin embargo, serían convenientes estudios a más largo plazo sobre los efectos de una labor ocasional de 'chisel'.

Palabras clave

Actividades enzimáticas, carbono activo, biomasa microbiana, materia orgánica.

1. Introducción

El manejo del suelo para uso agrícola es una de las principales causas de su degradación, por ello es de interés evaluar las pérdidas de calidad del suelo generadas por los diferentes manejos agrícolas (Lal et al., 1998). Dentro de las diferentes prácticas

agrícolas la agricultura de conservación concede gran importancia al mantenimiento de la estructura, productividad y biodiversidad del suelo mediante la aplicación de tres principios básicos: mínimo laboreo, uso de cubiertas vegetales y rotación de cultivos. Estas prácticas conservacionistas son particularmente importantes en las zonas áridas y semi-áridas donde el contenido de materia orgánica es bajo de por sí y las condiciones climáticas conllevan también pérdidas de materia orgánica. Por dichas razones estas prácticas, tales como el no laboreo y el laboreo reducido, han experimentado una creciente implantación en las regiones Mediterráneas, caracterizadas por suelos con bajo contenido en materia orgánica (< 1%) y alto riesgo de desertificación (ECAF 1999). Varios estudios realizados en estas regiones han mostrado el efecto positivo del laboreo de conservación, el cual ha mejorado las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Moreno et al., 1997; Cantero-Martínez et al., 2003; Madejón et al., 2007; Melero et al., 2009 a, b) en comparación con el laboreo tradicional. No obstante, el continuo manejo del suelo mediante no laboreo también puede conllevar aspectos negativos tales como la compactación del suelo, lo cual implica problemas de infiltración y disminución de la emergencia y crecimiento de los cultivos. Por lo tanto, el estudio de la combinación de no laboreo junto a otros sistemas de laboreo de conservación, como el mínimo laboreo o el uso ocasional de laboreo tradicional podría ayudar a solventarlos. No obstante, el efecto del laboreo del suelo depende de su frecuencia, profundidad y de la textura del suelo (Six et al., 2002; Cookson et al., 2008). Aunque existe abundante información sobre la conversión de laboreo tradicional a laboreo de conservación, es muy escasa la información relativa a los efectos que pueda tener la introducción de otras prácticas agrícolas (laboreo reducido o tradicional) en suelos bajo no laboreo permanente.

Para estudiar estos efectos, los parámetros biológicos y bioquímicos son los índices de calidad más adecuados ya que están estrechamente relacionados con la transformación de la materia orgánica y con el ciclo de los nutrientes (Visser & Parkinson 1992; Trasar-Cepeda et al., 2008). Estos parámetros biológicos, como el contenido de la biomasa microbiana, han sido ampliamente utilizados cuando se manejan criterios de calidad de suelos, especialmente a corto plazo, ya que los organismos responden más rápidamente a los cambios provocados por diferentes manejos, en comparación con los parámetros físicos y químicos, que suelen tardar varios años en reflejar los cambios producidos (Jenkinson & Ladd, 1981; Nannipieri et al., 1990). En general, el efecto a largo plazo de las prácticas agrícolas sobre la cantidad y actividad de la biomasa microbiana está estrechamente relacionado con los cambios en el contenido en materia orgánica (Haynes & Beare 1996). Sin embargo, a corto plazo y durante el periodo de conversión a una nueva práctica agrícola, el efecto es más complejo y depende de la textura del suelo, clima, tipo de cultivo y de residuos e incluso del propio manejo del suelo (Al-Kaisi et al., 2005; Muñoz et al., 2007).

2. Objetivos

Evaluar el efecto de una labor ocasional tradicional (vertedera y volteo del suelo) (LT), y un laboreo reducido (chisel) (LR), en la calidad biológica de un suelo manejado, a corto-medio plazo (ocho años) bajo no laboreo y la repercusión de estos cambios en el rendimiento del cultivo.

3. Metodología

3.1 Localización y manejo del sistema

El presente estudio comenzó en octubre de 2008 y se llevó a cabo en la finca experimental "Las Navas" dentro del Término Municipal de Jerez de la Frontera (Gibalbín, Cádiz). El suelo de estudio, es un típico Leptic Typic Xerorthents (Soil Survey Staff, 2006) de textura franco arcillosa, pH básico (8) y con un alto contenido en carbonatos (60%).

Las parcelas de este estudio estuvieron cultivadas anteriormente bajo no laboreo durante 8 años (otoño1999-primavera 2008), a excepción de 2006, año en que recibieron una labor de grada debido a un fuerte problema con las adventicias. Los cultivos que precedieron a la experimentación fueron: Trigo (*Triticum aestivum L.* var. Astral (1999 y 2002); *Triticum durum Desf.* var Simeto (2001, 2004, 2006 y 2007) y girasol (*Helianthus annuus L.* var Sambro (2000, 2003 y 2005).

A partir de otoño de 2008 se estableció un diseño experimental que consistió en 9 subparcelas de 300 m^2, en las que se compararon tres diferentes sistemas de laboreo: laboreo tradicional (LT), laboreo reducido (LR, chisel) y no laboreo (NL). Su distribución se ajustó a un diseño de bloques azar con tres repeticiones por tratamiento.

El LT consistió en un volteo de suelo mediante el uso de vertedera a 25cm de profundidad y enterrado de residuos. El laboreo reducido (LR) consistió en una labor de chisel hasta los 15cm de profundidad y el no laboreo (NL) no recibió ninguna labor. En ambos laboreos de conservación (LR y NL) la superficie del suelo quedó cubierta (> 30%) con los restos de residuos del cultivo precedente.

En el presente experimento se está llevando a cabo una rotación anual de leguminosa-cereal. El régimen de fertilización mineral es el mismo en los tres tratamientos y sólo se realiza durante la campaña con cereal (abonado de fondo 0,2 t ha^{-1} de un complejo fertilizante NPK (18-46-0) y un abonado de cobertera con urea (46%) a 250 kg ha^{-1}). El control de adventicias se realiza mediante laboreo del suelo en LT y mediante la aplicación de herbicidas en LR y NL (Glifosato a razón de 2 L ha^{-1}).

3.2 Muestreo y Análisis del suelo

La toma de muestras de suelo se realizó a tres profundidad 0-5, 5-15 y 15-25 cm. Se realizaron dos muestreos, uno después de las labores y antes de la siembra (enero) y el segundo después de la cosecha (junio) de un cultivo de Veza (*Vicia sativa L.*). En cada subparcela se tomaron tres muestras independientes, las cuales fueron subdivididas en dos submuestras, una de ellas se secó al aire para su análisis químico y la segunda se guardó en frío para su análisis biológico.

En el análisis químico se determinó el carbono orgánico total (COT) según Walkley & Black (1934); el carbono activo (CA) siguiendo el método propuesto por Weil et al. (2003) y el carbono hidrosoluble (CH) mediante extracción (1:10, suelo:agua) midiéndose el C en un analizador TOC V-CSH Shimadzu. En el análisis biológico se determinó el C y N de la biomasa microbiana (CBM y NBM, respectivamente) siguiendo el método fumigación-extracción modificado por Gregorich et al. (1990). La actividad deshidrogenasa (DHA) según Trevors (1984) y la actividad β-glucosidasa (Glu) de acuerdo con Eivazi & Tabatabai (1988).

Para la determinación del rendimiento se consideró la producción total en cada parcela.

3.3 Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizo el sistema SPSS 15.0 de Windows. La comparación de los valores medios de las distintas variables se efectuó mediante un test de ANOVA (test de Tukey para la separación de medias) a un nivel de significación $p< 0.05$. La matriz de correlación entre variables se basó en el coeficiente de correlación de Pearson ($p< 0.01$ y 0.05).

4. Resultados

Tras varios años de labranza cero se encontró que la implantación de un laboreo tradicional (LT), mediante vertedera, redujo los valores de diferentes parámetros en la capa superficial en ambos muestreos en comparación con las parcelas manejadas bajo NL (Tabla 1; Figura 1 y 2). Los porcentajes de reducción fueron: COT (25%), CA (33%), CH (27%), DHA (33.3%) y Glu (45%) en el primer muestreo y COT (27.5 %), CA (33,4%), Glu (63 %) y DHA (21.6%) en el segundo muestreo. Sin embargo, la implantación de un laboreo reducido (LR), chisel, no introdujo diferencias significativas en superficie con respecto a NL para la mayoría de las variables estudiadas en ninguno de los muestreos realizados, excepto para CA/COT en el muestreo posterior de la cosecha (Tabla 1; Figura 1 y 2).

Tabla 1. Valores medios del carbono orgánico total (COT), carbono hidrosoluble (CH), carbono activo(CA), carbono de la biomasa microbiana (CBM) y nitrógeno de la biomasa microbiana (NBM) bajo no laboreo (NL), laboreo reducido (LR) y laboreo convencional (LT) a tres profundidades (0-5, 5-15 and 15-25 cm) después de labrar (enero) y después de cosechar (junio).

		Enero				Junio			
Parametro		**0-5 cm**	**5-15 cm**	**15-25 cm**		**0-5 cm**	**5-15 cm**	**15-25 cm**	
COT (g kg^{-1})	**NL**	18.3 **b**	14.2 **a**	13.5 **a**	*	20.0 **b**	13.3 **a**	10.7 **a**	*
	LR	16.9 **ab**	13.8 **a**	11.4 **a**	*	20.2 **b**	15.1 **a**	10.6 **a**	*
	LT	13.7 **a**	14.4 **a**	14.0 **a**		14.5 **a**	15.0 **a**	11.5 **a**	
CH (mg kg^{-1})	**NL**	66.0 **b**	54.4 **b**	52.3 **a**		296 **a**	112.1 **a**	67.5 **a**	*
	LR	87.0 **c**	68.7 **a**	70.5 **b**		291 **a**	128.2 **a**	81.9 **a**	*
	LT	48.2 **a**	57.8 **ab**	54.3 **ab**		237 **a**	101.7 **a**	69.5 **a**	*
CA (mg kg^{-1})	**NL**	1389 **b**	1263 **a**	1259 **a**		1395 **b**	1373 **b**	1356 **b**	*
	LR	1380 **b**	931 **a**	913 **a**	*	1048 **ab**	927 **a**	801 **a**	
	LT	928 **a**	930 **a**	815 **a**		928 **a**	930 **a**	808 **a**	
CA/COT %	**NL**	7.67 **a**	9.22 **a**	9.24 **a**		7.15 **b**	10.7 **b**	13.3 **b**	
	LR	8.30 **a**	6.82 **a**	8.55 **a**		5.48 **a**	6.24 **a**	7.73 **a**	
	LT	6.88 **a**	6.60 **a**	6.01 **a**		6.38 **a**	6.13 **a**	7.51 **a**	
CBM (mg kg^{-1})	**NL**	940 **a**	704 **a**	728 **a**	*	1612 **ab**	995 **a**	705 **a**	*
	LR	901 **a**	736 **a**	583 **a**	*	2363 **b**	1075**a**	994 **a**	*

	LT	724 **a**	678 **a**	765 **a**	957 **a**	965 **a**	668 **a**	
NBM (mg kg^{-1})	**NL**	32.8 **a**	36.1 **a**	30.5 **a**	40.4 **ab**	51.3 **a**	22.9 **a**	
	LR	45.6 **a**	38.0 **a**	28.6 **a**	68.6 **b**	33.0 **a**	27.0 **a**	*
	LT	40.1 **a**	33.7 **a**	25.7 **a**	25.4 **a**	30.7 **a**	21.3 **a**	
CBM/COT %	**NL**	5.20 **a**	5.06 **a**	5.40 **a**	8.28 **ab**	8.08 **a**	6.94 **a**	
	LR	5.33 **a**	5.67 **a**	5.70 **a**	11.6 **b**	7.70 **a**	10.8 **a**	
	LT	5.35 **a**	5.30 **a**	5.70 **a**	6.71 **a**	6.78 **a**	6.13 **a**	

Valores de cada variable en la misma columna seguidos por la misma letra no difieren significativamente ($p < 0.05$).
(*) ($p < 0.05$) análisis ANOVA (diferencias en profundidad) para cada variable del suelo y tratamiento.

En general, no se encontraron diferencias significativas entre los diferentes sistemas de labranza para ninguna de las variables estudiadas en las dos capas más profundas (5-15 y 15-25 cm), excepto para los valores CA y CA/COT que fueron estadísticamente superiores bajo NL, con respecto al LT, en todo el perfil del suelo en el segundo muestreo (Tabla 1).

También se observó que los valores medios de la mayoría de las variables estudiadas disminuían en profundidad, excepto para CA/COT que mostró una tendencia inversa. Los valores de COT, CBM, DHA y Glu mostraron una clara disminución en las capas más profundas, en ambos muestreos, bajo laboreo de conservación (NL y LR) (Tabla 1, Figura 1 y 2). Además se encontraron correlaciones positivas ($p < 0.01$) entre el COT y el CH, CA, la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas (Tabla 2), y también entre la biomasa microbiana (MBC y MBN), CH y las actividades enzimáticas.

Tabla 2. Coeficientes de correlación (r) entre las variables estudiadas. n= 81.

	COT	**CH**	**CA**	**CBM**	**NBM**	**DHA**	**GLU**
COT		0.435**	0.406**	0.417**	0.313**	0.549**	0.741**
CH			0.092	0.672**	0.320**	0.416**	0.656**
CA				0.003	0.083	0.239*	0.353**
CBM					0.629**	0.394**	0.595**
NBM						0.257**	0.384**
DHA							0.692**
GLU							

** correlación significativa al nivel 0.01. * correlación significativa al nivel 0.05.
COT: carbono orgánico total; CH. carbono hidrosoluble; CA: carbono activo; CBM: carbono de la biomasa microbiana; NBM: nitrógeno de la biomasa microbiana; DHA: actividad deshidrogenasa, Glu: actividad glucosidasa

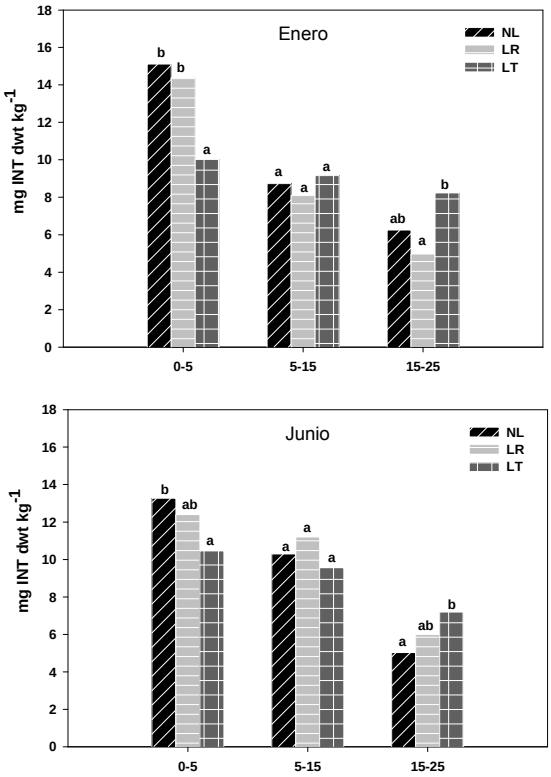


Figura 1. Actividad deshidrogenasa bajo no laboreo (NL), laboreo reducido (LR) y laboreo convencional (LT).

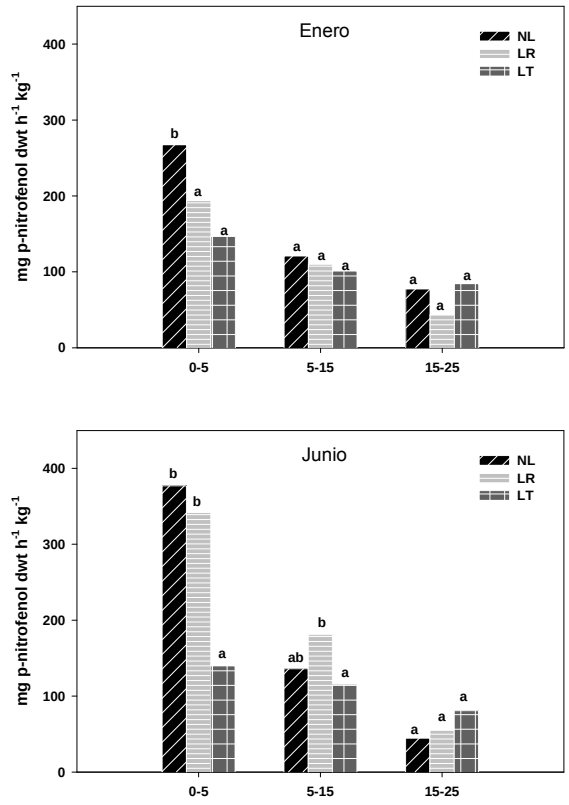


Figura 2. Actividad □-glucosidasa bajo no laboreo (NL), laboreo reducido (LR) y laboreo convencional (LT).

Los rendimientos del cultivo de veza fueron similares (1,6 t ha^{-1}) y no presentaron diferencias significativas entre los diferentes sistemas de laboreo (Figura 3).

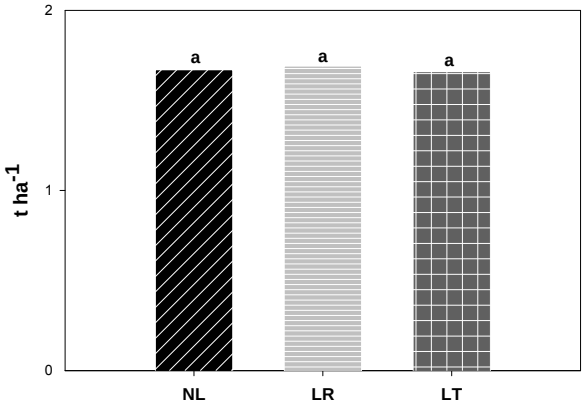


Figura 3. Rendimiento del cultivo (veza) bajo no laboreo (NL), laboreo reducido (LR) y laboreo convencional (LT).

5. Discusión

En agricultura sostenible, el mantenimiento y aumento de la cantidad y calidad de la materia orgánica es un factor clave (Eswaran et al., 1993). La repercusión de las diferentes prácticas de manejo agrícola sobre esta variable varía dependiendo del tiempo (corto-medio-largo plazo) de establecimiento (Potter et al., 1998; Omonode et al., 2006). Así, pueden ser necesarios varios años para que el secuestro de C por parte de una práctica agrícola sea significativo desde un punto de vista agro-ambiental. A corto plazo los cambios en el contenido en materia orgánica pueden ser pequeños, por lo que la determinación de las fracciones activas de la materia orgánica tales como las fracciones de carbono fácilmente disponible y la biomasa microbiana pueden ser índices adecuados para la evaluación del efecto producido por el manejo agrícola en la calidad del suelo (Weil & Magdoff 2004; Melero et al., 2009 a y b).

De acuerdo con Kern & Johnson (1993) el cambio de laboreo convencional a no laboreo, produce, a largo plazo, un aumento del COT en los primeros 15 cm del suelo; por debajo de esta capa los valores de COT son similares entre laboreo convencional y no laboreo. Sin embargo, bajo nuestras condiciones, diversos autores (Madejón et al., 2009; Melero et al., 2009 a y b) han indicado que este aumento de COT suele concentrarse en los primeros 5-10 cm del suelo. Al margen de la profundidad afectada, cualquier aumento del contenido de materia orgánica se traducirá en una mejora de la estructura y la fertilidad del suelo, lo cual favorecerá el rendimiento de los cultivos.

En general, nuestros resultados muestran como el laboreo de conservación (no laboreo y la implantación de chisel) mantuvieron niveles mayores de carbono orgánico respecto al uso de vertedera, que tuvo un efecto negativo inmediato sobre el contenido de las fracciones de carbono y la actividad y biomasa microbiana, especialmente en los primeros 5 cm del suelo. Estos resultados corroboran los obtenidos por otros autores (De la Horra et al., 2003; Muñoz et al., 2007; Madejón et al., 2007; Melero et al., 2009 a y b) y están estrechamente relacionados con la diferente entrada de residuos orgánicos y

su descomposición, procesos muy influenciados por el diferente sistema de manejo y laboreo del suelo.

La cubierta de residuos en superficie y el no laboreo del suelo reduce la exposición de los residuos a la acción de los microorganismos, mientras el laboreo tradicional conlleva una disminución del contenido en materia orgánica, debido principalmente a que el volteo del suelo produce una distribución más homogénea de los residuos en el perfil e implica cambios de temperatura, humedad y aeración que favorecen la actividad de los microorganismos, facilitando la descomposición de los residuos enterrados en el suelo (Doran & Smith, 1987). Saratchandra et al. (1989) destacaron la importancia que tienen los cambios estacionales de humedad del suelo, temperatura y entrada de C orgánico de las raíces de los cultivos, productos de la rizosfera y residuos de cultivos para la actividad y biomasa microbiana.

Varios autores han encontrado mayores contenidos de biomasa microbiana y actividades enzimáticas en suelos bajo no laboreo que bajo laboreo convencional (Doran 1980;Eivazi et al., 2003; Madejón et al., 2007; Melero et al., 2009 a y b), hecho que se relaciona con la mayor entrada de fuentes de C a través del aporte de residuos orgánicos lo cual favorece un mayor crecimiento y activación de los microorganismos del suelo (Melero et al., 2006). Estos resultados también son debidos en parte a la acción protectora y estabilizadora que la materia orgánica ejerce sobre la biomasa microbiana (Pascual et al., 1997). En este estudio se muestra una fuerte correlación entre las fracciones de carbono orgánico y la biomasa microbiana y actividades enzimáticas, lo que concuerda con los trabajos mencionados (Eivazi et al., 2003; Melero et al., 2009 a y b).

Como consecuencia del aporte de residuos orgánicos en la capa superficial de los suelos bajo laboreo de conservación, se produce una estratificación del contenido en materia orgánica, biomasa microbiana y actividades enzimáticas, relacionada con el propio manejo del suelo, que induce un gradiente de concentración de carbono disponible dentro del perfil del suelo (Doran, 1980, Dalal et al., 1991). Por lo tanto, la estratificación de la biomasa microbiana bajo no laboreo fomenta una mayor inmovilización de C en las capas más superficiales comparado con el laboreo tradicional (House et al., 1984). Todo ello conduce a un aumento de la calidad del suelo en superficie, aspecto importante para el funcionamiento del suelo en su conjunto, ya que esta primera capa es fundamental para las funciones del suelo en cuanto a distribución de agua, gases, nutrientes, materia orgánica, biocidas y cualquier otro compuesto que llegue al mismo (Mrabet, 2002, Franzluebbers, 2004). En este sentido, Franzluebbers (2002) destaca la importancia de la estratificación del COT ($COT_{superficie}/COT_{profundidad}$), más que su contenido total, como índice más adecuado de calidad de suelos, considerando un valor 'crítico' próximo a dos. Según este autor, los suelos degradados rara vez superan este umbral. En nuestro caso en el segundo de los muestreos, razón de estratificación $COT_{0\text{-}5}/COT_{15\text{-}25}$ calculada para NL y LR fue muy superior (1.9), a la obtenida en LT (1.3).

Indicar por último que a pesar de los efectos negativos que tuvo el laboreo tradicional (volteo del suelo) sobre la fertilidad biológica y las fracciones de materia orgánica, los rendimientos de la producción fueron similares entre las diferentes prácticas de laboreo del suelo, posiblemente como consecuencia de los beneficios

acumulados por el no laboreo del suelo durante los años precedentes y por el propio cultivo (veza), una leguminosa fijadora de nitrógeno.

6. Conclusiones

La implantación de un laboreo tradicional, en parcelas que llevaban 8 años bajo manejo de no laboreo, tuvo una repercusión negativa sobre las fracciones orgánicas de la materia orgánica y las actividades enzimáticas relacionadas con su transformación, especialmente en la capa más superficial (0-5 cm), en la cual se acumulaban los beneficios ocasionados por el laboreo de conservación tras varios años de implantación. Nuestros resultados muestran que el manejo de vertedera provoca pérdidas de materia orgánica y disminuye la calidad bioquímica del suelo, a corto plazo, no siendo aconsejable su uso, especialmente en regiones semiáridas mediterráneas fácilmente erosionables, en las que el uso del laboreo de conservación se considera más adecuado con el fin de mejorar la calidad del suelo. No obstante son necesarios estudios a más largo plazo que reafirmen el uso de "chisel" como laboreo alternativo para prevenir los inconvenientes derivados del no laboreo, en el caso de que llegaran a presentarse.

7. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT) la financiación del proyecto (AGL2005- 2423) mediante el cual ha podido ser llevado a acabo este trabajo. También S. Melero y M. Panettieri dan las gracias al CSIC por su contrato JAE-Doc y JAE-Predoc, respectivamente.

8. Bibliografía

AL-KAISI, M. M., YIN, X. H. AND LICHT, M. A., 2005. Soil carbon and nitrogen changes as influenced by tillage and cropping systems in some Iowa soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 635–647.

CANTERO-MARTÍNEZ, C., ANGAS, P., LAMPURLANÉS, J., 2003. Growth, yield and water productivity of barley (Hordeum vulgare L.) affected by tillage and N fertilization in Mediterranean semiarid, rainfed conditions of Spain. *Field Crops Research* 84, 341-357.

COOKSON, W.R., MURPHY, D.V., ROPER, M.M., 2008. Characterizing the relationships between soil organic matter components and microbial function and composition along a tillage disturbance gradient. *Soil Biol.Biochem.* 40, 763–777.

DALAL, R.C., HENDERSON, P.A., GLASBY, J.M., 1991. Organic matter and microbial biomass in a Vertisol after 20 yr of zero-tillage. *Soil Biol.Biochem.* 23, 435-441.

DE LA HORRA, A.M., CONTI, M.E., PALMA, R.M., 2003. b-Glucosidase and proteases activities as affected by long-term management practices in a Typic Argiudoll soil. Comm. *Soil. Sci. Plant Anal.* 34, 2395−2404.

DORAN, J.W., 1980. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 765-771.

DORAN J. W., SMITH, M. S., 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients. In Soil Fertilityy and Organic Matter as Critical Components of Production Systems (Follet R. F. et al., Eds). pp. 53-72. SolI Science Society of America Special Publication 19. American Society of Agronomy, Madison. Wisc.

ECAF (European Conservation Agricultural Federation)., 1999. Conservation Agriculture in Europe: Environmental, Economic and EU policy perspectives. 23 pp. Brussels.

EIVAZI, F., TABATABAI, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol.Biochem* 20, 601-606.

EIVAZI, F., BAYAN, M.R., SCHMIDT, K., 2003. Select soil enzyme activities in the historic sanborn field as affected by long-term cropping systems. *Commun Soil Sci. Plant Anal.* 34, 2259-2275.

ESWARAN, H., VAN DEN BERG, E., REICH, P., 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 192–194.

FRANZLUEBBERS, A.J., 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Till. Res. 66, 95-106.

FRANZLUEBBERS, A.J., 2004. Tillage and residue management effects on soil organic matter. In: Magdoff, F., Weil, R.R. (Eds.), Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture, pp. 227-268. CRC Press, Boca Raton, Florida.

GREGORICH, E.G., WEN, G., VORONEY, R.P., KACHANOSKI, R.G., 1990. Calibration of rapid direct chloroform extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 22, 1009–1011.

HAYNES R.J., BEARE M.H., 1996. Aggregation and organic matter storage in meso-thermal, humid soils. In: Carter, M.R., Stewart, B.A. (Eds.), Advances in Soil Science. Structure and organic matter storage in agricultural soils. pp.213-262. CRC Lewis, Boca Raton.

HOUSE, G.J., STINNER, B.J., CROSSLEY, D.A.J., ODUM, E.P., LONGDALE, D.W., 1984. Nitrogen cycling in conventional and no tillage agroecosystems in the southern Piedmont. *Journal of Soil Water Conservation*. 39, 194-200.

JENKINSON, D.S., LADD, J.N., 1981. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. In: Soil Biochemistry vol 5 (Paul E.A., Ladd J.N., eds). pp. 415-471.Marcel Dekker, New York.

LAL, R., BLUM, W.H., VALENTINE, C., STEWART, B.A., 1998. Methods for assessment of soil degradation. In: Advances in Soil Science. p. 558. Lewis Publishers, Boca Raton.

MADEJÓN, E., MORENO, F., MURILLO, J.M., PELEGRÍN, F., 2007. Soil biochemical response to long-term conservation tillage under semi-arid Mediterranean conditions. *Soil Till. Res.* 94, 346-352.

MADEJÓN, E., MURILLO, J.M., MORENO, F., LÓPEZ, M.V., ARRUE, J.L., ALVARO-FUENTES, J., CANTERO, C., 2009. Effect of long-term conservation tillage on soil biochemical properties in Mediterranean Spanish areas. *Soil Till. Res.* 105, 55-62.

MELERO, S., RUIZ PORRAS, J.C., HERENCIA, J.F., MADEJÓN, E. 2006. Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. *Soil Till Res*. 90, 162-170.

MELERO, S., LÓPEZ-GARRIDO, R., MADEJÓN, E., MURILLO, J.M., VANDERLINDEN, K., ORDÓÑEZ, R., MORENO, F., 2009a . Long-term effects of conservation tillage on organic fractions in two soils in southwest of Spain. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 68-74.

MELERO, S., LÓPEZ-GARRIDO, R., MURILLO, J.M., MORENO, F., 2009b. Conservation tillage: short and long term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. *Soil Till. Res.*104, 292-298.

MORENO, F., PELEGRÍN F., FERNÁNDEZ, J.E., MURILLO, J.M., 1997. Soil physical properties, water depletion and crop development under traditional and conservation tillage in southern Spain. *Soil Till. Res.* 41, 25-42.

MRABET, R., 2002. Stratification of soil aggregation and organic matter under conservation tillage systems in Africa. Soil Till. Res. 66, 119-128.

MUÑOZ, A., LÓPEZ-PIÑEIRO, A., RAMÍREZ, M., 2007. Soil quality attributes of conservation management regimes in a semi-arid region of south westerm Spain. *Soil Till. Res.* 95, 255-265.

NANNIPIERI, P., CECCANTI, B., GREGO, S., 1990. Ecological significance of biological activity in soil. In: Bollag, G.M., Stotzky, G. (Eds.), Soil Biochemistry, vol. 6. pp. 293-355. Marcel Dekker, New York.

OMONODE, R.A., GAL, A., STOTT, D.E., ABNEY, T.S., VYN, T.J., 2006. Short-term versus continuous chisel and no-till effects on soil carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 419-425.

PASCUAL, J.A., GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T., AYUSO, M., 1997. Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biol Fertil Soils* 24, 429-434.

POTTER, K.N., TORBERT, H.A., JONES, O.R., MATOCHA, J.E., MORRISON JR., J.E., UNGER, P.W., 1998. Distribution and amount of soil organic C in long term management systems in Texas. *Soil Till. Res.* 47, 309-321.

SARATHCHANDRA, S.U., PERROTT, K.W., LITTLER, R.A., 1989. Soil microbial biomass: influence of simulated temperature changes on size, activity and nutrient content. *Soil Biol Biochem.* 21, 987-993.

SIX, J., FELLER, C., DENEF, K., OGLE, S.M., DE MORAES, J.F.L., ALBRECHT, A., 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils effects of no-tillage. *Agronomie.* 22,755-775

SOIL SURVEY STAFF., 2006. Keys to Soil Taxonomy, 10th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

TRASAR-CEPEDA, C., LEIROS, M.C., SEOANE, S., GIL-SOTRES, F., 2008. Biochemical properties of soils under crop rotation. *Appl Soil Ecol* 39, 133-143.

TREVORS, J.T., 1984. Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biol. Biochem*. 16, 673–674.

VISSER, S., PARKINSON, D., 1992. Soil biological criteria as indicators of soil quality: soil microorganisms. *Am. J. Altern. Agr.* 7, 33–37.

WALKLEY, A., BLACK J.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37, 29-38.

WEIL, R.R., ISLAM, K. R., STINE, M.A., GRUVER, J.B., SAMSON-LIEBIG, S.E. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *Am J. Altern Agric.* 18, 3-17.

WEIL, R.R., MAGDOFF, F., 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and Health. In: Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture. Magdoff, F., Weil, R.R. (eds). CRC Press. NY.

Conversión de lodos de depuradora en nuevos productos funcionales de aplicación edafológica ambiental

GARCÍA-MARTÍNEZ[2], A.M., RODRÍGUEZ-MORGADO[1], B., REVILLA[1], E, SANTA-MARIA[1], C., BAUTISTA[1], J., TEJADA, M.[2], ARAGÓN CRUZ, C.[3], PARRADO. J[1].

[1]Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla. C/Profesor García González, 2. Sevilla.
[2]Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Escuela de Ingeniería Técnica Agrícola, Universidad de Sevilla. Carretera Utrera-Sevilla, Km.1. Sevilla.
[3] FUNDACIÓN CENTRO DE LAS NUEVAS TECNOLOGÍAS DEL AGUA. Av. Américo Vespucio, 5-A, 2ª planta, módulo 10 - 41092 – Sevilla.

Resumen

El Plan Nacional de Lodos de Depuradora (PNLD) 2001-2006 estableció tres posibles usos de los lodos de depuradora (LD): a) aplicación al suelo con fines de fertilización y reciclaje de los nutrientes y la materia orgánica; b) valorización energética (en todas sus variantes, lo que incluye la biometanización; c) depósito en vertedero. Sin embargo, debido a nuevas regularizaciones y normativas, el tratamiento de eliminación mediante vertedero ha sido abandonado y ha dejado de ser un procedimiento para el tratamiento de estos residuos, lo que conlleva, como consecuencia directa, el incremento de su uso agrícola/medioambiental y su revalorización como materia orgánica. Los LD tienen una composición idónea para ser usados como fertilizantes debido a su elevado contenido en N y P y a su baja relación C/N. Poseen un elevado contenido en materia orgánica, convirtiendo a este residuo en una enmienda orgánica para el suelo ideal y muy importante. Empleados como enmiendas orgánicas resultan muy importantes para el uso agrícola, pero también como herramienta fundamental para la rehabilitación de suelos y áreas muy degradadas. Sin embargo, su aplicación directa al suelo puede causar severos problemas derivados de la presencia de microorganismos patógenos, la inestabilidad orgánica de sus materiales, la baja biodisponibilidad de sus elementos, fitotoxicidad,… De forma que, para soslayar estos posibles problemas, actualmente, se realizan transformaciones biológicas de los lodos principalmente mediante procesos de compostaje. En esta comunicación, se muestra una alternativa a este proceso de compostaje; se describe un proceso de obtención de nuevos productos orgánicos solubles obtenidos a partir de los LD. Además, se describe el nuevo producto generado y se evalúa su capacidad como bioestimulante edafológico. El proceso de obtención que se plantea consta de una etapa de tratamiento enzimático, en la que se modifican las propiedades físicas de los LD, aumentando la biodisponibilidad de los compuestos minerales y orgánicos que los constituyen. De esta forma, el producto final resultante, un hidrolizado enzimático, es totalmente soluble y aumenta su contenido en N con respecto al lodo original, en forma de péptidos y aminoácidos libres. Finalmente, se estudia el comportamiento bioestimulante del nuevo producto hidrolizado enzimáticamente, a nivel de parámetros bioquímicos del suelo como son las actividades enzimáticas: deshidrogenasa (ADH), fosfatasa (AF) y glucosidasa (AG). Se comprueba como los lodos tras el tratamiento enzimático se convierten en productos de alta bioabsorción por parte de los microorganismos, por lo que este nuevo producto: Lodo de depuradora Hidrolizado (LdH) podrá ser usado como bioestimulante en agricultura o en tratamientos de biorremediación de suelos degradados.

Palabras clave
Lodos de depuración; hidrólisis enzimática; proteasas; bioestimulación; bioestimulantes; actividades enzimáticas.

1. Introducción

En España, en los 10 últimos años, se ha aumentado significativamente la generación de lodos de depuradora (LD) residuales, al igual que en otros países de la UE, debido al cumplimiento de la Directiva 91/271, relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas, así como del Real Decreto-Ley 11/1995, por el que se transpone dicha norma comunitaria. Debido a la gran cantidad de estos lodos se ha planteado la necesidad de tratar adecuadamente estos fangos generados; de hecho, el PNLD (2001-2006) estimaba que la cantidad de lodos de depuradora generados a finales del año 2005 no sería inferior a 1.300.000 Tm y podría llegar, incluso, a 1.500.000 Tm. Según este Plan, uno de los principales usos posibles de los LD es la aplicación al suelo con fines de fertilización y reciclaje de los nutrientes y la materia orgánica. De hecho, en el año 2005, el 65% de los lodos se destinaban a uso agrícola, generalmente, compostados. Así, la reutilización de los LD ha resultado ser el destino más apropiado, de forma que su aplicación en suelos se ve claramente favorecida en el futuro.

Recientemente, se está mostrando un gran interés por el uso de distintos substratos ricos en materia orgánica como biofertilizantes (BF) debido a su elevada capacidad para suplir las necesidades nutritivas de las plantas. Dentro de los BF hay una gran diversidad de productos, pero todos tienen como característica común el elevado contenido en materia orgánica (proteínas, azúcares, lípidos, etc.). Se pueden distinguir dos categorías, los BF orgánicos no hidrolizados, procedentes del compostaje, estiércoles,… (Williams et al., 1999; Namkoong et al, 2002), y cuyo principal inconveniente se centra en la baja biodisponibilidad de sus elementos nutricionales; así el N orgánico que presentan (básicamente proteínas) debe ser procesado (hidrolizado in situ) para la absorción microbiológica o vegetal, y, por último presentan problemas de transporte a zonas profundas del suelo (McBride, 2003). Por otro lado, están los BF orgánicos hidrolizados obtenidos mediante reacciones de hidrólisis a partir de distintas materias orgánicas, que resultan ser productos totalmente solubles, cuyo principal componente son las proteínas hidrolizadas, con lo cual aportan el N orgánico en forma de péptidos y aminoácidos libres, compuestos altamente biodisponibles.

Tradicionalmente, los procedimientos de hidrólisis eran catalizados por ácidos (HCl) a alta temperatura, que deterioraban la calidad del producto final, además de generar posibles sustancias tóxicas. Sin embargo, actualmente, se han desarrollado procesos biológicos mediante la utilización de enzimas hidrolíticas, fundamentalmente proteasas (García-Martínez et al, 2010; Parrado y col., 2005) para la obtención de esta nueva generación de productos orgánicos de uso ambiental/agrícola (Parrado et al, 2008).

En este trabajo que se plantea el uso de los LD como materia de partida para la obtención de un nuevo producto, un hidrolizado enzimático, con un elevado potencial para ser empleado como biofertilizante edafológico.

El desarrollo de biofertilizantes, respetuosos con el medio ambiente y no contaminantes, resulta de gran interés para la Agricultura, sobre todo para la Bio-Agricultura o Agricultura Natural. En este sentido el desarrollo de productos naturales que aportan nitrógeno en forma útil (oligopéptidos y amino ácidos libres) al suelo y, por ende, a la planta, constituye un gran avance para el logro de este tipo de Agricultura sana y respetuosa con el medio ambiente. Todo ello pasa por la producción de este tipo de producto en grandes cantidades y a precios competitivos con los productos convencionales de origen mineral

2. Metodología

Material de trabajo

Los lodos activos procedentes de depuración de aguas residuales (LD) fueron provistos por la Planta Experimental de Carrión de los Céspedes del Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA), situada en la localidad de Carrión de los Céspedes (Sevilla). Este material fue el empleado como materia prima para la obtención de un nuevo producto hidrolizado obtenido mediante un proceso de hidrólisis enzimática, denominado en este trabajo LdH.

Caracterización química de LD y LdH.- La determinación del contenido de materia orgánica se ha realizado mediante el método de combustión seca; la determinación del nitrógeno total se ha realizado mediante el método Kjeldahl, establecido por la A.O.A.C. (1990); el contenido en macro y microelementos se ha determinado mediante espectrometría de emisión atómica y de plasma ICP-AES (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry), empleando, para ello, un equipo multielemento secuencial Fisons-ARL 3410.

Caracterización del tamaño molecular del componente proteico de LD y LdH mediante cromatografía de exclusión molecular

Se ha empleado como columna de exclusión molecular la Superdex™ Peptide 10/300GL (GE Healthcare), cuyo rango óptimo de separación está comprendido entre los 100 y 7.000 Da. Se ha empleado como tampón de elución Na_2HPO_4 50 mM (pH 7.5) y un flujo de 0.5 ml/min. Para la determinación de los pesos moleculares del material proteico de las muestras, se han empleado distintos patrones de tamaño molecular conocido: citocromo C (12387 Da); aprotinina (6500 Da); vitamina B_{12} (1855 Da); Gly-3 (189 Da); Gly (75 Da).

Diseño del ensayo de bioestimulación edafológica

Se realizó este estudio a escala de laboratorio en pequeños microcosmos. Se empelaron botes de 250 ml de capacidad a los que se les añadió 200 gramos de suelo experimental. A estos microcosmos se le añadieron los distintos productos, LD y LdH, a distintas concentraciones de materia orgánica de trabajo. Estas concentraciones de trabajo fueron: 0.2%, 0.5% y 1% (p/v). Las distintas cantidades de producto fueron disueltas en la cantidad de agua precisa para mantener la capacidad de campo al 60-70% (WHC). Junto con estos tratamientos se llevó adelante un microcosmos control, al que no se le adicionó ningún tipo de materia orgánica.

Suelo experimental

El estudio de evaluación del potencial bioestimulante de LD y LdH se desarrolló sobre un suelo modelo experimental, clasificado como un Antrosol plágico (FAO, 1999), que fue recogido de una parcela experimental, perteneciente a la Escuela Universitaria de Ingenieros Técnicos Agrícolas (EUITA) de la Universidad de Sevilla, localizada en las instalaciones próximas a la escuela, en la Carretera de Utrera km. 1., Sevilla. Se caracterizaba por la presencia de arcillas (545 ± 10 g/kg), limo (350 ± 12 g/kg) y arenas (150 ± 8 g/kg), un bajo contenido en materia orgánica (0.66%) y una razón C/N de 9.04.

Caracterización bioquímica del suelo durante el ensayo

El estudio de bioestimulación fue realizado mediante la determinación de distintas actividades enzimáticas, como la actividad deshidrogenada (ADH), la fosfatasa (AF) y la actividad β-glucosidasa (AG), al ser considerados excelentes bioindicadores de la situación del suelo en respuesta a la aplicación de materia orgánica.

- *Actividad deshidrogenasa:* fue determinada mediante una modificación de ensayo de INT de Tabatabai (1994), usando para ello 0.5 g de suelo, al que se le midió la cantidad de *p*- iodonitrotetrazolium formazano (INTF) producido por reducción de 2-[4-iodofenil]-3-[4-nitrofenil]-5-feniltetrazolium cloruro (INT), en presencia de una solución de succinato sódico 20 mM. Las muestras fueron incubadas durante 10 minutos a temperatura ambiente y el INTF producido fue medido espectrofotométricamente a 485 nm.

- *Actividad fosfatasa ácida:* se determinó mediante el método descrito previamente por Tabatabai, (1994), empleando *p*-nitrofenil fosfato como sustrato. Para ello, se emplearon 0.250 gramos de suelo por muestra y se incubaron en un tampón MUB (pH 6.5) durante 10 minutos en presencia de una solución 25 mM de *p*-nitrofenil fosfato. Tras la incubación, se les adicionó Cl_2Ca 0.5M y NaOH 0.5M, como extractante del producto resultante, el *p*-nitrofenol. Las concentraciones de producto se determinaron mediante espectrofotómetro a 410 nm.

- *Actividad β-glucosidasa:* se determinó mediante el método descrito previamente por Tabatabai, (1994), empleando *p*-nitrofenil-β-glucopiranósido como sustrato. Para ello, se emplearon 0.250 gramos de suelo por muestra y se incubaron en un tampón MUB (pH 6.5) durante 10 minutos en presencia de una solución 25 mM de *p*-nitrofenil-β-glucopiranósido. Tras la incubación, se les adicionó Cl_2Ca 0.5M y NaOH 0.5M, como extractante del producto resultante, el *p*-nitrofenol. Las concentraciones de producto se determinaron mediante espectrofotómetro a 410 nm.

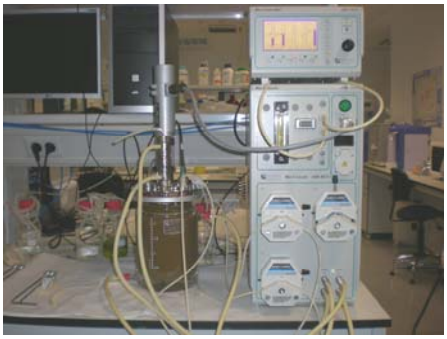
3. Resultados

Producción de los extractos enzimáticos de LD

La producción de extractos enzimáticos a partir de LD, se ha llevado a cabo mediante la técnica denominada pH-stat (Adler-Nissen, 1977). Esta técnica implica el

control de pH, temperatura y agitación durante el proceso hidrolítico, llevado a cabo, en este caso, en reactores con control automático de dichos parámetros en un biorreactor (Figura 1). Las condiciones bajo las que han tenido lugar las reacciones de hidrólisis enzimática han sido las siguientes: a) Sustrato: 15-20% LD; b) Solvente: agua; c) agente catalizador: Subtilisina producida mediante fermentación por *Bacillus licheniformis ATCC 21415*, 0.15% (v/v) (Romero et al, 2007).; d) temperatura: 55-60º C; e) pH: 8.5. (Se mantuvo controlado mediante la adición de NaOH 10M); f) tiempo: 120 minutos; g) Grado de hidrólisis: 35%.
Después de la extracción se obtiene un producto soluble que se denomina Lodo Hidrolizado LdH, que se separa de los unos restos insolubles mediante centrifugación.

Figura 1. Reactor enzimático: Producción de LDH



La hidrólisis enzimática de LD solubiliza los componentes orgánicos (proteínas, azucares, fitohormonas), solucionando el problema de su insolubilidad y reduciendo el gran tamaño molecular proteico facilitando una potencial absorción tanto por las plantas como por la microflora edáfica.

Caracterización química de LD y LdH.- La composición química de LD y LdH se muestra en la Tabla.1. Los LD suelen tener una gran variabilidad en su composición química, concretamente los utilizados en este trabajo, son lodos muy maduros con un alto contenido en materia inorgánica.

La principal diferencia entre ambos productos radica en el incremento en el contenido en materia orgánica en LdH y una disminución del contenido en fósforo (10 veces) debido a que el LdH es un producto totalmente soluble, quedando unos sólidos centrifugados después de la extracción (ricos en fósforo insoluble).

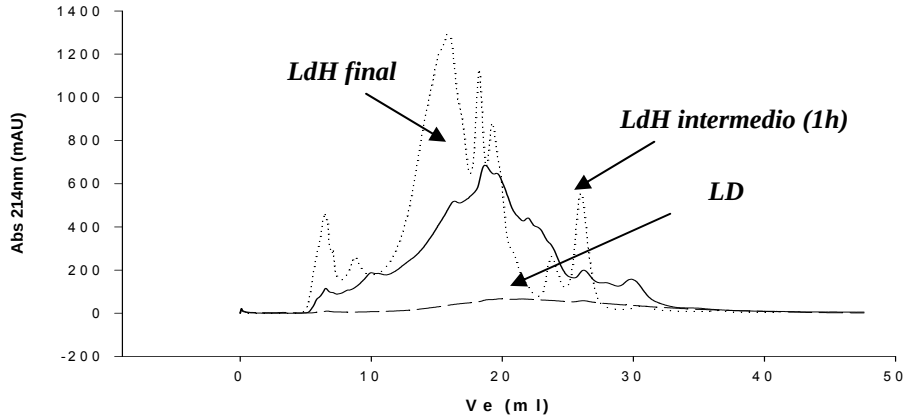
Tabla.1. Caracterización química de LD y LdH. Porcentaje peso seco

Parámetro	**LD**	**LdH**
Materia Orgánica	39.20	55.51
Nitrógeno Total	2.70	2.93
Fósforo Total	2.08	0,22
Proteínas	170 g/kg	190 gr/kg

Caracterización proteica de LD y LdH.- Como resultado del proceso de hidrólisis enzimática al que se ha sometido a LD, se ha generado un nuevo producto LdH, que presenta diferentes características, no sólo físico-químicas, sino también a nivel proteico. Así, el análisis del componente proteico soluble de LD y LdH mediante

cromatografía de exclusión molecular ha mostrado que LD se caracteriza porque sus proteínas son altamente insolubles, como se comprueba en la Figura.1., donde el cromatograma obtenido para LD resulta prácticamente plano. Se puede observar en la misma figura como, durante el proceso de hidrólisis enzimática, el componente proteico se solubiliza y aparecen distintas señales cromatográficas. En una situación intermedia durante la hidrólisis, LdH, producto hidrolizado, presenta un componente proteico soluble caracterizado, principalmente, por péptidos de pequeño tamaño molecular e, incluso, aminoácidos libres (<10KDa). Este componente peptídico y aminoacídico se va incrementando hasta el final del proceso hidrolítico. Por tanto, se puede observar como la composición proteica es bien distinta en ambos procesos y que la distribución por tamaño molecular del componente proteico soluble se modifica durante la hidrólisis, incrementándose. Precisamente, el objetivo del proceso de hidrólisis no es otro que hacer biodisponible el componente orgánico, entre ellos las proteínas. Estos péptidos y aminoácidos solubilizados como resultado de la hidrólisis serán fácilmente absorbibles por parte de plantas y microorganismos.

Figura.2. Caracterización proteica de LD y LdH.

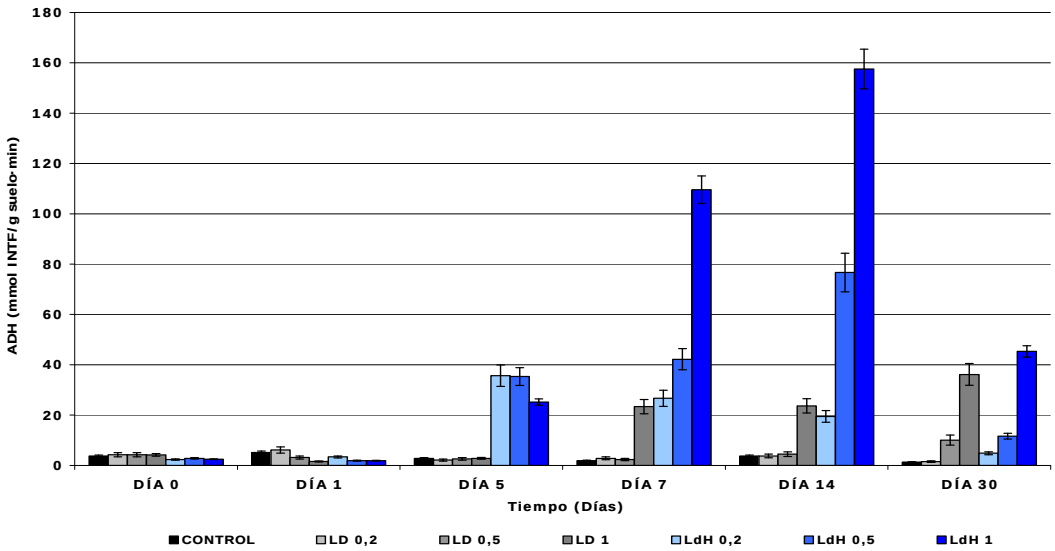


Mediante el uso de la tecnología enzimática se solventan ambos problemas ya que la ruptura en sus unidades elementales o monómeros (aminoácidos), así como en fragmentos de menor tamaño, péptidos, conduce a la solubilización de las proteínas insolubles a partir de los residuos, así como a un cambio físico del producto, ya que los productos son totalmente solubles.

Caracterización bioquímica del suelo durante el ensayo.- De todas las enzimas que pueden ser estudiadas para caracterizar bioquímicamente un suelo, en este trabajo se han seleccionado tres: las *enzimas deshidrogenasa, fosfatasa y β-glucosidasa*. La importancia fundamental de la determinación de la actividad de las enzimas del suelo radica en que el funcionamiento de los ecosistemas terrestres no se puede entender, correctamente, sin la participación de los procesos enzimáticos (Overbeck, 1991), ya que son estas enzimas las que determinan la pauta de gran parte de las transformaciones químicas que se producen en el suelo (Stryer, 1995). Concretamente, la mayoría de las transformaciones que afectan al material orgánico en los ecosistemas terrestres son catalizadas por enzimas producidas por los distintos organismos habitantes del suelo (bacterias, hongos, animales del suelo y el sistema radicular de los vegetales superiores), siendo las bacterias las que contribuyen de forma mayoritaria, ya que se estima que son principales responsables de los procesos de degradación de la MO.

En referencia a las enzimas estudiadas en este trabajo, se puede decir que la enzima deshidrogenasa (en células viables) es una oxidorreductasa que cumple un papel fundamental en las etapas iniciales de la oxidación de la materia orgánica (Ross et al, 1971), participando en los procesos de fosforilación oxidativa, lo que la convierte en un excelente indicador del sistema redox microbiano y, por tanto, de las actividades oxidativas del mismo (Casida, 1977; Nannipieri et al., 1990).

Figura.3. Actividad deshidrogenasa (ADH). (Valores medios+DS).

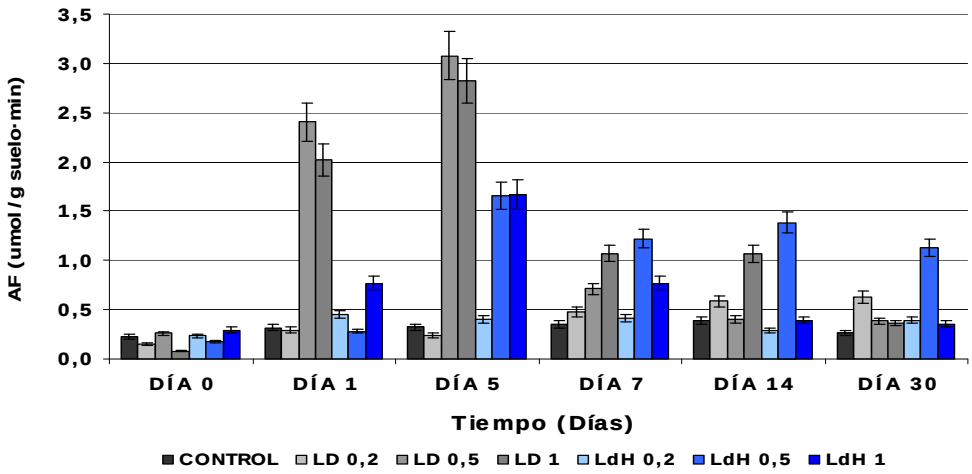


Los resultados encontrados han puesto de manifiesto que la aplicación de las distintas materias orgánicas (LD y LdH) produce un efecto inductor o estimulante de la actividad deshidrogenasa (ADH), pero este efecto es bien distinto para cada uno de los productos empleados. Así, en el caso de LD el efecto estimulante está muy limitado en función de las dosis de trabajo, de forma que concretamente, se aprecia un fuerte incremento (5 veces más que los controles) de la ADH entre los 7-14 días de incubación, cuando se emplean dosis altas de materia orgánica (1%, p/v), hasta un valor máximo de ADH 9 veces superior a los valores iniciales; mientras, en el caso de LdH, el efecto bioestimulante está muy marcado desde el inicio del ensayo y esta inducción resulta dosis dependiente. Así, a los 5 días del inicio del estudio, los valores de actividad ya manifiestan incrementos significativos con respecto, no sólo, al suelo control, sino también con respecto a los tratamientos con LD, en los que no se aprecia estimulación. En todos los tratamientos con LdH, a los 5 días, el efecto estimulante es similar, pero, a medida que transcurre el ensayo, el incremento del efecto estimulante de LdH resulta dosis-dependiente, de forma que los máximos de actividad enzimática se observan en los tratamientos con LdH-0.5% (38 veces por encima de los valores iniciales control) y con LdH-1% (78 veces por encima de los valores de referencia control), máximos obtenidos a los 14 días desde el inicio del ensayo.

Por otro lado, las enzimas fosfatasa y β-glucosidasa son hidrolasas que catalizan numerosas reacciones implicadas en el ciclo de los nutrientes como el P y el C, respectivamente. A diferencia de la enzima deshidrogenasa, no están ligadas a los

procesos de respiración, aunque sí que se dan incrementos de estas actividades en situaciones de crecimiento microbiano.

Figura.4. Actividad fosfatasa (AF). (Valores medios+DS).

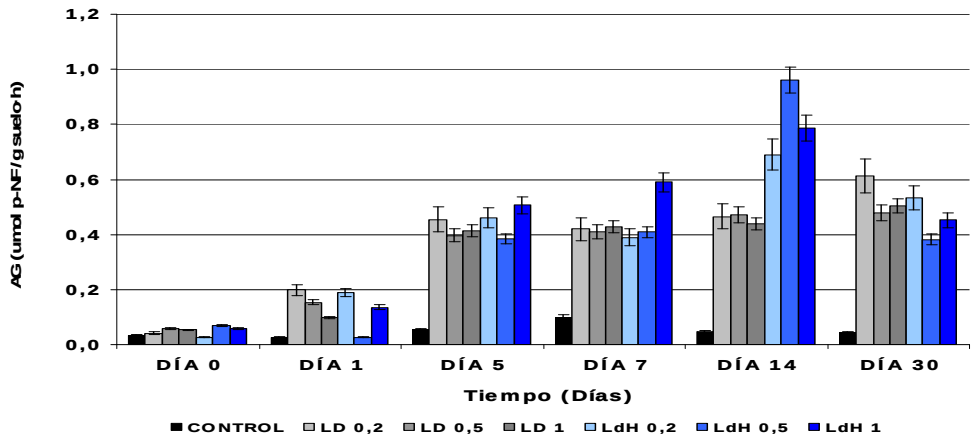


Los resultados que se muestran en la Figura.4 indican que la adición de LD y LdH produce una estimulación de la actividad fosfatasa (AF), pero se encuentran diferencias notables con respecto a los datos obtenidos para la ADH.

En esta Figura.4, el efecto estimulante está fuertemente inducido en el caso de los tratamientos con LD, de forma que, tras 24 horas de incubación, se observa como los valores de AF en el caso de los tratamientos con LD (0.5 y 1%, p/v) son significativamente superiores a los encontrados en el caso de LdH. En el día 5 de incubación, cuando se obtienen los valores máximos (3 µmol p-NP/g suelo·min para LD y 1,65 µmol p-NP/g suelo·min para LdH) estas diferencias siguen siendo muy notables. Posteriormente, en ambos casos las actividades decrecen y en esta situación, las diferencias empiezan a disminuir.

En cuanto a la AG, mostrada en la Figura.5, se comprueba como existe, al igual que en los casos anteriores, una fuerte estimulación de la actividad β-glucosidasa (AG), de forma que, en tan sólo 24 horas se producen incrementos de la actividad del orden de 2 a 4 veces más actividad, para todos los tratamientos. Es entre los días 7 y 14 en los que se produce una diferencia significativa entre los tratamientos; el suelo con LdH incrementa la actividad AG notablemente con respecto al suelo con LD. De forma que los incrementos mostrados para LdH-0.2, LdH-0.5 y LdH-1son dosis dependientes y resultan 1.47, 2 y 1.77 veces superiores a los valores de AG de los suelos con LD al 0.2, 0.5 y 1% (p/v).

Figura.5. Actividad β-glucosidasa (AG). (Valores medios+DS).



4. Discusión

El suelo es un sistema complejo, en equilibrio dinámico, de enorme importancia, no sólo en la producción agrícola, sino, también, en el mantenimiento de la calidad ambiental (Marcote et al, 2001). Una de sus principales funciones es la de servir de soporte y de suministro de energía y nutrientes a los microorganismos que habitan en él. Estos microorganismos edafológicos tienen, a su vez, un papel esencial en el sostenimiento de la calidad y la fertilidad del suelo, debido, principalmente, a que son los responsables de la degradación de la materia orgánica (MO), para la obtención de energía y nutrientes (Bloem et al, 1997). Por esto, en los últimos años, el interés por el suelo como recurso natural ha crecido, notablemente, debido, en gran parte, al incremento de la conciencia de que el suelo cumple con numerosas funciones vitales para el mantenimiento de los ecosistemas terrestres (Marcote et al, 2001).

El contenido de MO de un suelo es un parámetro indicador de la fertilidad del mismo, ya que constituye la principal reserva de nutrientes esenciales, tales como el N, el P y el C, que son fundamentales para el crecimiento de los distintos organismos. Además, esta MO está bien relacionada con un importante número de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Arias et al, 2005). Por su vital importancia como nutriente de plantas y cultivos, se ha venido aportando MO, como práctica agrícola habitual, al suelo en forma de residuos orgánicos, tales como estiércol (Haynes & Naidu, 1998), lodos de depuración de aguas residuales (Albiach et al, 2001), compost (Tejada & González, 2003) o subproductos agroindustriales (Tejada & González, 2004), es decir, productos orgánicos, de muy variada composición y, en muchos casos, desconocida, pero, sobre todo, de baja/media absorción por parte de los organismos vivos edafológicos.

En este trabajo, se ha planteado la transformación de los lodos procedentes de la depuración de aguas residuales urbanas mediante un proceso de de hidrólisis enzimática, descrito y empleado, con anterioridad, para la obtención de bioestimulantes/biofertilizantes (Romero et al, 2007; Parrado et al, 2008), que los ha convertido en un nuevo producto altamente estable, y, sobre todo, de alta accesibilidad o biodisponibilidad, lo que ha determinado que este LdH sea un biofertilizante/bioestimulante edafológico idóneo para uso agrícola, así como para el mantenimiento de la fertilidad y calidad del suelo, al facilitar notablemente su

bioabsorción (incremento de la solubilidad, menor tamaño molecular proteico,…). Precisamente, el menor tamaño molecular proteico de LdH determina que el N se presente de una forma, fácilmente, absorbible por parte de todos los organismos vivos del suelo, tales como plantas (Higgins & Payne, 1982) y microorganismos (Vasileva-Tonkova et al, 2007). Recientes estudios han sugerido que los aminoácidos pueden ser absorbidos, fácilmente, por las poblaciones microbianas edafológicas mediante una serie de transportadores de membrana (Jones & Hodges, 1999). De hecho, los microorganismos son capaces de usar, directamente, pequeños péptidos (Walker & Altman, 2005), pero, las proteínas que se añaden al suelo, a priori, deben se hidrolizadas hasta péptidos y aminoácidos por acción de distintas proteasas extracelulares, para que puedan ser absorbidos tanto por plantas como por los propios microorganismos (Jan et al, 2009), debido a la falta de transportadores de proteínas capaces de transferir intactas éstas a través de las membranas celulares. Esto sugiere que la ruptura de las proteínas en el suelo es un paso limitante en la incorporación de N a los organismos vivos edafológicos.

Por otra parte la realización del proceso hidrolítico por vía enzimática, en lugar de hidrólisis química ácida conlleva ventajas tanto de calidad del producto final, ya que todos los aminoácidos se conservan y no hay pérdidas nutricionales, así como a nivel tecnológico, ya que el proceso es tecnológicamente controlable (tipo de enzimas, tiempo de reacción, etc.), conduciendo pues a una homogeneidad del producto y al posible diseño de diferentes tipos de hidrolizados. Por último, el proceso es totalmente biológico y respetuoso con el medio ambiente, siendo no contaminante (pH neutros, no utilización de productos químicos, etc.). La calidad de LdH, formado, principalmente, por péptidos es superior a la de mezcla de aminoácidos libres ya que estos son inestables y todos los aminoácidos hidrofóbicos no pueden administrarse vía líquida debido a su insolubilidad (Triptófano, Valina, Isoleucina, Leucina, etc).

En este trabajo se ha evaluado si realmente este incremento de la biodisponibilidad de la MO en LdH con respecto a LD se traduce en un incremento de su potencial fertilizante y/o bioestimulante. De hecho, los resultados del análisis de las distintas actividades enzimáticas medidas, relacionadas con los ciclos de reciclaje de elementos tan vitales como el N, el P y el C, sugieren precisamente que existe un efecto positivo en esta capacidad estimulante de la hidrólisis enzimática producida. Así, los resultados obtenidos para la ADH, enzima fundamental para conocer el efecto metabólico global (Masciandaro et al, 2001) de la aplicación de LdH al suelo al ser una enzima intracelular relacionada con los procesos de fosforilación oxidativa (Trevors, 1984), han demostrado que la capacidad bioestimulante de LD y LdH es muy distinta, siendo significativamente mayor en el caso de LdH, lo que sugiere que es consecuencia de la disminución del tamaño molecular proteico: el alto nivel de ADH en los suelos tratados con LdH sugiere que la biodisponibilidad del material orgánico es elevada y que esto favorece e incrementa la actividad microbiana. El proceso de hidrólisis enzimática ha solucionado el auténtico problema del ciclo del N en el suelo: la ruptura de las proteínas en péptidos y aminoácidos libres (Jones et al., 2004). De hecho, las proteínas que constituyen la MO suelen ser bastante recalcitrantes al ataque microbiano debido a la protección físico-química que les brinda el suelo (Schulten & Schnitzer, 1998) y el rango de mineralización depende fundamentalmente del ecosistema (Joanisse et al, 2008), Así que, esto determina que las proteínas no sean tan accesibles como los péptidos y los aminoácidos libres.

Por otro lado, también, se han determinado la actividad de las enzimas hidrolíticas como la fosfatasa (APH) y las β-glucosidasa (AG), que proporcionan información más específica que la ADH, al estar relacionadas con la mineralización de nutrientes elementales como son el P y el C, respectivamente (Ceccanti et al, 1994). Los resultados que se han encontrado en los suelos tratados con LdH reflejan que la actividad fosfatasa se ha estimulado en menor medida por la presencia de este producto, es decir, los tratamientos con LD muestran mayor estimulación que el suelo tratado con LdH, siempre con respecto a los valores de referencia del suelo control. Para entender estos resultados, hay que tener en cuenta que los microorganismos producen esta enzima debido a la demanda de P (García et al, 1994). En LD, se encuentra un elevado contenido de P (2.08%), nivel de P que disminuye drásticamente cerca de 10 veces en LdH. Esto significa que la mayor parte de este P está en forma insoluble en los sólidos resultantes de la hidrólisis de forma que para que sea accesible es preciso que sea procesado y solubilizado. En el caso de LdH, el P existente se encuentra en forma soluble, y aunque haya menor cantidad, éste es accesible y de fácil absorción.

Finalmente, los datos resultantes de la determinación de la actividad glucosidasa también confirman que ambos productos, LD y LdH, estimulan esta actividad enzimática sin diferencias significativas a excepción de la segunda semana de incubación, en la que se puede comprobar que los suelos tratados con LdH manifiestan diferencias significativas con los tratamientos con LD.

5. Conclusiones

Se ha diseñado un nuevo proceso de revalorización de los lodos de depuradora como es la conversión en extractos enzimáticos con alto potencial como productos con actividad funcional en el campo de la estimulación edáfica.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología. Plan Nacional I +D CTM2007-60210/TECNO.

7. Bibliografía

ADLER-NISSEN, J., 1977. Enzymatic hydrolysis of food proteins. Process Biochemistry (12):18-23.

ALBIACH, R., CANET, R., POMARES, F., INGELMO, F., 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. Bioresource Technology (77):109–114.

AOAC, 1990. Official Methods of Analysis, 14th ed. Washington, DC.

ARIAS, M.E., GONZÁLEZ-PÉREZ, J.A, GONZÁLEZ-VILA, F.J., BALL, A.S., 2005. Soil Health-a new challenge for microbiologists and chemists-. International Microbiology (8):13-21.

BLOEM, J.D., RUITER, P., BOUWMAN, L., 1997. Soil food webs and nutrient cycling in agroecosystems. En: van Elsas D.J., Trevors, T.J., Wellington, H.M.E., (Eds). Modern Soil Microbiology. 245-275. Marcel Dekker, Inc. New York.

CASIDA, J.E., 1977. Microbial metabolic activity in soil as measured by dehydrogenase determinations. Applied and Environmental Microbiology (4): 630-636.

CECCANTI, B., PEZZAROSA, B., GALLARDO-LANCHO, F.J., MASCIANDARO, G., 1994. Bio-tests as markers of soil utilization and fertility. Geomicrocobiology Journal (11):309-316.

FAO, 1999. World Reference Base for soil resources. World Soil Reports, nº 84 F.A.O. –ISRIC-ISSS. Roma.

GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T., COSTA, F., CECCANTI, B., 1994. Biochemical parameters in soils regenerated by the addition of organic wastes. Waste Management and Research (12):457-466.

GARCÍA-MARTÍNEZ, AM, DÍAZ, A., TEJADA, M, BAUTISTA, J., RODRÍGUEZ, B., SANTA MARÍA, C., REVILLA, E., PARRADO, J., 2010. Enzymatic production of an organic soil biostimulant from wheat-condensed distiller solubles: Effects on soil biochemistry and biodiversity. Process Biochemistry (45): 1127-1133.

HAYNES, R.J., NAIDU, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: A review. Nutrient Cycling in Agroecosystems (51):123–137.

HIGGINGS, C.F., PAYNE, J.W., 1982. Plant peptides. In: Boulder, D., Parthier, B., (Eds). Encyclopedia of Plant Physiology, 14A. Springer. 438-458.

JAN, M.T., ROBERTS, P., TONHEIM, S.K., JONES, D.L., 2009. Protein breakdown represents a major bottleneck in nitrogen cycling in grassland soils. Soil Biology and Biochemistry (41):2272-2282.

JOANISSE, G.D., BRADLEY, R.L., PRESTON, C.M., BENDING, G.D., 2008. Sequestration of soil nitrogen as tannin-protein complexes may improve the competitive ability of sheep laurel (Kalmia angustifolia) relative to black spruce (Picea mariana) New Phytologist (181):187-198.

JONES, D.L., HODGE, A., 1999. Biodegradation kinetics and sorption reactions of three differently charged amino acids in soil and their effects on plant organic nitrogen availability. Soil Biology and Biochemistry (31):1331-1342.

JONES, D.L., SHANNON, D., MURPHY, D.V., FARRAR, J.F., 2004. Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. Soil Biology and Biochemistry (36):749-756.

MARCOTE, I., HERNÁNDEZ, T., GARCÍA, C., POLO, A., 2001. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. Bioresource Technology (79):147-154.

MASCIANDARO, G., CECCANT, B., BENEDICTO, S., LEE, H., 2001. Humic substances to reduce salt effect on plant germination and growth. Communications in Soil Science and Plant Analysis (33): 3-4.

MCBRIDE, M.B., 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? Advances in Environmental Research (8):5-19.

NAMKOONG, W., HWANG, E., PARK, J., CHOI, J., 2002. Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting. Environmental Pollution (119):23-31.

NANNIPIERI, P., GREGO, S., CECCANTI, C., 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag, J.M., Stotzky, G. (Eds.). Soil Biochemistry, 6. Marcel Dekker, NY, 293-355.

OVERBECK, J., 1991. Early studies on ecto- and extracellular enzymes in aquatic environments. In: Chóst, R.J. (Ed.) Microbial enzymes in aquatic environments. Springer. NY. 1-5.

PARRADO, J., ROMERO, E., BAUTISTA PALOMAS, J.D., 2005. Procedimiento para la obtención de bioestimulantes a partir de residuos agroindustriales. Patente ES 2 259542A1.

PARRADO, J., BAUTISTA J.D, ROMERO, E.J., GARCÍA- MARTÍNEZ, A.M., FRIAZA, V., TEJADA, M., 2008. Production of a carob enzymatic extract: Potential use as a biofertilizer. Bioresource Technology (99):2312-2318.

ROMERO, E.J., BAUTISTA , J.D., GARCÍA-MARTÍNEZ, A.M., CREMADES, O., PARRADO J., 2007. Bioconversion of corn distiller's dried grains with solubles (CDDGS) to extracellular proteases and peptones. Process Biochemistry (42):1492-1497.

ROSS, D.J., 1971. Some factors affecting the estimation of dehidrogenase activities of some soils under pasture. Soil Biology and Biochemistry (3):97-110.

SCHULTEN, H.R., SCHNITZER, M., 1998. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. Biology and Fertility of Soils (26):1-15.

STRYER, L., 1995. Biochemistry. 4th edition. Freeman and company, Nueva York.

TABATABAI M.A., 1994. Soil enzymes. In: Weaver RW, Angle JS, Bottomley PJ, Bezdicek
DF, SMITH S, TABATABAI MA, WOLLUM AG, editors. Methods of soil analysis. Part 2: Microbial and Biochemical Properties. Madison, WI: Soil Science Society of America; 1994. p. 775–833.

TEJADA, M., GONZALEZ, J.L., 2003. Application of a by-product of the two-step olive oil mil process on rice yield. Agrochimica (47):94-102.

TEJADA, M., GONZALEZ, J.L., 2004. Effects of application of a byproduct of the two-step olive oil mill process on maize yield. Agronomy Journal (96): 692–699.

TREVORS, J.T., 1984. Effect of substrate concentration, inorganic nitrogen, O_2 concentration, temperature and pH on dehydrogenase activity in soil. Plant and Soil (77):285-293.

VASILEVA-TONKOVA, E., NUSTOROVA, M., GUSHTEROVA, A., 2007. New Protein Hydrolysates from Collagen Wastes Used as Peptone for Bacterial Growth, APB Current Microbiology (54):54–57.

WALKER, J., ALTMAN, E., 2005. Biotinylation facilitates the uptake of large peptides by Escherichia coli and other gram-negative bacteria. Applied and Environmental microbiology (71):1850-1855.

WILLIAMS, C.M., GRIMES, J.L., MIKKELSEN, R.L., 1999. The use of poultry litter as co-substrate and source of inorganic nutrients and microorganisms for the ex situ biodegradation of petroleum compounds. Poultry Litter (78):956-964.

Efeitos da preparação do terreno para instalação de povoamentos florestais na modificação espacial e vertical de propriedades físicas e químicas do solo

FONSECA, F.[1], MARTINS, A.[2], FIGUEIREDO, T. DE[1]

[1]Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança (ESAB / IPB), Apartado 1172, 5301-855 Bragança, Portugal, ffonseca@ipb.pt.
[2]Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Apartado 1013, 5001-911 Vila Real, Portugal, amartins@utad.pt.

Resumo
A armação do terreno em vala e cômoro é uma técnica de preparação do terreno muitas vezes utilizada e existem estudos que a indicam como a mais adequada em áreas com aptidão florestal na Região Mediterrânica. Esta técnica gera faixas de solo com diferente intensidade de mobilização podendo considerar-se duas situações distintas: linha de plantação (zona mais perturbada pelo mobilização) e entre linha de plantação (zona menos perturbada pela mobilização). Com este trabalho pretende-se avaliar o efeito da armação do terreno em vala e cômoro na distribuição espacial e vertical de propriedades físicas e químicas do solo na linha de plantação (LP) e na entre linha de plantação (EL) imediatamente após a instalação de povoamentos mistos de *Pseudotsuga menziesii* (*PM*) e *Castanea sativa* (*CS*). Com esse propósito, procedeu-se à observação de 24 perfis de solo (12 na LP e 12 na EP) e à análise de amostras colhidas nas profundidades 0-20, 20-40 e 40-60 cm. A fim de reduzir o efeito da variabilidade na comparação das situações LP e EP recorreu-se ao cálculo de índices de enriquecimento (IE) através da razão: IE = valor da propriedade obtido na LP/valor da propriedade obtido na EL. Sempre que os IE são superiores à unidade significa que ocorreu um enriquecimento da propriedade em análise em LP. Comparativamente à EL, a LP apresenta um acréscimo da espessura efectiva de 15 a 30 cm, redução da massa volúmica aparente, aumento do teor de argila e maior homogeneidade da distribuição das partículas areia, limo e argila em profundidade. No que respeita às propriedades químicas, registou-se uma redução do teor de carbono e azoto na camada mineral superficial (0-20 cm) na LP, e valores superiores nas restantes camadas. Nos primeiros 40 cm de solo os teores de fósforo e potássio extractáveis, a soma de bases de troca e o grau de saturação em bases tendem a ser superiores na LP e, ao contrário, inferiores na camada mais profunda (40-60 cm). De um modo geral, a armação do terreno em vala e cômoro contribuiu para a melhoria de diversas propriedades do solo na LP, o que pode ter um papel decisivo no estabelecimento e desenvolvimento de espécies florestais na Região Mediterrânica.

Palavras chave
Solos florestais, preparação do terreno, propriedades físicas e químicas do solo.

1. Introdução

A intensidade com que se processam as modificações provocadas pelas técnicas de preparação do terreno, que antecedem a instalação dos povoamentos florestais, depende de vários factores tais como litologia, clima, relevo, solo e espécies utilizadas (Worrell & Hampson, 1997). Como consequência da realização daquelas operações,

ocorrem alterações mais ou menos intensas, nomeadamente aprofundamento da espessura de enraizamento e modificação do perfil original do solo, que se traduzem em geral numa melhoria das condições de suporte vegetal, em resultado também do aumento do volume de água e nutrientes disponíveis (Mäkitalo, 1999; Alcázar *et al*., 2002). Todavia, nem sempre os efeitos são claramente positivos (Worrell & Hampson, 1997). Em Portugal, grande parte da área florestal ou com essa aptidão, assenta em solos com elevado conteúdo de elementos grosseiros, baixo teor em matéria orgânica e reduzida espessura efectiva, pelo que é frequente recorrer a técnicas de preparação do terreno de forma a minorar essas limitações e aumentar o sucesso da instalação de espécies florestais. Admite-se que em situações de solos com elevada proporção de material fino e com moderada e elevada espessura, essas mobilizações possam conduzir a um processo de degradação das condições físicas iniciais, por incremento da compactação e destruição estrutural com as inerentes consequências negativas. Nestas condições, a actividade biológica é reduzida, a restauração estrutural natural é muito lenta e os estragos causados pela mecanização perduram durante vários anos. Por outro lado, resultados anteriores em ambiente idêntico ao do presente estudo, mostraram que a maior intensidade de operações, com elevação de custos e possível agravamento de impactes ambientais, não se traduziu em melhorias quer em propriedades medidas no solo, quer no comportamento das espécies (Martins & Pinto, 2004). O presente trabalho tem por objectivo avaliar o efeito da armação do terreno em vala e cômoro na distribuição espacial e vertical de propriedades físicas e químicas do solo na linha de plantação (LP) e na entre linha de plantação (EL) imediatamente após a instalação de povoamentos mistos de *Pseudotsuga menziesii* (*PM*) e *Castanea sativa* (*CS*).

2. Metodologia

O campo experimental foi instalado entre Novembro de 2001 e Março de 2002 em Lamas de Podence, concelho de Macedo de Cavaleiros, com as coordenadas geográficas 41º 35’ N e 6º 57’ W, situado entre os 660 e os 701 m de altitude. A temperatura média anual é de 12ºC e a precipitação média anual de 650 mm, com uma distribuição sazonal tipicamente mediterrânea (INMG, 1991). O relevo varia de ondulado suave a ondulado, e os solos originais integram-se na associação de unidades Leptossolos dístricos órticos de xistos e Cambissolos dístricos crómicos de xistos (Agroconsultores & Coba, 1991). O delineamento experimental totaliza 2 repetições e 4 modalidades de preparação do terreno (tratamentos), que abrangem vários graus de mobilização e armação do terreno: (1) sem mobilização (testemunha) (TSMO); (2) sem ripagem e armação do terreno em vala e cômoro (SRVC); (3) ripagem localizada e armação do terreno em vala e cômoro (RLVC); (4) ripagem contínua e armação do terreno em vala e cômoro (RCVC). As parcelas com dimensões de 25 × 15 m apresentam faixas de terreno com diferente intensidade de mobilização do solo, tendo-se considerado duas situações distintas: linha de plantação (LP) e entre linha de plantação (EL). A EL dos tratamentos SRVC e RLVC não sofreu perturbação do solo, uma vez que a ripagem localizada em RLVC foi realizada na faixa onde se procedeu à armação do terreno em vala e cômoro. Já a EL do tratamento RCVC foi perturbada pela ripagem contínua em toda a área da parcela. Depois de efectuada a ripagem de acordo com o tratamento, criaram-se 4 valas paralelas distanciadas de 4 m, com cerca de 30 cm de profundidade e 80 cm de largura ao longo de 25 m (largura da parcela), com duas passagens da máquina. O material resultante da primeira passagem da abertura das valas foi depositado a juzante sobre solo não mexido ou sujeito a ripagem e o material resultante da

segunda passagem, parte foi depositado sobre o primeiro e parte na vala da primeira passagem, criando um cômoro com uma altura de cerca de 40 cm (Figura 1).

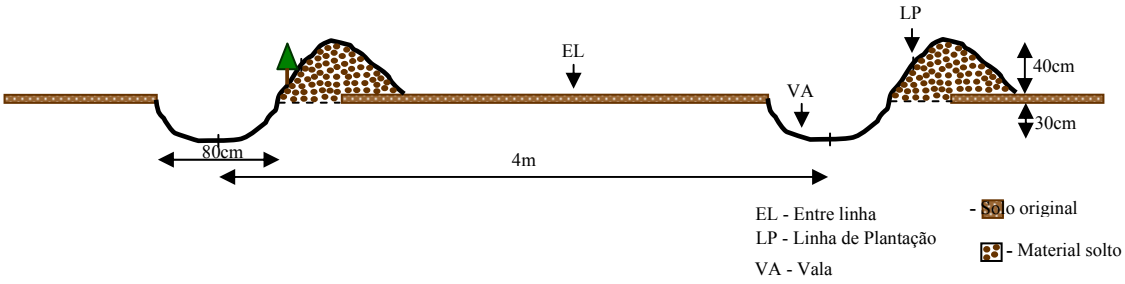


Figura 1 – Esquema representativo das técnicas de preparação do terreno com armação do terreno em vala e cômoro (SRVC, RLVC, RCVC).

Foram utilizadas as espécies *Pseudotsuga menziesii* (*PM*) e *Castanea sativa* (*CS*), num compasso de 4 × 2 m, em linhas alternadas, num total de quatro linhas (duas de *PM* e duas de *CS*), com 12 plantas cada (24 *PM* e 24 *CS*), por parcela.

Em cada tratamento com armação do terreno em vala e cômoro (SRVC, RLVC, RCVC), foram observados 8 perfis do solo (4 na linha de plantação, 4 na entre linha). No tratamento TSMO foram observados 4 perfis. A avaliação da modificação espacial e vertical de propriedades físicas e químicas do solo na LP e na EL foi realizada com base nas características morfológicas dos perfis de solos por observação no campo, na análise laboratorial de amostras de terra colhidas nos mesmos, nas profundidades 0-20; 20-40 e 40-60 cm e no cálculo de índices de enriquecimento. Os índices de enriquecimento (IE), onde IE = LP/EL (Su and Zhao, 2003; Fonseca, 2005) foram utilizados de modo a identificar diferenças nas propriedades do solo entre LP e EL. Os valores de IE ajudam a interpretar o efeito da mobilização na distribuição espacial e vertical das propiedades do solo. Assim, sempre que os IE são superiores à unidade significa que a LP foi enriquecida naquele constituinte.

3. Resultados e discussão

Os perfis observados no solo original (TSMO) e na entre linha de plantação (EL) dos tratamentos com armação do terreno em vala e cômoro (SRVC, RLVC, RCVC), geralmente são muito idênticos, com horizontes bem diferenciados, tendo sido observados os horizontes Ap, AB, Bw, BC, C. A existência de perfis naturais comprova que a ripagem (aplicada em toda a área da parcela do tratamento RCVC) causa o rompimento das camadas do solo sem inversão e mistura dos horizontes (Martins & Pinto, 2004). A EL mantém sensivelmente a espessura efectiva do solo original (50 a 60 cm).

No que respeita aos perfis observados na linha de plantação (LP), constata-se que na maioria dos casos, não é possível distinguir de forma nítida horizontes, sendo o solo essencialmente constituído por uma camada única heterogénea com mistura de material fino e rocha desagregada resultante da mobilização, a qual determinou mistura de

características dos vários horizontes. Observações similares são referidas por Martins & Pinto (2004) num ensaio instalado com armação do terreno em vala e cômoro com ripagem localizada e contínua. Comparativamente ao solo original e à EL, a LP apresenta um acréscimo da espessura efectiva que varia de 15 (RCVC) a 33 cm (SRVC). Este acréscimo de espessura contribuiu para um aumento de volume de solo susceptível de ser explorado pelas raízes das espécies florestais instaladas (Fonseca e tal., 2005).

Os solos apresentam classes de textura que variam predominantemente de franco a franco-arenoso (Quadro 1). Todavia, ocorrem variações na distribuição das fracções areia, limo e argila, que podem conduzir a diferenças no tamanho dos poros e consequentemente a diferenças nas condições de arejamento e retenção de água no solo (Dexter, 2004). De um modo geral, não ocorrem diferenças significativas entre a LP e EL, porém na camada mineral 20-40 cm a percentagem de argila tende a ser significativamente superior na EL, mostrando tendência inversa na camada de solo mais profunda (40-60 cm), relativamente à LP.

Sempre que superiores à unidade, os índices de enriquecimento (IE) traduzem um enriquecimento na propriedade em análise na LP (Quadro 2). Assim, pode-se constatar que na camada 0-20 cm o teor das partículas minerais é similar nas duas situações (LP e EL), enquanto nas camadas 20-40 e 40-60 cm verifica-se perda e ganho de argila, respectivamente.

Quadro 1 – Valores médios da granulometria das partículas do solo e classe de textura, por profundidade na linha de plantação (LP) e na entre linha de plantação (EL) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC.

Profund	Trat	Situação	EG	AG	AF	Limo	Argila	Classe textura
(cm)					(%)			
0-20	SRVC	LP	50,9a	33,1a	28,8a	24,2a	14,0a	Franco
		EL	42,6a	35,3a	32,6a	19,6a	12,5a	Franco - arenoso
	RLVC	LP	53,7b	27,7a	34,1a	25,2a	12,9a	Franco
		EL	35,8a	31,7a	34,6a	23,6a	10,1a	Franco
	RCVC	LP	46,1a	35,0a	26,3a	27,5a	11,1a	Franco
		EL	43,6a	32,5a	31,9a	25,4a	10,2a	Franco
20-40	SRVC	LP	46,8a	33,1b	32,0a	24,6a	10,3a	Franco
		EL	41,4a	24,4a	30,8a	28,0a	16,8b	Franco
	RLVC	LP	47,1a	33,0a	32,4b	23,5a	11,2a	Franco
		EL	49,5a	33,7a	25,3a	24,1a	16,9b	Franco
	RCVC	LP	47,9a	36,6b	32,3a	20,8a	10,3a	Franco - arenoso
		EL	45,7a	31,3a	29,0a	25,2a	14,5a	Franco
40-60	SRVC	LP	40,9a	30,8a	37,0a	20,1a	12,1a	Franco - arenoso
		EL	45,0a	28,5a	34,8a	21,2a	15,5a	Franco
	RLVC	LP	52,6a	30,6a	35,7b	19,3a	14,4b	Franco - arenoso
		EL	62,5b	55,6b	25,5a	14,3a	4,7a	Franco - arenoso
	RCVC	LP	48,0a	35,8a	33,9a	18,7a	11,6b	Franco - arenoso
		EL	48,2a	47,8b	26,3a	21,8a	4,2a	Franco - arenoso

EL – elementos grosseiros; AG – areia grossa; AF – areia fina. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p<0,05$).

Quadro 2 – Índices de enriquecimento (IE) da granulometria das partículas da fracção de terra fina do solo, por profundidade nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC.

Profund	Trat	AG	AF	Limo	Argila
0-20	SRVC	0,9	0,9	1,2	1,1
	RLVC	0,9	1,0	1,1	1,3
	RCVC	1,1	0,8	1,1	1,1
20-40	SRVC	1,4	1,0	0,9	0,6
	RLVC	1,0	1,3	1,0	0,7
	RCVC	1,2	1,1	0,8	0,7
40-60	SRVC	1,1	1,1	0,9	0,8
	RLVC	0,6	1,4	1,3	3,1
	RCVC	0,7	1,3	0,9	2,8

A mobilização do solo contribuiu para uma diminuição da massa volúmica aparente em todas as profundidades consideradas, o que é mais notório na LP (Figura 2). Nesta situação, por cada incremento de profundidade não ocorrem diferenças significativas. Os valores da massa volúmica aparente variam de 1,33 a 1,39 g cm^{-3} na LP do tratamento RCVC e de 1,44 a 1,76 g cm^{-3} no solo original (TSMO), respectivamente para as camadas 0-5 e 30-60 cm. Os restantes tratamentos apresentam valores intermédios a estes. A EL ao apresentar valores de massa volúmica do solo mais desfavoráveis (maior compactação) contribuiu para que as raízes das espécies florestais se expandissem preferencialmente ao longo da linha de plantação (Fonseca et al., 2005).

A massa volúmica aparente do solo apresenta grande uniformidade espacial, o que é particularmente evidente nas zonas mais afectadas pela mobilização (LP) (Quadro 3). Assim, a mobilização do solo para além de reduzir a massa volúmica do solo reduziu também a sua variabilidade espacial e vertical.

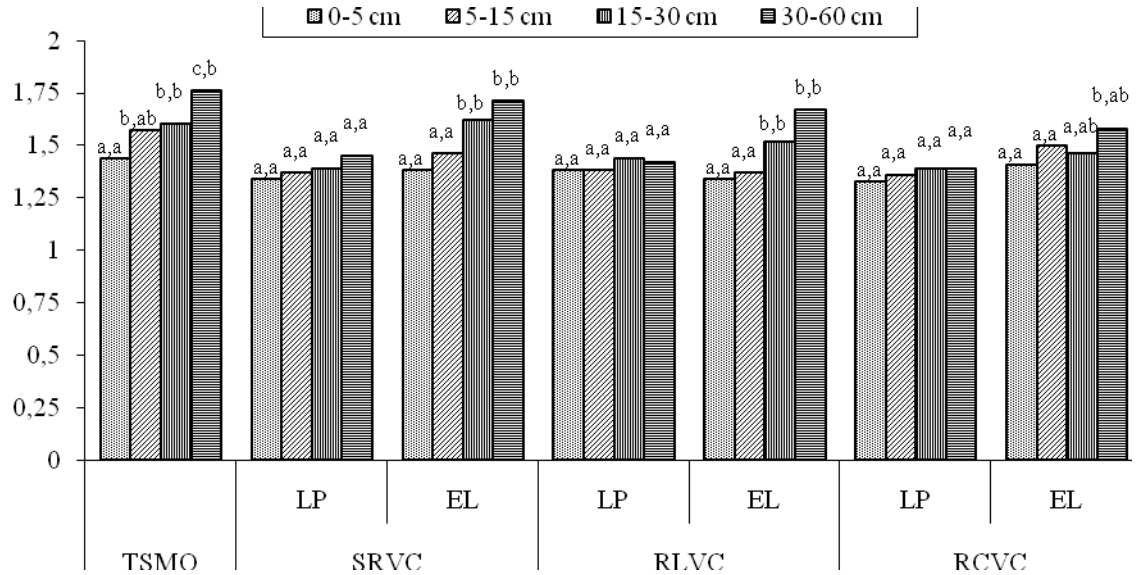


Figura 2 – Massa volúmica aparente do solo (g cm^{-3}) por tratamento e profundidade do solo. A primeira letra indica que para o mesmo tratamento, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente as profundidades; A segunda letra indica que para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente os tratamentos ($p<0,05$).

Quadro 3 – Variabilidade da massa volúmica aparente do solo. Valores dos coeficientes de variação em %.

Prof	TSMO	SRVC		RLVC		RCVC	
cm		LP	EL	LP	EL	LP	EL
0-5	7,4	6,5	10	6,8	10,1	7,1	8,7
5-15	6,5	6,3	9,3	7,2	12,8	6,3	8,3
15-30	8,8	8,6	9,2	8,0	9,1	5,4	6,4
30-60	3,5	6,4	8,3	8,9	6,7	8,0	9,5

LP – linha de plantação; EL – entre linha de plantação.

A importância do carbono orgânico do solo como um componente essencial da capacidade produtiva é largamente reconhecida. Relativamente ao azoto, este elemento constitui factor limitante na maioria dos ecossistemas florestais, particularmente nas zonas temperadas, pelo que estes ecossistemas são sensíveis à disponibilidade deste nutriente (Ellsworth, 2004). De um modo geral, observa-se um decréscimo significativo do teor de carbono e de azoto na LP, comparativamente à EL na camada mineral superficial (0-20 cm) (Quadro 4), sendo o resultado da rotura do equilíbrio entre os processos de formação e mineralização do húmus (Saviozzi et al., 2001). Ao contrário, o teor daqueles elementos na LP tende a aumentar em profundidade mostrando teores significativamente mais elevados na camada (40-60 cm), o que está associado à redistribuição de matéria orgânica no perfil do solo por acção da mobilização (Alcázar et al., 2002; Martins & Pinto, 2004).

A concentração de P_2O_5 extractável no solo (Quadro 4) varia de muito baixa (0-25 mg kg^{-1}) a baixa (26-50 mg kg^{-1}) (Santos, 1991). Estes valores podem estar relacionados com fenómenos de retenção e fixação. Quanto ao potássio extractável expresso em K_2O (Quadro 4), registam-se valores considerados médios (51-100 mg kg^{-1}) (Santos, 1991). Nos primeiros 20 cm de solo, regista-se uma ligeira tendência de diminuição daquele nutriente na LP (Quadro 5), o que estará associado a fenómenos de lixiviação (menor massa volúmica aparente) e ao facto de estas serem as zonas mais exploradas pelas raízes das espécies florestais instaladas.

Na LP da camada 0-20 cm dos tratamentos SRVC e RLVC o teor de fósforo assimilável decresceu para valores que representam cerca de metade do fósforo disponível na EL. Nas camadas mais profundas (20-40 e 40-60 cm) registam-se acréscimos importantes na LP (Quadro 5). O teor em potássio assimilável é similar nas duas situações (LP e EL).

A soma das bases de troca (SBT) (Quadro 6) apresenta valores considerados muito baixos (inferiores a 3,5 $cmol_c$ kg^{-1}) (Metson, 1956), o que se justifica pela natureza do material originário e por fenómenos de lixiviação, os quais são comuns em solos recentemente mobilizados (Archibold et al., 2000). O cálcio é o catião básico mais representado no solo, contribuindo com cerca de 70% para o somatório das bases de troca. Em relação ao alumínio (Al^{+++}), principal responsável pela acidez de troca (AT) em clima temperado, é o catião mais abundante no solo representando mais de 50% do total de catiões, que seguem a ordem $Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^{+} > Na^{+}$.

Quadro 4 – Teores médios de C orgânico, N total, P_2O_5 e K_2O extractáveis por profundidade, na linha de plantação (LP) e na entre linha de plantação (EL) nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=4).

Profundidade (cm)	Tratamento	Situação	P_2O_5 extract (mg kg^{-1})	K_2O extract (mg kg^{-1})	C orgânico (g kg^{-1})	N total (g kg^{-1})
0-20	SRVC	LP	24a	72a	4,70a	0,464a
		EL	51b	89a	12,91b	0,825b
	RLVC	LP	16a	81a	5,93a	0,569a
		EL	39b	63a	13,81b	0,817b
	RCVC	LP	32a	69a	7,36a	0,592a
		EL	27a	96b	8,45a	0,693a
20-40	SRVC	LP	37b	57a	10,45b	0,725b
		EL	10a	59a	4,07a	0,388a
	RLVC	LP	29a	70a	9,04b	0,661b
		EL	59b	67a	4,67a	0,460a
	RCVC	LP	28b	61a	5,60a	0,539a
		EL	10a	53a	5,03a	0,512a
40-60	SRVC	LP	29b	73b	6,35b	0,566b
		EL	9a	61a	2,06a	0,420a
	RLVC	LP	26b	110b	4,03b	0,473a
		EL	7a	65a	1,90a	0,406a
	RCVC	LP	29a	84a	5,50b	0,513a
		EL	22a	70a	3,35a	0,451a

Para a mesma situação e profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p<0,05$).

Quadro 5 – Índices de enriquecimento (IE) de propriedades químicas do solo, por profundidade nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC.

Profund	Trat	P_2O_5 extract	K_2O extract	C orgânico	N total
0-20	SRVC	0,5	0,8	0,4	0,6
	RLVC	0,4	1,3	0,4	0,7
	RCVC	1,2	0,7	0,9	0,9
20-40	SRVC	3,7	1,0	2,6	1,9
	RLVC	0,5	1,0	1,9	1,4
	RCVC	2,8	1,2	1,1	1,1
40-60	SRVC	3,2	1,2	3,1	1,3
	RLVC	3,7	1,7	2,1	1,2
	RCVC	1,3	1,2	1,6	1,1

A SBT e a CTCe apresentam frequentemente valores significativamente mais elevados na LP da camada 0-20 cm nos tratamentos SRVC e RLVC comparativamente a RCVC. Por outro lado, nas camadas mais profundas da EL do tratamento RCVC, os valores de SBT tendem a ser mais baixos comparativamente aos outros dois tratamentos (SRVC, RLVC) (Quadros 6 e 7). Parece, assim, que a ripagem aplicada em toda a área da parcela do tratamento RCVC favoreceu os fenómenos de lixiviação das bases de troca.

Os valores médios de pH do solo, embora não difiram significativamente (Quadro 6 e 7), são diferentes do ponto de vista químico e biológico. Efectivamente, um valor de

pH de 4,8 (RCVC) corresponde a uma actividade do alumínio do solo cerca de 400 vezes superior a um valor de pH de 5,1 (RLVC) (Lindsay, 1979). Todos os solos apresentam valores de pH inferiores a 5,5, como tal classificados de solos ácidos (Costa, 1985; Porta et al., 2003).

Quadro 6 – Teores médios em bases e alumínio de troca, soma de bases e acidez de troca, capacidade de troca catiónica efectiva, grau de saturação em bases e valores médios de pH por profundidade, na linha de plantação (LP) e na entre linha (EL) e nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC (n=4).

Prof	Trat	Situação	Ca^{++}	Mg^{++}	K^{+}	Na^{+}	SBT	Al^{+++}	AT	CTCe	GSBe	pH
(cm)						($cmol_c\ kg^{-1}$)					(% CTCe)	(H_2O)
0-20	SRVC	LP	2,19b	0,91b	0,18a	0,04a	3,32b	3,34b	3,25b	6,57b	44,8a	5,0a
		EL	1,03a	0,25a	0,20a	0,03a	1,52a	1,85a	1,85a	3,37a	47,3a	4,9a
	RLVC	LP	1,09b	0,30b	0,15a	0,02a	1,57a	2,17a	2,07a	3,63b	43,2a	4,9a
		EL	0,77a	0,13a	0,13a	0,01a	1,04a	1,71a	1,64a	2,68a	38,7a	4,9a
	RCVC	LP	0,83a	0,18a	0,16a	0,02a	1,19a	2,38a	2,11a	3,30a	36,7a	4,8a
		EL	0,80a	0,21a	0,16a	0,02a	1,20a	2,43a	2,09a	3,29a	36,3a	4,8a
20-40	SRVC	LP	2,31a	0,86a	0,14a	0,03a	3,35a	2,02a	2,00a	5,35a	48,8b	4,9a
		EL	2,27a	0,83a	0,14a	0,03a	3,27a	4,21b	3,99b	7,26a	38,3a	4,9a
	RLVC	LP	1,20a	0,41a	0,14a	0,02a	1,78a	3,16a	2,90a	4,68a	38,6a	4,9a
		EL	1,47a	0,36a	0,10a	0,02a	1,96a	2,14a	1,95a	3,91a	45,5b	4,9a
	RCVC	LP	0,94a	0,24a	0,13a	0,01a	1,32a	2,10a	1,97a	3,29a	39,3a	4,9a
		EL	0,84a	0,18a	0,15a	0,02a	1,19a	3,23a	2,60a	3,79a	37,7a	4,9a
40-60	SRVC	LP	1,00a	0,32a	0,18a	0,02a	1,53a	3,20a	3,13a	4,66a	34,5a	4,8a
		EL	2,79b	1,45b	0,13a	0,06b	4,44b	3,07a	3,15a	7,58b	53,6b	5,0a
	RLVC	LP	1,27a	0,53a	0,15a	0,02a	1,97a	2,50a	2,33a	4,30a	46,3a	5,0a
		EL	1,71b	0,46a	0,15a	0,05b	2,38a	2,82a	2,55a	4,93a	50,7a	5,1a
	RCVC	LP	1,10a	0,35a	0,17a	0,06b	1,67a	3,94a	3,67a	5,34a	36,8a	5,0a
		EL	0,86a	0,35a	0,16a	0,02a	1,38a	4,04a	3,73a	5,11a	33,5a	4,9a

Para a mesma situação e profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05).

Quadro 7 – Índices de enriquecimento (IE) de propriedades químicas do solo, por profundidade nos tratamentos SRVC, RLVC e RCVC.

Profund	Trat	Ca^{++}	Mg^{++}	K^{+}	Na^{+}	SBT	Al^{+++}	AT	CTCe	GSBe	pH
0-20	SRVC	2,1	3,6	0,9	1,3	2,2	1,8	1,8	1,9	0,9	1,0
	RLVC	1,4	2,3	1,2	2,0	1,5	1,3	1,3	1,4	1,1	1,0
	RCVC	1,0	0,9	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
20-40	SRVC	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5	0,5	0,7	1,3	1,0
	RLVC	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,5	0,5	0,7	1,3	1,0
	RCVC	1,1	1,3	0,9	0,5	1,1	0,7	0,8	0,9	1,0	1,0
40-60	SRVC	0,4	0,2	1,4	0,3	0,3	1,0	1,0	0,6	0,6	1,0
	RLVC	0,7	1,2	1,0	0,4	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	1,0
	RCVC	1,3	1,0	1,1	3,0	1,2	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0

4. Conclusões

Na faixa de solo submetida a uma maior intensidade de mobilização (LP) regista-se um aumento da espessura efectiva e um decréscimo da massa volúmica aparente com redução da variabilidade espacial e vertical em relação à EL. Os teores de fósforo e potássio assimiláveis carbono e azoto, mostram decréscimos na camada mineral superficial (0-20 cm) e acréscimos nas camadas mais profundas (20-40 e 40-60 cm) na

LP comparativamente à EL. A soma de bases de troca (SBT) e a capacidade de troca catiónica (CTCe) registam um padrão inverso ao referido anteriormente. De um modo geral, na LP observa-se uma melhoria das propriedades físicas. Apesar das propriedades químicas não mostrarem uma tendência consistente, a LP tende a mostrar uma melhoria da fertilidade do solo.

7. Bibliografía

AGROCONSULTORES E COBA. 1991. Carta dos Solos do Nordeste de Portugal. UTAD, Vila Real.

ALCÁZAR, J., ROTHWELL, R.L., WOODARD, P.M., 2002. Soil disturbance and the potential for erosion after mechanical site preparation. *North. J. Appl. For.,* 19 (1): 5-13.

COSTA, J. B. 1985. Caracterização e constituição do solo, 3ª edição. FCG, Lisboa.

DEXTER, A.R., 2004. Soil physical quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. Geoderma, 120: 201-214.

ELLSWORTH, D.S., 2004. Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. Agricultural and Forest Mateorology, 124: 135-136.

FONSECA, F. 2005. Técnicas de preparação do terreno em sistemas florestais: Implicações no solo e no comportamento das plantas. Dissertação de Doutoramento. UTAD, Vila Real.

FONSECA, F., MARTINS A., NOGUEIRA C., FIGUEIREDO T., GUERRA A., 2005. Distribuição e desenvolvimento do sistema radicular em povoamentos jovens de *Castanea sativa* e *Pseudotsuga menziesii*. *In* R., Silva & F. Páscoa (eds.) Actas das Comunicações do 5º Congresso Florestal Nacional, Viseu. 8 pp.

INMG.1991. Normais Climatológicas da Região de "Trás-os-Montes e Alto Douro" e "Beira Interior" Correspondentes a 1951-1980. Fascículo XLIX, Volume 3, 3ª Região, Lisboa.

LINDSAY, W.L. 1979. Chemical equilibria in soils. John Wiley & Sons, New York.

MÄKITALO, K., 1999. Effect of site preparation and reforestation method on survival and height growth of scots pine. *Scand. J. For. Res.*, 14: 512-525.

MARTINS, A., PINTO, M. G., 2004. Efeitos da ripagem localizada versus ripagem contínua nas propriedades do solo e na resposta das plantas em novos povoamentos florestais. Silva Lusitana 12 (2): 191-202.

METSON, A.J., 1956. Methods of chemical analysis for survey samples. Soil Bureau Bol. nº 12. New Zealand Dept. Scient. Ind. Research.

PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M., ROQUERO, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente, 3ª edición. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

SANTOS, Q. 1991. Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos. Publicações Europa América, Mem Martins.

SAVIOZZI, A., LEVI-MINZI, R., CARDELLI, R., RIFFALDI, R., 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. Plant and Soil, 233: 251-259.

SU, Y.Z., ZHAO, H., 2003. Soil properties and plant species in an age sequence of *Caragana microphylla* plantations in Horqin Sandy Land, north China. Ecological Engineering, 20: 223-235

WORRELL, R. & HAMPSON, A., 1997. The influence of some forest operations on the sustainable management of forest soils – a review. Forestry, 70 (1): 61-85.

Relación entre color, materia orgánica y salinidad de suelos agrícolas como indicadores edáficos de calidad

SORIANO DISLA, J.M., MELÉNDEZ PASTOR, I., NAVARRO PEDREÑO, J., GÓMEZ LUCAS, I.

Grupo de Edafología Ambiental, Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández de Elche. jonavar@umh.es

Resumen

Para la gestión de los suelos y estimar sus propiedades, se pueden utilizar diversas técnicas no destructivas basadas en la reflectancia. De todas ellas, el color es la técnica más sencilla, que puede requerir menos instrumentación y es ampliamente utilizada en Edafología. El color del suelo es una de las características más importantes que ayuda a identificar distintas clases de suelos, separar horizontes y tiene una estrecha relación con algunas de las principales propiedades edáficas. En este estudio se pretende analizar la relación entre el contenido en materia orgánica y la conductividad eléctrica respecto a dos índices de color basados en el sistema Munsell, para un amplio conjunto de suelos agrícolas españoles. Los resultados mostraron interesantes relaciones entre los índices de color y las propiedades analíticas sobre la base a las distintas clases de color, siendo esta una línea de interés para la generación de futuros sistemas de inferencia de propiedades edáficas in situ, así como para una rápida evaluación preliminar de la calidad de los suelos.

Palabras clave

Suelos mediterráneos, color, materia orgánica, salinidad

1. Introducción

El color resulta ser una percepción generada por la interpretación en el cerebro de las señales nerviosas enviadas por los fotorreceptores del ojo a raíz de la captación de la energía reflejada por los objetos en la porción visible del espectro electromagnético. Es por ello que el color de un determinado objeto estará dado por la interacción de la radiación electromagnética (de origen solar u otro) con la materia, y la restricción de nuestro sistema de visión a la porción visible. Dicha interacción varía en función de la composición química y estructura física de la materia, así como de otras interacciones durante la transmisión de la radiación, obteniéndose un espectro característico para cada material diferente.

El color del suelo se origina bien a partir del material originario (suelos litocromos) o bien durante los procesos de edafogénesis (Porta *et al.*, 2003). En este sentido, se ha constatado que la presencia de ciertos constituyentes edáficos, tales como los óxidos de hierro, la caliza, la materia orgánica o el contenido en humedad entre otras, tienen un efecto sobre el color (Taylor, 1982; Bigham & Ciolkosz, 1993), resultando útil para la inferencia de otras propiedades edáficas, la naturaleza de los componentes y la respuesta esperable de las plantas (Bigham & Ciolkosz, 1993). El color de los suelos se suele describir en función del sistema de color Munsell, siendo

este un sistema de designación del color que especifica los grados relativos de tres variables: matiz (*hue* H), brillo (*value* V) y croma (*chroma* C) (SSSA, 2008). Este sistema describe los posibles colores del suelo en términos de tres coordenadas: un eje circular para matiz, que mide la composición cromática de la luz que alcanza el ojo; un eje de ordenada para brillo, el cual indica la luminosidad o oscuridad de un color con relación a una escala de gris neutro; y un eje de abscisa para croma, que indica el grado de saturación del gris neutro por el color del espectro. Para tal fin, se han desarrollado las tablas de color Munsell que permiten la caracterización del color del suelo mediante la comparación de una muestra problema con respecto a unos patrones de coordenadas HVC conocidas. Diversos estudios han refrendado la buena correlación entre el sistema de color Munsell y las coordenadas de cromacidad, obtenidas en base a las curvas espectrales de reflectividad utilizadas en espectroscopía, poseyendo notables aplicaciones en teledetección ya que brinda la posibilidad de estimar propiedades espectrales de los suelos a partir del color de los suelos fácilmente medible en campo (Escadafal *et al.*, 1988).

Las tres variables del sistema de color Munsell han sido relacionadas con diversas propiedades edáficas. La variable matiz o *Hue* ha sido utilizada como indicador de la presencia de hierro en estado ferroso (Krishna Murti & Satyanarayana, 1971), titanio (Krishna Murti & Satyanarayana, 1971), así como para la identificación y discriminación de suelos y formaciones litológicas, dado que esta variables es independiente de la iluminación y es por lo tanto capaz de suprimir los sombreados (Mattikalli, 1997). La variable brillo o *Value* está correlacionada con la presencia de arcillas (Krishna Murti & Satyanarayana, 1971), o el contenido en materia orgánica (Krishna Murti & Satyanarayana, 1971; Schulze *et al.*, 1993; Barouchas & Moustakas, 2004). Finalmente, la variable croma o Chroma ha sido relacionada con el contenido en materia orgánica del suelo (Barouchas & Moustakas, 2004). Además del estudio de la relación entre propiedades edáfica y cada una de las variables individuales del sistema Munsell, se han desarrollado diversos índices que combinan las tres variables del sistema Munsell tales como el *Redness Ratting* (Torrent *et al.*, 1980), previa conversión de las categorías de matiz a una escala numérica. Algunos de estos índices se ha demostrado que son efectivos para predecir propiedades tales como la presencia de hematita/goethita (Fernandes *et al.*, 2004).

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es realizar una exploración de la potencialidad del empleo de las variables del sistema de color Munsell y propiedades directamente relacionadas con la calidad en los suelos agrícolas y que pueden condicionar su uso, como son el contenido de materia orgánica y el de salinidad.

3. Materiales y métodos

Se seleccionaron para este estudio 58 suelos agrícolas procedentes de distintas partes de España. Para la determinación del color se utilizó el sistema Munsell. En base a las tres variables del sistema de color Munsell se cálculo diversos índices de "rojez" que proporcionan una expresión sintética del color del suelo y contabilizan la intensidad de rojez del suelo. El primero de los índices considerado fue el *redness index* (RI) (Torrent *et al.*, 1980) que se calculó según la siguiente expresión:

$$RI = H \cdot C / V$$

Donde H es un valor numérico de matiz, C es el valor de croma y V es el brillo. Se utilizó la siguiente conversión de los códigos de matiz a valores numéricos (Mathieu *et al.*, 1998): 10R=15; 2.5YR=12.5; 5YR=10; 7.5YR=7.5; 10YR=5; 2.5YR=2.5.

El otro índice empleado fue el *redness ratting* (RR) (Torrent *et al.*, 1980) calculado según la siguiente expresión:

$$RR = (10 - H) \cdot C / V$$

Donde análogamente al índice anterior, H es un valor numérico de matiz, C es el valor de croma y V es el brillo. El valor numérico de matiz fue el valor que precede al YR en las clases de matiz del sistema Munsell, de tal modo que para 10YR, H es 10, mientras que para 10R, H será igual a 0 (Torrent & Barrón, 1993).

Para el conjunto de suelos que se determinó su color, se analizaron los contenidos de materia orgánica según el método de Walkey-Black (Nelson & Sommers, 1982) y la salinidad cuantificada a partir de la conductividad eléctrica en extracto acuoso 1:5 p/v.

Tabla 1. Matiz (H), valor (V) y croma (C), clases de color, redness index (RI), redness rating (RR), conductividad eléctrica y contenido en materia orgánica de los suelos analizados (continua en página siguiente).

Localidad	Provincia	Hue	Value	Chroma	Color	RI	RR	CE (µS/cm)	MO (%)
Almansa	Alicante	7,5YR	5	4	Brown	6.0	3.1	97.8	1.6
Daganzo de Arriba	Madrid	10YR	5	3	Brown	3.0	0.0	186.4	1.1
Valdetorres del Jarama	Madrid	7,5YR	5	4	Brown	6.0	3.1	54.0	0.7
Almansa	Albacete	7,5YR	4	4	Brown	7.5	2.5	227.5	3.4
Almansa	Albacete	7,5YR	4	4	Brown	7.5	2.5	194.6	2.9
Almansa	Albacete	7,5YR	4	3	Brown	5.6	3.3	258.0	3.1
Almansa	Albacete	7,5YR	5	3	Brown	4.5	4.2	138.3	1.5
Villena	Alicante	7,5YR	5	3	Brown	4.5	4.2	160.8	2.3
Almansa	Albacete	7,5YR	4	4	brown	7.5	2.5	110.5	2.1
Ayora	Valencia	7,5YR	5	4	brown	6.0	3.1	149.6	2.8
Almansa	Albacete	7,5YR	5	4	brown	6.0	3.1	584.0	1.7
Aranjuez	Madrid	10YR	5	3	brown	3.0	0.0	1455.0	1.1
Santa Olalla	Toledo	7,5YR	5	4	brown	6.0	3.1	70.3	0.9
Santa Olalla	Toledo	10YR	5	3	brown	3.0	0.0	120.0	0.7
Villena	Alicante	10YR	5	2	grayish brown	2.0	0.0	254.5	2.2
Villena	Alicante	10YR	5	2	grayish brown	2.0	0.0	101.5	1.3
Caudete	Albacete	10YR	5	2	grayish brown	2.0	0.0	153.3	1.6
Villena	Alicante	7,5YR	6	4	light brown	5.0	3.8	64.4	0.5
Yecla	Murcia	7,5YR	6	3	light brown	3.8	5.0	129.6	0.6
Villena	Alicante	7,5YR	6	4	light brown	5.0	3.8	142.7	0.8

Villena	Alicante	7,5YR	6	3	light brown	3.8	5.0	267.0	1.5
Agres	Alicante	7,5YR	6	3	light brown	3.8	5.0	99.1	1.1
Ayora	Valencia	7,5YR	6	3	light brown	3.8	5.0	98.6	1.9
Torre Manzanas	Alicante	7,5YR	6	4	light brown	5.0	3.8	97.7	2.0
Villena	Alicante	2,5Y	7	1	light gray	0.4	52.5	194.4	2.0
Agres	Alicante	2,5Y	7	2	light gray	0.7	26.3	105.5	1.0
Benifallim	Alicante	2,5Y	7	2	light gray	0.7	26.3	98.6	2.0
Griñón1	Madrid	2,5Y	6	3	light yellowish brown	1.3	15.0	58.7	0.5
Griñón2	Madrid	2,5Y	6	3	light yellowish brown	1.3	15.0	38.0	0.4
Bocairente	Valencia	10YR	6	4	light yellowish brown	3.3	0.0	97.4	1.0
Villa del Prado	Madrid	10YR	6	4	light yellowish brown	3.3	0.0	23.6	0.7
Fuente el Saz de Jarama	Madrid	10YR	6	4	light yellowish brown	3.3	0.0	49.0	0.5
Santa Olalla	Toledo	10YR	6	4	light yellowish brown	3.3	0.0	67.0	0.6
Santa Olalla	Toledo	10YR	6	4	light yellowish brown	3.3	0.0	62.4	0.4
Yecla	Murcia	10YR	6	3	pale brown	2.5	0.0	143.6	1.0
Alfaz del Pí	Alicante	10YR	6	3	pale brown	2.5	0.0	2370.0	1.6
Biar	Alicante	10YR	6	3	pale brown	2.5	0.0	236.0	2.6
Sax	Alicante	10YR	6	3	pale brown	2.5	0.0	159.5	1.2
Villena	Alicante	10YR	6	3	pale brown	2.5	0.0	107.5	0.5
Villena	Alicante	10YR	6	3	pale brown	2.5	0.0	170.9	1.1
Almansa	Albacete	10YR	6	3	pale brown	2.5	0.0	175.8	1.7
Almansa	Albacete	10YR	6	3	pale brown	2.5	0.0	225.0	3.2
San Martín de Valdeiglesias	Madrid	10YR	6	3	pale brown	2.5	0.0	17.5	1.2
Escalona	Toledo	10YR	6	3	pale brown	2.5	0.0	84.3	0.5
Villena	Alicante	2,5YR	4	3	reddish brown	9.4	10.0	137.6	0.9
Caudete	Albacete	5YR	5	4	reddish brown	8.0	6.3	277.5	1.3
Almansa	Albacete	5YR	5	4	reddish brown	8.0	6.3	130.3	1.1
Jumilla	Murcia	2,5YR	5	4	reddish brown	10.0	9.4	108.1	0.5
Campo Real	Madrid	7,5YR	4	6	strong brown	11.3	1.7	221.4	1.0
Valdilecha1	Madrid	7,5YR	4	6	strong brown	11.3	1.7	146.7	1.3
Corral de Calatrava1	Ciudad Real	7,5YR	5	6	strong brown	9.0	2.1	42.3	1.1
Corral de Calatrava2	Ciudad Real	7,5YR	5	6	strong brown	9.0	2.1	44.2	1.2
Benejama	Alicante	7,5YR	4	6	strong brown	11.3	1.7	94.8	1.4
Pozuelos de Calatrava	Ciudad Real	7,5YR	4	6	strong brown	11.3	1.7	43.0	1.0

Ribatejada	Madrid	10YR	5	4	yellowish brown	4.0	0.0	43.2	0.7
Talamanca del Jarama	Madrid	10YR	5	4	yellowish brown	4.0	-1.3	43.8	0.8
Torrejón de la Calzada	Madrid	10YR	5	4	yellowish brown	4.0	-2.5	105.5	0.4
Cadalso de los Vidrios	Madrid	10YR	5	4	yellowish brown	4.0	-3.8	66.4	0.9

Los suelos analizados se agruparon por clases de color según las tablas Munsell para la identificación del color de suelos, calculando los valores medios de las variables conductividad eléctrica, materia orgánica total, redness index y redness ratting. Dentro de cada clase de color se llevaron a cabo correlaciones de tipo Pearson para evaluar la relación entre los índices de color y las variables conductividad eléctrica y materia orgánica total. Adicionalmente, se desarrolló un análisis de componentes principales (ACP) (Martens & Naes, 1989) considerando todos los suelos. El desarrollo de análisis estadísticos como el ACP permite mostrar gráficamente relaciones entre variables y muestras (Sena *et al.*, 2002). Para la representación gráfica, los componentes principales fueron rotados usando rotación Varimax.

4. Resultados

Del conjunto de suelos analizados, la clase de color predominante según las tablas de color Munsell fue *brown* (Tabla 2) con un total de 14 muestras, seguido de los suelos clasificados dentro del grupo *pale brown* con 10 muestras, y de los grupos *light brown* y *light yellowish brown* con 7.

Tabla 2. Valores medios (± desviación estándar) de conductividad eléctrica, materia orgánica total (MO), redness index (RI) y redness ratting (RR) en función de las clases de color obtenidas por las tablas de color Munsell.

Clase de color	***n***	**CE (µS/cm)**	**MO (%)**	**RI**	**RR**
Brown	14	274 ± 364	1,9 ± 0,9	5,4 ± 1,6	2.5 ± 1,4
Grayish brown	3	170 ± 78	1,7 ± 0,5	2,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
Light brown	7	128 ± 66	1,2 ± 0,6	4,3 ± 0,7	4,5 ± 0,6
Light gray	3	133 ± 53	1,7 ± 0,6	0,6 ± 0,2	35,0 ± 15,1
Light yellowish brown	7	57 ± 23	0,6 ± 0,2	2,7 ± 0,0	4,3 ± 7,3
Pale brown	10	369 ± 706	1,5 ± 0,9	2,5 ± 0,0	0,0 ± 0,0
Reddish brown	4	163 ± 77	1,0 ± 0,3	8,8 ± 1,0	8,0 ± 2,0
Strong brown	6	99 ± 73	1,2 ± 0,2	10,5 ± 1,2	1,8 ± 0,2
Yellowish brown	4	65 ± 29	0,7 ± 0,2	4,0 ± 0,0	-1,9 ± 1,6

Para las clases de color obtenidas, los valores de salinidad descendieron según el siguiente orden: *pale brown>brown>grayish brown>reddish brown>light gray>light brown>strong brown>yellowish brown>light yellowish brown*. Para el caso de la materia orgánica, el orden (de mayor a menor) fue el siguiente: *brown>grayish brown~light gray>pale brown>light brown~strong brown>reddish brown>yellowish brown>light yellowish brown*. Para el caso del *redness index*, los mayores valores se obtuvieron para los suelos clasificados como *strong brown*, *reddish brown* y *brown*, estando en el extremo opuesto suelos clasificados como *grayish brown* o *light gray*, que presentan unas tonalidades grisáceas en contraposición a los suelos que arrojaron mayores valores de RI que presentan un color rojizo. Los mayores valores de *redness*

ratting se obtuvieron para los suelos clasificados como *reddish brown* y light gray, si bien estos suelos no son de tonalidad rojiza. Por el contrario, los menores valores de RR se obtuvieron para suelos marrones de amarillentos (*yellowish brown*) a grisáceos (*grayish brown*).

En un intento de evaluar el potencial de inferencia de los valores de los índices de color estimados con respecto a las propiedades edáficas analizadas (CE y MO), se realizó un análisis de correlaciones de Pearson. En una primera aproximación, se consideró la totalidad de los suelos analizados, no habiéndose obtenido correlaciones significativas entres los índices de color y la conductividad eléctrica y materia orgánica. Seguidamente se realizaron análisis de correlación de Pearson entre las propiedades anteriores pero para cada clase de color. Se obtuvieron correlaciones significativas entre la conductividad eléctrica y ambos índices de color para los suelos clasificados como light gray. Así mismo, se obtuvo una correlación significativa entre el contenido en materia orgánica y el RI para los suelos clasificados como *brown*.

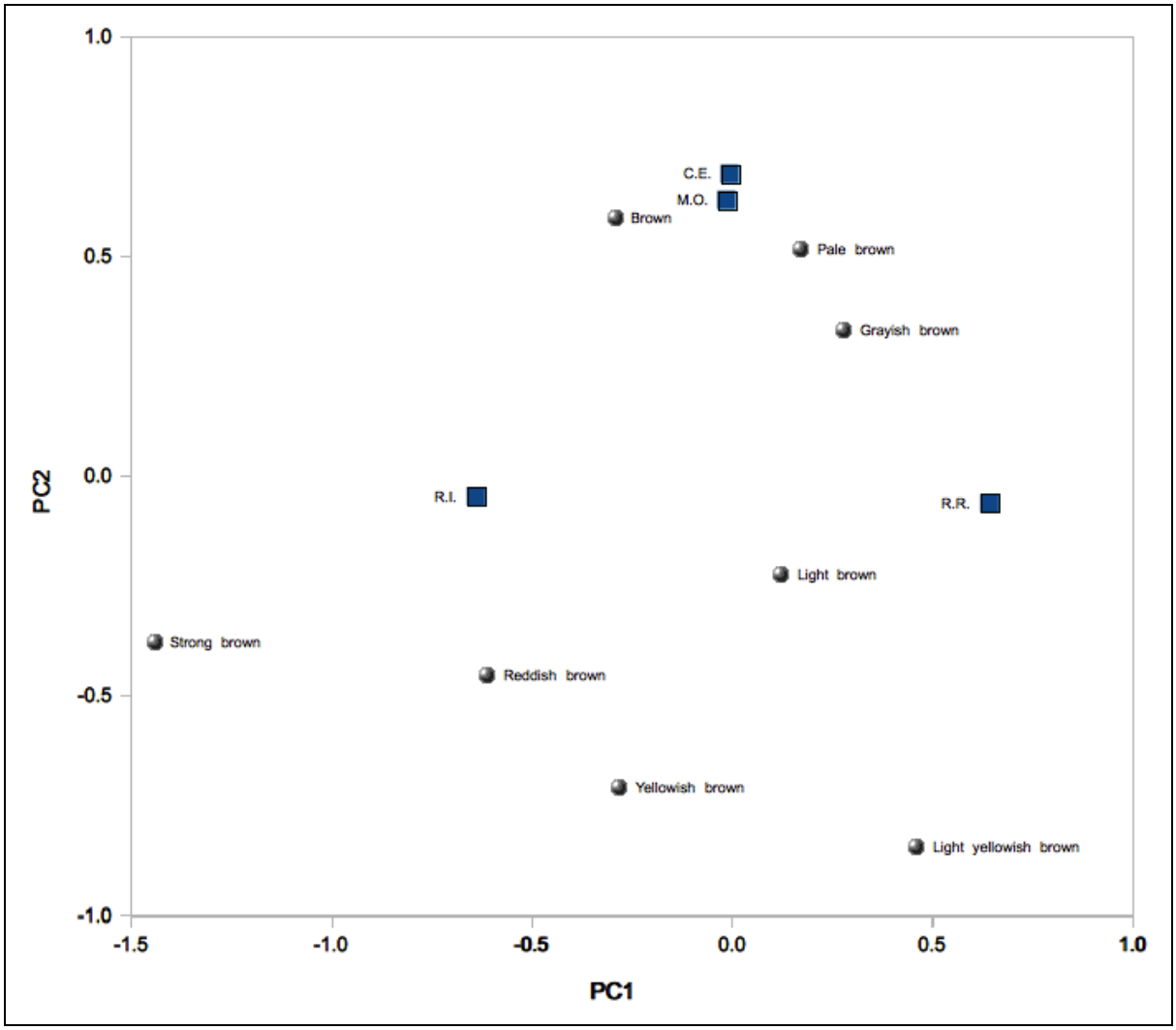


Figura 1. Dispersograma de las dos primeras componentes del ACP.

Finalmente se realizó un ACP que permitió analizar la relación entre las variables edáficas y las clases de color (Figura 1). Las dos primeras componentes explicaron un 59% de la varianza total siendo ambas las únicas con *eigenvalue* (valor propio o eigenvalor) mayor de 1. Se observó una elevada correlación de los índices de color

respecto a la primera componente, siendo positiva para caso del RR y negativa para el caso del RI. conductividad eléctrica y materia orgánica mostraron una correlación positiva con la segunda componente.

Los suelos más amarillentos (*yellowish brown* y *light yellowish brown*) presentaron una cierta correlación con los valores negativos de la segunda componente. Mientras que los suelos más grisáceos mostraron una correlación directa con la primera componente. Los suelos de color marrón a rojizo exhibieron cierta correlación positiva con la componente segunda y una correlación negativa con la componente primera.

5. Discusión

La complejidad de las relaciones entre la materia orgánica y la conductividad eléctrica, y diversos índices de color ha sido objeto de numerosas investigaciones, existiendo ciertos aspectos a tomar en consideración a la hora de buscar una correlación entre los índices de color y otras propiedades edáficas. En este sentido, Schulze *et al.* (1993) estudiaron la correlación entre el brillo y el contenido en materia orgánica del suelo realizando las siguientes observaciones: 1) se dan bajas correlaciones utilizando suelos de muy diversos orígenes en grandes extensiones (e.g. base de datos de Indiana); 2) permite obtener buenas correlaciones ($R2>0.9$) a escala de paisaje siempre que no se dan grandes variaciones de textura; 3) se obtiene un ajuste lineal para suelos limosos y francos, mientras que el ajuste es curvilíneo para suelos con textura arenosa; 4) resulta similar paras suelos con textura y material parental análogo; y 5) no resulta predecible si la textura del suelo varía ampliamente. Cumpliendo estas condiciones, para estudios de paisaje o zonas agrícolas con cierta homogeneidad, puede emplearse esta metodología para estimar cualidades del suelo.

6. Conclusiones

Los resultados mostraron interesantes correlaciones entre los índices de color y propiedades edáficas como la CE y MO, considerando grupos de suelos de color homogéneo, lo que puede ayudar a establecer un sistema de estimación de propiedades edáficas de interés para una rápida evaluación de la calidad de los suelos in situ y de forma sencilla, evitando el uso de técnicas más complejas y análisis en laboratorio.

7.Bibliografía

BAROUCHAS, P., MOUSTAKAS, N., 2004. Soil colour and spectral analysis employing linear regression models I. Effect of organic matter. *Int. Agrophys,*, 18: 1-10.

BIGHAM, J.M., CIOLKOSZ, J.M. (eds.), 1993. Soil color. Soil Science Society of America. 159 pp. Madison (WI), USA.

ESCADAFAL, R., GIRARD, M., COURAULT, D., 1988. Modeling the relationships between Munsell soil color and soil spectral properties. *Int. Agrophys.*, 4: 249-261.

FERNANDES, R., BARRON, V., TORRENT, J., FONTES, M., 2004. Quantificação de óxidos de ferro de Latossolos brasileiros por espectroscopia de refletância difusa. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, 28: 245-257.

KRISHNA MURTI, G., SATYANARAYANA, K., 1971. Influence of chemical characteristics in the development of soil colour. *Geoderma*, 5: 243-248.

MARTENS, H., NAES, T. (1989) Multivariate Calibration. 419 pp. Wiley, New York.

MATHIEU, R., POUGET, M., CERVELLE, B., ESCADAFAL, R., 1998. Relationships between satellite-based radiometric indices simulated using laboratory reflectance data and typic soil color of an arid environment. *Remote. Sens. Environ*., 66: 17-28.

MATTIKALLI, N., 1997. Soil Color Modeling for the Visible and Near- Infrared Bands of Landsat Sensors Using Laboratory Spectral Measurements. *Remote. Sens. Environ*., 59: 14-28.

NELSON, D., SOMMERS, L., 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. En: Page, A., Miller, R., Keeney, D. (eds.): Methods of Soil Analysis, Part 2.Agronomy. pp. 539-579. American Society of Agronomy (ASA). Madison (WI), USA

PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M., ROQUERO, C., 2003. Edafología. Para la agricultura y el medio ambiente. 3ª edición. Mundi-Prensa. 929 pp. Madrid, Barcelona, México.

SCHULZE, D., NAGEL, J., VAN SCOYOC, G., HENDERSON, T., BAUMGARDNER, M., STOTT, D., 1993. Significance of organic matter in determining soil colors. In: Proceedings of a Symposium on Soil Color. Soil Science Society of America special publication, Issue 31. pp. 71-90. San Antonio (TX), USA.

SENA, M.M., FRIGHETTO, R.T.S., VALARINI, P.J., TOKESHI, H., POPPI, R.J., 2002. Discrimination of management effects on soil parameters by using principal component analysis: a multivariate analysis case study. *Soil Tillage Res*. 67: 171–181.

SSSA, 2008. Glossary of Soil Science Terms. Soil Science Society of America (SSSA). 93 pp. Madison (WI), USA.

TAYLOR, R.M., 1982. Color in soils and sediments. Review. En: Proc. Int. Clay con. Bologna, Italy. pp. 705-765. Elsevier, Amsterdam.

TORRENT, J., BARRÓN, V., 1993. Laboratory measurement of soil color: theory and practice. En: Bigham, J., Ciolkosz, E. (eds.): Soil Color. Soil Science Society of America Special Publication no. 31. pp. 21-33. Madison (WI), USA.

TORRENT, J., SCHWERTMANN, U., SCHULZE, D., 1980. Iron oxide mineralogy of some soils of two river terrace sequences in Spain. *Geoderma*, 23: 191-208.

Estudio geoquímico de elementos mayoritarios de una secuencia de suelos rojos en La Mancha Occidental

AMORÓS ORTIZ-VILLAJOS, J.A.[1,2], GARCÍA NAVARRO, F.J.[1,2], SÁNCHEZ JIMÉNEZ, C.J.[2], PÉREZ DE LOS REYES, C.[1,2], JIMÉNEZ BALLESTA, R.[3]

[1] Escuela Universitaria Ingeniería Tecnica Agrícola. UCLM. Ronda de Calatrava, 7. 13071 Ciudad Real.
[2] .Instituto de Geología Aplicada. Universidad de Castilla- La Mancha. 13071 Ciudad Real
[3] Departamento de Geología y Geoquímica. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. Campus Cantoblanco. 28049 Madrid.

Resumen

En el presente trabajo se investiga una secuencia con tres perfiles de suelos rojos en "Cerro Molino", en Almagro, Ciudad Real. Se realiza una descripción de los perfiles, el estudio de sus propiedades granulométricas y químicas y su clasificación. Se propone, además, un breve estudio de la mineralogía de arcillas. Se evalúa la presencia de elementos mayoritarios en dicha secuencia. El comportamiento de los 9 elementos analizados se puede diferenciar en de tres tipos: (1) algunos elementos tienden a incrementar su contenido con la profundidad (Al, Fe, Ca y Mg) al estar relacionados con el contenido en arcillas; (2) K y Ti no varían significativamente con la profundidad y (3) Mn, Si y Na disminuyen su contenido con la profundidad.

Palabras clave

Elementos mayoritarios, suelos rojos, secuencia.

1. Introducción

Con el término Mancha Occidental nos referimos a la parte de la comarca natural de La Mancha (provincias de Ciudad Real, Cuenca, Albacete y Toledo) que se extiende desde las estribaciones orientales de los Montes de Toledo hasta alcanzar por el sur las primeras estribaciones de Sierra Morena. Corresponde a las comarcas de Montes de Toledo y Campo de Calatrava.

Son muy frecuentes los suelos rojos que, procedentes de las zonas de erosión del antiguo zócalo hercínico, rodean en forma de orla las elevaciones rocosas que en sus bordes entran, a veces, en contacto con sedimentos terciarios del Mioceno, (De la Horra et. al., 2008). Estos suelos originados a partir de materiales del Siluriano-Ordovícico constituyen 16,7 % de Castilla-La Mancha y el 27,2 de la D.O. La Mancha (Hidalgo, 1980) sólo superados en extensión por los originados a partir de materiales terciarios.

La importancia del estudio de la fertilidad de los suelos es clave para la evaluación de las potencialidades agrícolas de un territorio. Se han llevado a cabo diferentes estudios en zonas limítrofes (Carlevaris et al., 1992) con características similares a la que nos ocupa en muchos aspectos e incluso se han publicado recientemente datos sobre la zona que nos ocupa (De la Horra et al., 2008).

La identificación de las principales unidades edáficas existentes en una región determinada se muestra como un paso previo y fundamental para la zonificación vitícola (Fregoni et al., 2003). Tradicionalmente se han asociado los suelos vitícolas en la Mancha a los Calcisoles, (con frecuencia con algún horizonte petrocalcico); o a suelos sin horizontes de diagnóstico, (Regosoles), con base calcárea. La elaboración de éste trabajo se inscribe en el proyecto "Atlas de Suelos de Castilla-La Mancha", financiado por la Consejería de Agricultura del Gobierno Regional, dentro del cual se han descrito algunos suelos vitícolas.

El objetivo del presente trabajo es identificar típicos suelos rojos de La Mancha desde el punto de vista geoquímico, a fin de disponer de criterios para, en un futuro, constatar su influencia en los productos obtenidos.

2. Materiales y métodos

Los suelos se sitúan en la ladera de un cerro cuarcítico paleozoico (Figura 1), llamado "Cerro Molino" el término municipal de Almagro (Ciudad Real). Se realizaron 3 calicatas con máquina retroexcavadora: Perfil 1 cerca de la cima (P1), perfil 2 a media ladera (P2) y perfil 3 en la base del cerro (P3). La distancia lineal de los perfiles es de 200 m.

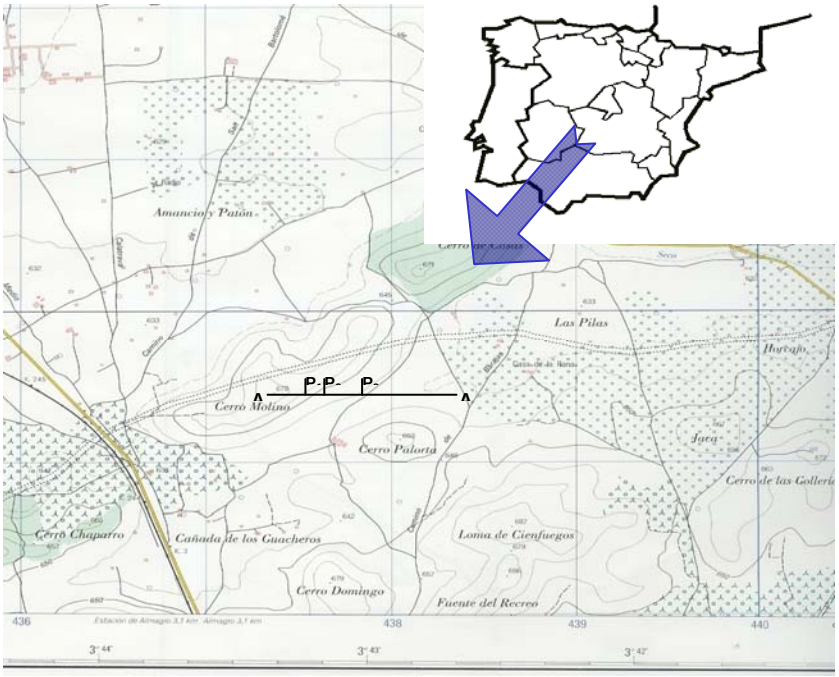


Figura 1. Localización de los tres perfiles estudiados en Cerro Molino (Almagro, Ciudad Real

La descripción se realizó según FAO (2006). Las determinaciones analíticas se realizaron según el SCS-USDA (SCS-USDA, 1972): la textura por el método del hidrómetro (Gee y Bauder, 1986). El pH se midió en H_2O y 0.1 M KCl en la proporción 1:2.5. La conductividad eléctrica se determinó en un extracto 1:5 en agua. El fósforo por el método de Olsen et al., (1954). La material orgánica se determinó con dicromato potásico. Los cationes de cambio se obtuvieron por extracción con acetato amónico (Thomas, 1982). El nitrógeno total se determinó por el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982).

El análisis semicuantitativo de arcillas se llevó a cabo por difracción de rayos X (Moore y Reynolds, 1989); usando la radiación Cu Kα (Philips-Panalytical X-PERT difractómetro)

Los elementos mayoritarios se determinaron por fluorescencia de rayos X (PHILIPS PW 2404).

3. Resultados y discusión

Los tres perfiles descritos (P1, P2 y P3) presentan características morfológicas similares en muchos aspectos tal como cabía esperar (Tabla 1). La principal variación consiste en el espesor de cada horizonte y en los límites entre horizontes: el horizonte antrópico (Ap) tiene el mismo espesor aproximado ya que la labor predominante ha sido la extensiva secano (cereal-barbecho). El horizonte Bt1, con un incremento en arcilla entorno al 15% en los 3 casos tiene un espesor muy parecido de unos 30 cm aumentando hacia la base de la ladera. El horizonte 2Bt2 llega a contenidos en arcilla del 60% en la base del cerro donde está mucho más desarrollado (llega a los 140 cm de profundidad).

TABLA 1.Rasgos morfológicos y textura de los perfiles analizados

HORIZONTE	PROFUNDIDAD (cm)			TEXTURA	ARCILLA (%)			PEDREGOSIDAD (%)			LÍMITE		
	P1	P2	P3		P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Ap	0 - 12	0 -15	0 -16	Fra - Arc - Are.	21,4	24,8	23.4	25	25	20	G.I.	G.I.	G.O.
Bt1	12 - 45	15 - 50	16 - 50	Arc - Are	37,4	35,8	36.2	30	30	40	N.P.	N.P.	G.I.
2Bt2	45 - 60	50 - 125	50 - 145	Arc.		61,4	52,2	> 50	> 50	50			
R	> 60	> 125	> 145										

La textura general de los perfiles tiende a ser rica en arcillas, sobre todo en profundidad, lo que mejorará la C.I.C. y las posibilidades de retención de agua.

La pedregosidad es siempre abundante y creciente con la profundidad. Los límites entre los horizontes Ap/Bt1 son graduales e irregulares u ondulados típicos en suelos labrados. Entre Bt1/Bt2 el límite es neto y plano. Debido al carácter compacto del Bt2 en algunas circunstancias puede constituir un problema a la penetración de las raíces de las plantas leñosas. Sin embargo, una vez establecido el cultivo, el horizonte Bt2 puede constituir una valiosa reserva de agua y nutrientes en el periodo xérico (así lo demuestran los olivares que tradicionalmente se han desarrollado sobre estos suelos).

El contenido en materia orgánica (M.O.) como se puede apreciar en la Tabla 2 es moderado en el horizonte Ap, bajando sensiblemente en el Bt. Los contenidos son normales para un clima cálido y un suelo con cultivos herbáceos, (Wild, 1992; Hidalgo, 2002).

TABLA 2: Propiedades químicas

HORIZONTE	pH						C.E. (ds/m)			Fe_2O_3 (%)			M.O. (%)			N (%)			C/N		
	P1		P2		P3		P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
	H_2O	KCl	H_2O	KCl	H_2O	KCl															
Ap	6,3	5,2	6,2	5	6,2	5,6	0,25	0,88	0,17				1,4	1,5	2,4	0,1	0,1	0,1	12,3	7,5	10,7
Bt1	7	5,8	6,7	5,7	6,4	5,2	0,33	0,47	0,13	2,8		2,61	0,4	0,8	1,1	0	0,1	0,1	5,8	7,5	10,2
2Bt2			6,4	5,5	7,3	6,4		0,39	0,2												

La reacción de los pH de todos los horizontes es ligeramente acida, como cabría esperar dada la naturaleza ácida de los materiales de partida de éstos suelos. Sólo en el caso de P3 (horizonte 2Bt2) aparece un pH algo más elevado debido. Este carácter neutro o ligeramente ácido determina la posible movilización de ciertos elementos que en los suelos calizos se bloquean con facilidad (Fe, Mn y Zn principalmente) (Wild, 1992; Porta et al., 2008). La conductividad eléctrica no es significativa.

Las arcillas constituyen la fracción mineral del suelo más activa por su gran área superficial y por la estructura inherente de sus componentes (Dixon, 1991). En la Tabla 3 se expone la mineralogía de las arcillas; advertimos contenidos altos de filosilicatos en los 3 perfiles y en todos los horizontes (por encima del 70%).

TABLA 3 Mineralogía de arcillas

HORIZONTE	Cuarzo			Feldespato			Filosilicatos			Esmectita			Caolinita			Illita		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Ap	18	28	27	ind	14	5	78	64	68	0	0	0	16	14	21	62	50	47
Bt1	16	27	22	ind	10	9	72	63	69	0	0	0	18	10	15	52	53	54
2Bt2	18	15	15	ind	ind	ind	75	85	85	0	0	0	15	15	20	60	60	65

Predomina la Illita (que supone la mayor parte de las arcillas) y tenemos proporciones de caolinita entre el 15 y el 20% (Tabla 3). La presencia mayoritaria de Illita (mica) proporciona cantidades importantes de K nativo (Dixon, 1991).

La capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.) de los suelos estudiados se encuentra entorno a 20 (cmol/kg), (Tabla 4). Los cationes de cambio están dominados por en calcio, sobre todo en el horizonte Bt. Los niveles de magnesio y potasio son

TABLA 4: Fertilidad y complejo de cambio

HORIZONTE	P (Olsen)			C.I.C.(cmol/kg)			% V			Ca++			Mg++			K+		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Ap	2	3,7	1,7	23,4	22	25,2	29,1	38,5	66,7	3,5	4,7	5,9	0,8	0,8	1,2	1,6	0,5	0,6
Bt1	0,6	0,3	0,2	21,9	25,7	19,8	66	74,6	100	10,3	10,3	12,7	1,9	1,3	2,4	0,3	0,3	0,4

normales

El complejo de cambio no se encuentra saturado, sobre todo en el horizonte Ap debido probablemente al lavado y a las extracciones de los cultivos (carácter dístrico). En los horizontes 2Bt2 sí aparece un grado de saturación mayor del 60% (carácter eútrico), llegando al 100% en P3.

Los tres suelos se han clasificado (SCS-USDA) como Typic Rhodoxeralf y como Haplic Luvisol (P1), Rhodic Luvisol (P2) y Skeletic Luvisol (P3) (FAO).

Por último, en este estudio se analizó el contenido de nueve elementos principales y los resultados se muestran en la Tabla 5.

TABLA 5.Contenido (en orden alfabético) en elementos mayoritarios (%)

	P1A	P1B	P2A	P2B	P2C	P3A	P3B	P3C	MEDIA
Al_2O_3	14.42	19.01	14.89	19.30	24.82	13.42	20.93	23.99	**18.85**
CaO	0.28	0.46	0.33	0.48	0.71	0.35	0.60	0.80	**0.50**
Fe_2O_3	4.08	5.49	4.11	5.32	8.02	3.64	5.82	7.73	**5.53**
K_2O	2.51	2.73	2.59	2.91	2.77	2.17	2.47	2.16	**2.54**
MgO	0.82	1.14	0.87	1.14	1.41	0.69	1.05	1.30	**1.05**
MnO	0.07	0.05	0.08	0.06	0.04	0.06	0.06	0.03	**0.06**
Na_2O	0.22	0.18	0.25	0.19	0.11	0.24	0.14	0.08	**0.17**
SiO_2	71.97	64.09	71.19	63.59	51.48	73.60	60.98	51.77	**63.58**
TiO_2	0.87	0.89	0.84	0.94	0.82	0.76	0.84	0.78	**0.84**

De los datos aportados podemos resaltar lo siguiente (Tabla 5):

Algunos de estos elementos son esenciales para el crecimiento de las plantas (macronutrientes), mientras que otros no son esenciales (Kabata-Pendias, 2001). Si, Ti y Al no son nutrientes, ya que no se utilizan en cantidades significativas por las plantas. K, Ca, Mg y P, sin embargo, son macronutrientes, ya que generalmente son importantes para las moléculas estructurales de la planta, incluyendo carbohidratos, proteínas, clorofila, las paredes celulares, el ADN, el ARN, azúcares, fosfatos y fosfolípidos (Wild, 1992). Fe y Mn son micronutrientes debido a que, en general, son metabólicamente activos en plantas como coenzimas importantes.

Se observan tres patrones de comportamiento: Algunos elementos, tales como Al, Fe, Ca y Mg, tienden a aumentar con la profundidad, como cabría esperar teniendo en cuenta el comportamiento de la fracción arcillosa (Kabata-Pendias, 2001; Dixon, 1991). El Ca se acumula en profundidad pero en ningún caso llega a saturar el complejo de cambio. K y Ti, no varían con la profundidad y sólo se observa un pequeño aumento en el horizonte 2Bt1. El Titanio es un elemento muy poco móvil en el suelo al ser muy resistente a la meteorización. La media mundial de contenido de Titanio es de 0,33%, siendo en los suelos estudiados del 0,84%. Altos contenidos en Ti normalmente se asocian con suelos muy meteorizados. Los otros elementos - como el Mn, Si y Na - disminuyen con la profundidad.

Los óxidos de Mn se acumulan por procesos de meteorización (Burns, 1993) y forma iones estables como Mn^{3+} o Mn^{4+} con lo que se correlaciona con otros elementos

de transición como el Co^{2+}, Ni^{2+}, Cu^{2+} y Zn^{2+} (Marques et al., 2003). Sin embargo, en nuestro caso, se percibe un ligero enriquecimiento en Mn en la superficie en los tres perfiles (Tabla 5) y esto demuestra el origen supergénico de este elemento. Por último, las variaciones en los niveles de los principales elementos dentro de una determinada toposecuencia están relacionadas con el material de origen, gradientes de pendiente y cobertura vegetal (Yassoglou et al., 1997).

4. Conclusiones

Podemos concluir que los 3 perfiles estudiados ayudan a definir geoquímicamente la dinámica de los suelos rojos (típicos de La Mancha) y puede servir como patrón de comparación para extensas unidades agroedáficas que ocupan entorno al 20 % de la zona (caso de la provincia de Ciudad Real) y el 10 % de la provincia de Toledo.

5. Agradecimientos

Este trabajo se ha llevado a cabo bajo los auspicios de los proyectos "Atlas de suelos de Castilla-La Mancha", financiado por el Departamento de Agricultura (Comunidad de Castilla-La Mancha) y “Suelos vitícolas de Castilla-La Mancha: influencia en la composición de la uva”, proyecto regional de referencia: PPII10-0063-8230.

.

6. Bibliografía

BREMNER, J.M., MULVANEY, C.S., 1982. NITROGEN TOTAL. IN: PAGE A.L. (Ed.) Methods of Soil Analysis Part 2, Chemical and Microbiological Properties, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, pp 621–622.

BURNS, R.G., 1993. Mineralogical applications of crystal field theory. Second Edition. Cambridge University Press, New York. doi: 10.1017/CBO9780511524899.

CARLEVALIS, J.J., DE LA HORRA, J.L., SERRANO, F., RODRIGUEZ, J., 1992. La fertilidad de los principales suelos agrícolas de la zona oriental de la provincia de Ciudad Real. La Mancha y Campo de Montiel. C.S.I.C. and J.J.C.C. Castilla-La Mancha, Vol. 1.

DE LA HORRA, J.L., SERRANO, F., CARLEVALIS, J.J., 2008. Estudio de suelos del Campo de Calatrava (Ciudad Real) y sus condiciones de fertilidad. C.S.I.C., Vol. 32.

DIXON, J.B., 1991. Roles of clays in soils. Applied Clay Science, 5, 489-503. doi:10.1016/0169-1317(91)90019-6.

FAO, 2006. World Reference Base for Soil Resources. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FREGONI, M., SCHUSTER, D., PAOLETTI, A., 2003. Terroir, Zonazione, Viticoltura. Trattato Internazionale. Ed. Phytoline.

GEE, G.W., BAUDER, J.W, 1986. Particle-Size Analysis. In: Klute A. (Ed) Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods, 2nd Ed. Agronomy Monograph No.9, ASA-SSSA, Madison, pp 383-411.

HIDALGO, L.,1980. Caracterización Macrofísica del Ecosistema Medio-Planta en los Viñedos Españoles. I.N.I.A. Comunicaciones, Vol. 29.

HIDALGO, L., 2002.Tratado de Viticultura General. 3rd Edition, Mundiprensa, Madrid.

KABATA-PENDIAS, A., 2001. Trace Elements in Soils and Plants, 3rd ed. CRC Press, Boca Raton.

MARQUES, J.J., SCHULZE, D.G., CURI, N., MERTZMAN, S.A., 2003. Trace element geochemistry in Brazilian Cerrado soils. Geoderma 121, 31-43. doi:10.1016/j.geoderma.2003.10.003.

MOORE, D.M.; REYNOLDS, R.C.J., 1989. X-Ray Diffraction and the Identification and Analysis of Clay Minerals. Oxford University Press, Oxford.

OLSEN, S.R., COLE, C.V., WATANABE; F.S., DEAN; L.A., 1954. Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate. US Department of Agriculture CIRC. 939.

PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M., POCH, R., 2008. Introducción a la Edafología. Uso y Protección del Suelo. Mundiprensa, Madrid.

SCS-USDA, 1972. Soil Survey Investigations Report No. 1. Soil Survey Laboratory Methods and Procedures for Collecting Soil Samples. US Govt. Printing Office, Washington.

THOMAS, G.W., 1982. Exchangeable Cations. In: Page, A.L., Miller R., Keeney, D. (Eds.) Methods of Soil Analysis, Part 2. Am. Soc. Agron. Soil. Sci. Soc. Am., Madison, WI, pp 159-165.

WILD, A., 1992. Condiciones del Suelo y el Desarrollo de las Plantas según Russel. Ed. Mundiprensa.

YASSOGLOU, N., KOSMAN, C., MOUSTAKAS, N. 1997. The red soils, their origin, propierties, use and management in Greece. Catena, 28: 261-278. doi:10.1016/S0341-8162(96)00042-2.

Modificación de la susceptibilidad a la compactación por la adición de compost

PARADELO NÚÑEZ, R.[1], DEVESA REY, R.[1], BARRAL SILVA, M.T.[1]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Universidade de Santiago de Compostela.

Resumen

Se estudió el efecto producido por la adición de tres dosis crecientes de un compost de residuos sólidos urbanos sobre las curvas de compactación Proctor de tres materiales de origen mineral y textura contrastada, que puedan servir de guía para conocer el efecto potencial del compost sobre la susceptibilidad a la compactación de suelos con diferentes granulometrías. Los materiales estudiados fueron una arena de cuarzo (85% arena), lodos de serrado de pizarra (78% limo), y bentonita (75% arcilla). La densidad máxima de compactación de estos materiales aumentó en la secuencia bentonita < lodos < arena, mientras que la humedad óptima de compactación siguió el orden inverso. La adición de dosis crecientes de compost (aproximadamente 3%, 7% y 14% en peso seco) dio lugar, en general, a curvas de compactación más planas, con máximos menos definidos, que indican un descenso de la influencia de la humedad sobre la compactación. El compost redujo la densidad máxima de los materiales de modo proporcional a la dosis empleada. La dosis más elevada de compost redujo la densidad máxima de compactación de la arena de 1,88 a 1,33 Mg m^{-3}; la del limo de 1,54 a 1,22 Mg m^{-3}; y la de la arcilla de 1,16 a 1,00 Mg m^{-3}. El incremento de la humedad óptima de compactación con la dosis de compost fue exponencial; su efecto fue mayor para la arena, cuyo valor se incrementó desde el 10,4% a un 29,1%; para los lodos de pizarra el incremento fue desde un 25,2% a un 36,2%, y para la bentonita desde un 38,8% a un 52,4%. En conclusión, el compost de residuos sólidos urbanos tiene un efecto positivo reduciendo la susceptibilidad a la compactación del suelo, reduciéndose la intensidad de este efecto a medida que la textura se hace más fina.

Palabras clave

Compactación, test Proctor, compost.

1. Introducción

La compactación es uno de los principales procesos de degradación física del suelo (LAL, 2001). Esta es principalmente una consecuencia del desarrollo de la agricultura (BOELS, 1982), y se produce cuando las partículas del suelo se comprimen, reduciendo el espacio poroso entre ellas, en respuesta a la presión ejercida por la maquinaria o por animales, en este caso debido a la superficie relativamente baja de sus pezuñas. La compactación restringe la profundidad de enraizamiento, lo que a su vez reduce la absorción de agua y nutrientes por las plantas, reduce la infiltración y aumenta la escorrentía y el riesgo de erosión hídrica. Al disminuir el tamaño de poro, aumenta la proporción de poros llenos de agua y la humedad de campo, reduciendo la temperatura del suelo, lo que afecta a la actividad de los microorganismos, reduciéndose la tasa de descomposición de la materia orgánica y la correspondiente liberación de nutrientes. La compactación puede llegar a hacer muy difícil o imposible para las especies vegetales la

germinación y el crecimiento, debido a la resistencia a la penetración de las raíces (BOELS, 1982; LIPIEC y HATANO, 2003).

Diversos factores influyen en la compactación del suelo: (1) la humedad: el riesgo de compactación es mayor cuando el suelo tiene un determinado contenido en humedad; (2) la textura: los suelos de textura fina se compactan más fácilmente porque hay mayor contacto entre partículas; (3) el contenido en materia orgánica: puesto que favorece la agregación, aumentando la porosidad y reduciendo la densidad aparente; (4) el tipo de arcilla: los suelos ricos en arcillas esmectíticas pueden sufrir compactación por procesos de expansión-retracción (MARSHALL et al., 1996). Los autores que han estudiado la influencia de los componentes del suelo en la compactabilidad han observado el efecto de la textura y el contenido en materia orgánica sobre la curva de compactación. En concreto, el papel protector de la materia orgánica frente a la compactación ha sido puesto de manifiesto por GUERIF y FAURE (1979) y GARCÍA PITA et al. (1986), entre otros autores. Más recientemente, THOMAS et al. (1996) y ARAGÓN et al. (2000) han observado que la compactabilidad de suelos sometidos a distintos usos se correlaciona negativamente con el contenido en materia orgánica. Según SOANE (1990), esto se debe a que la materia orgánica incrementa la elasticidad y la resistencia a la deformación.

Actualmente existen numerosos indicios de que buena parte del efecto positivo de las enmiendas orgánicas sobre la productividad del suelo se debe más a la mejora de propiedades físicas como la estructura o la capacidad de retención de agua, que solamente a un efecto fertilizante (CARTER, 2007). Por esta razón, la utilización de enmiendas orgánicas en la recuperación de suelos que han sufrido intensos procesos de degradación física es un campo de investigación de gran interés desde el punto de vista ambiental. El uso de enmiendas orgánicas en restauración de suelos degradados está muy extendido, debido a la influencia positiva de la materia orgánica sobre las condiciones físicas del suelo, promoviendo la aparición de una estructura estable, reduciendo la densidad aparente e incrementando la capacidad de retención de agua, así como a causa de su efecto positivo sobre las comunidades microbianas (TATE, 1985, VETTERLEIN y HÜTTL, 1999; HAERING et al., 2000; HARRIS, 2009). Sin embargo, faltan estudios de más detalle sobre el efecto de la materia orgánica exógena sobre algunas propiedades físicas como la compactabilidad, aunque se sabe que la materia orgánica añadida a un material provoca el incremento de la humedad óptima de compactación y el descenso de la densidad máxima de compactación (HUSEIN MALKAWI et al., 1999).

2. Objetivos

El principal objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de la materia orgánica sobre la susceptibilidad a la compactación del suelo. Para ello se determinaron las curvas de compactación de materiales tipo de origen mineral, de diferentes texturas, con diferentes dosis de un compost de fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU).

3. Metodología

Para estimar el efecto de la adición de materia orgánica exógena sobre las propiedades mecánicas del suelo u otros materiales similares (por ejemplo residuos

mineros para restauración), se estudiaron mezclas de compost de FORSU con cada uno de los siguientes materiales de textura contrastada: arena de cuarzo (A), lodos de serrado de pizarra (L), y bentonita (B). La arena de cuarzo procede de la explotación de Serrabal en el Pico Sacro (A Coruña). Los lodos de pizarra proceden de una empresa de elaboración de pizarra en O Barco (Ourense). La bentonita es una mezcla comercial de arcillas esmectíticas facilitada por Minas de Gádor S.L. (Almería). La textura de los materiales iniciales se determinó por el método de la pipeta, y su pH en una suspensión acuosa 1:2,5 m/v (GUITIÁN y CARBALLAS, 1976). El compost fue facilitado por la planta de compostaje del Complexo Medioambiental do Barbanza (A Coruña), y se analizó siguiendo los métodos normalizados UNE para enmiendas de suelos y sustratos de cultivo.

Cada material se mezcló con un 10%, un 25% o un 50% de compost (en peso húmedo), denominándose a las mezclas A90, A75 y A50 (mezclas con arena), L90, L75y L50 (mezclas con lodos de pizarra), y B90, B75 y B50 (mezclas con bentonita). Las dosis respectivas en peso seco serían aproximadamente del 3%, 7% y 14% sobre el total de las mezclas. La capacidad de retención de agua de las muestras sin compactar en el punto de marchitamiento (pF 4,2) se determinó en extractor de Richards (GUITIÁN y CARBALLAS, 1976). Se determinaron las curvas de compactación siguiendo el test Proctor estándar (ASTM D698). Este método es muy utilizado para el estudio de la compactabilidad de suelos y materiales no consolidados, tanto para predecir la estabilidad de construcciones como para determinar la resistencia de suelos agrícolas a la compactación (MARSHALL et al., 1996). Además de la propia curva de compactación, que relaciona la densidad aparente con la humedad, los parámetros que se obtienen son la densidad máxima de compactación y la humedad óptima, a la cual se obtiene la densidad máxima. La densidad real de las muestras se determinó saturando las muestras con tolueno (GUITIÁN y CARBALLAS, 1976), y la porosidad total en el máximo de compactación se calculó a partir de los valores de densidad aparente y densidad real para cada caso.

4. Resultados y discusión

Las propiedades principales del compost fueron las siguientes: pH 8,7; conductividad eléctrica 5,1 dS m^{-1}; densidad aparente seca 0,56 Mg m^{-3}; materia orgánica 38%; porosidad total 73%. Por su parte, los tres materiales minerales estudiados presentaron una distribución de tamaño de partícula altamente homogénea, con predominio de una fracción granulométrica distinta en cada uno de los materiales: arena (>50 μm) en la arena de cuarzo, limo (2-50 μm) en los lodos de pizarra, y arcilla (<2 μm) en la bentonita (Tabla 1).

Tabla 1. Textura y pH de los materiales empleados.

	Arena de cuarzo	**Lodos de pizarra**	**Bentonita**
Arena (%)	85	11	7
Limo (%)	7	78	20
Arcilla (%)	8	11	73
Textura	arenosa franca	franco limosa	arcillosa
pH	5,7	8,4	10,3

Efecto del compost sobre la compactación

La susceptibilidad a la compactación de un suelo depende en buena medida de su textura. Para las texturas gruesas, con mucha arena, la humedad óptima de compactación suele ser muy baja y la densidad correspondiente muy elevada; a medida que la textura se hace más fina, la densidad máxima se reduce y la humedad óptima aumenta (MARSHALL et al., 1996). Coincidiendo con esto, la densidad máxima de compactación de los materiales estudiados aumentó en la secuencia bentonita < lodos < arena, mientras que la humedad óptima de compactación siguió el orden inverso (Figura 1). La adición de dosis crecientes de compost dio lugar a curvas de compactación más planas, con máximos menos claros, que indican una menor influencia de la humedad sobre la compactación. La susceptibilidad a la compactación viene indicada por la pendiente del tramo de ascenso de la curva y, como se puede observar en la Figura, el compost, al hacer más planas las curvas, redujo la compactabilidad de los materiales.

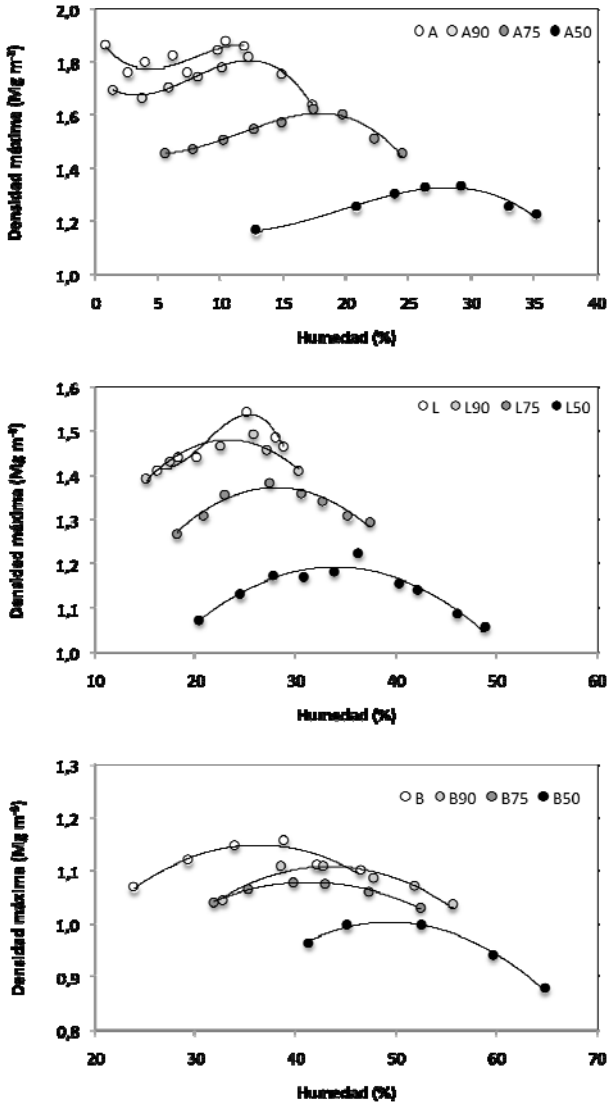


Figura 1. Curvas de compactación los tres materiales minerales y sus mezclas con compost en dosis del 10%, 25% y 50% en peso húmedo.

El compost redujo la densidad máxima de los materiales de modo proporcional a la dosis empleada (Tabla 2, Figura 2). La dosis máxima de compost redujo la densidad máxima de compactación de la arena de 1,88 a 1,33 Mg m^{-3}; la del limo de 1,54 a 1,22 Mg m^{-3}; y la de la arcilla de 1,16 a 1,00 Mg m^{-3}. Numerosos autores han señalado la reducción de la densidad aparente como uno de los principales efectos de la adición de compost al suelo (STOLT et al., 2001; SHUKLA et al., 2005; CURTIS y CLAASSEN, 2009). Valores de densidad aparente por encima de 1,5-1,7 Mg m^{-3}, según los autores, son los límites máximos para la penetración de las raíces y, por lo tanto, para el desarrollo de la vegetación (JOOST et al., 1987; HOSSNER y HONS, 1992), aunque hay que tener en cuenta que la resistencia a la penetración es un factor más importante para el desarrollo vegetal. Es de destacar que el compost no incrementó la porosidad de las mezclas en el máximo de compactación (Tabla 2), lo que indica que la reducción de la densidad aparente de los materiales se debió a la reducción de la densidad real por efecto de la mezcla con la materia orgánica, más ligera.

Tabla 2. Valores de humedad óptima de compactación (H), densidad máxima de compactación ($D_{máx}$), densidad real (D_r), y porosidad en el máximo de compactación para los tres materiales minerales y sus mezclas con compost.

	H (g 100 g^{-1})	$D_{máx}$ (Mg m^{-3})	D_r (Mg m^{-3})	Porosidad (%)
A	10,4	1,88	2,73	31
A90	12,1	1,82	2,64	31
A75	17,4	1,62	2,28	29
A50	29,1	1,33	2,00	33
L	25,2	1,54	3,05	49
L90	25,7	1,49	3,03	51
L75	27,4	1,38	2,77	50
L50	36,2	1,22	2,46	50
B	38,8	1,16	2,58	55
B90	38,5	1,11	2,56	57
B75	39,7	1,08	2,42	56
B50	52,4	1,00	2,27	56

Por su parte, el incremento de la humedad óptima de compactación con la dosis de compost fue en general exponencial (Tabla 2, Figura 2); su efecto fue mayor para la arena, cuyo valor se incrementó desde el 10,4% a un 29,1%; para los lodos de pizarra el incremento fue desde un 25,2% a un 36,2%, y para la bentonita desde un 38,8% a un 52,4%. Este efecto se debe a la elevada capacidad de retención de agua de la materia orgánica, que hace que a valores bajos de humedad este agua quede retenida por la materia orgánica e impida el incremento de la compactación que debería acompañar al incremento de la humedad (HUSEIN MALKAWI et al., 1999). Los autores que han estudiado el efecto de la adición de materia orgánica sobre la compactabilidad de diferentes materiales han obtenido resultados similares a los nuestros. Por ejemplo, STONE y EKWUE (1993) y EKWUE y STONE (1995) observaron que la adición de turba o estiércol, en dosis entre el 4% y 12% en peso, redujo los máximos de compactación de dos suelos de diferente textura (franco-arenosa, y arcillosa) desde 1,51 a 1,26 Mg m^{-3}, al mismo tiempo que la humedad óptima de compactación se incrementó desde un 23,2 a un 32,9% en la dosis más alta. También observaron que las curvas de compactación presentaron menores valores de densidad para el suelo arcilloso. ZHANG et al. (1997) observaron tras la adición de hasta un 8% de turba a suelos de diferente textura (arenosa, franco-limosa, y arcillosa) que la materia orgánica redujo la

compactabilidad, especialmente en los suelos más susceptibles a la compactación. BARZEGAR et al. (2000) observaron que la adición de residuos de cosecha de caña de azúcar en dosis de 6,9 y 15,3 g kg^{-1} (27 y 60 Mg ha^{-1}) redujo la densidad máxima de compactación de tres suelos de textura fina.

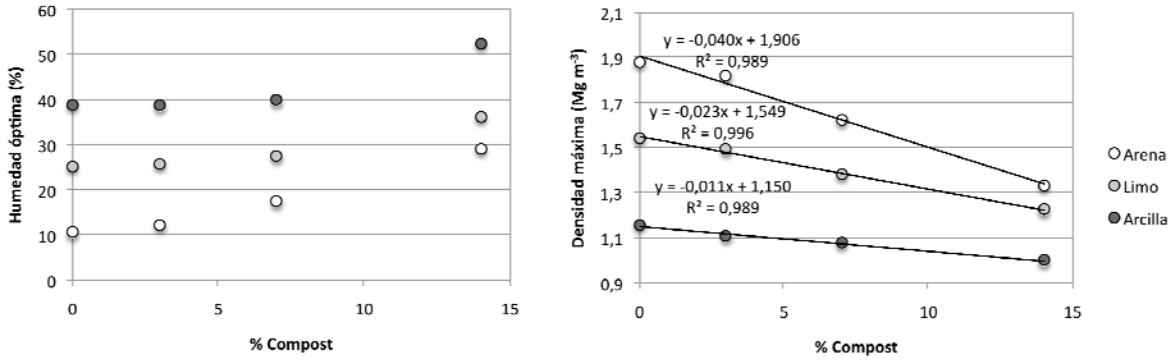


Figura 2. Relación de la dosis de compost con la humedad óptima y la densidad máxima de compactación.

Efecto del compost sobre la capacidad de retención de agua

Complementariamente al estudio del efecto del compost sobre la compactación, se determinó también el efecto sobre la capacidad de retención de agua de los materiales, que es otro de los beneficios potenciales derivados de la adición de compost al suelo. Como se observa en la Tabla 3, la capacidad de retención de agua (CRA) en el punto de marchitamiento (pF 4,2) se incrementó de forma inversa al tamaño de partícula de los materiales, con un valor muy elevado para la bentonita, por estar constituida por arcillas hinchables. La adición de compost incrementó la capacidad de retención de agua a pF 4,2 de la arena y el limo, pero no la de la arcilla. En este caso, las dosis más bajas de compost no modificaron la capacidad de retención de agua, que incluso se redujo notablemente con la dosis más alta. Para la arena y el limo se observó que, a las mayores dosis de compost, la CRA tiende a depender únicamente de la dosis de compost y no de las propiedades del material con el que se mezcla. En el caso de las mezclas con arena, el aumento es proporcional a la dosis porque el compost es el único componente responsable de la retención de agua a pF 4,2. Los cambios en la capacidad de retención de agua pueden atribuirse a un efecto directo de la materia orgánica, que tiene una capacidad de retención de agua muy superior a la de los componentes minerales del suelo (excepto las arcillas). El incremento de la capacidad de retención de agua del suelo tras la enmienda con materiales orgánicos es un efecto muy común y ha sido observado por numerosos autores (HAYNES y NAIDU, 1998; AGGELIDES y LONDRA, 2000; CARTER, 2007; PARADELO et al., 2007, 2009).

Tabla 3. Capacidad de retención de agua a pF 4,2 (g 100 g^{-1}) para los tres materiales minerales y sus mezclas con compost.

A	1,0	**L**	8,1	**B**	81,0
A90	3,5	**L90**	10,1	**B90**	81,5
A75	8,5	**L75**	11,7	**B75**	82,4
A50	16,9	**L50**	20,5	**B50**	62,8

En este sentido, PARADELO et al. (2007, 2009) observaron que el incremento de la capacidad de retención de agua tras la adición de compost se manifiesta de modo más

intenso a las presiones de succión más negativas, debido a que el incremento del área superficial es un efecto inmediato de la adición de materia orgánica, mientras que el efecto sobre la agregación y la porosidad, que daría lugar a incrementos de la retención de agua a menores presiones de succión, puede tardar más tiempo en observarse, pues necesita de la íntima interacción entre materia orgánica y materia mineral, mediada por los microorganismos. Aunque el incremento del punto de marchitamiento pueda ser perjudicial para el desarrollo vegetal porque tiene como consecuencia una reducción del agua disponible para las plantas, puede tener efectos beneficiosos sobre otros procesos importantes en el suelo, tales como la mineralización de la materia orgánica o el movimiento de los microorganismos en condiciones de sequía. La presencia de agua en el suelo es imprescindible para el mantenimiento de la actividad biológica y el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos de los elementos. Hay que destacar que una parte importante de los microorganismos del suelo viven en la película de agua fuertemente adsorbida sobre las superficies de las partículas, siendo muy resistentes a los cambios en el ambiente del suelo, por lo que un incremento de la cantidad de agua retenida a valores elevados de presión puede tener un efecto importante sobre el mantenimiento de la actividad biológica a largo plazo (PARADELO y BARRAL, 2009). Aunque las plantas no puedan extraer agua del suelo a potenciales tan elevados, SIERRA (1997) ha demostrado que la actividad microbiana persiste en estas condiciones, tras observar que las tasas de mineralización de nitrógeno por debajo del punto de marchitamiento (pF 4,2) permanecen en valores próximos al 65% de los valores correspondientes a presiones de succión de pF 2,5 (ligeramente superiores a la capacidad de campo). Finalmente, valores altos de retención de agua ayudan a luchar contra la erosión, porque se impide que el agua de lluvia desagregue y arrastre el suelo.

5. Conclusiones

La adición de dosis crecientes de compost a tres materiales de textura contrastada: arena de cuarzo (85% arena), lodos de serrado de pizarra (78% limo), y bentonita (75% arcilla), dio lugar a curvas de compactación más planas, con máximos menos marcados, que indican un descenso de la influencia de la humedad sobre la compactación. Por otra parte, el compost redujo la densidad máxima de los materiales de modo proporcional a la dosis empleada. La dosis máxima de compost redujo la densidad máxima de compactación de la arena de 1,88 a 1,33 Mg m^{-3}; la del limo de 1,54 a 1,22 Mg m^{-3}; y la de la arcilla de 1,16 a 1,00 Mg m^{-3}. El incremento de la humedad óptima de compactación con la dosis de compost fue exponencial; su efecto fue mayor para la arena, cuyo valor se incrementó desde el 10,4% a un 29,1%; para los lodos de pizarra el incremento fue desde un 25,2% a un 36,2%, y para la bentonita desde un 38,8% a un 52,4%. Además, incrementó la capacidad de retención de agua en el punto de marchitamiento de un 1% a un 17% para la arena, y de un 8% a un 21% para el limo, reduciendo, por el contrario, la de la bentonita desde un 81% a un 63%. En conclusión, el compost de residuos sólidos urbanos tiene un efecto positivo reduciendo la susceptibilidad a la compactación del suelo e incrementando su capacidad de retención de agua, reduciéndose la intensidad de estos efectos a medida que la textura se hace más fina. De hecho, no sería recomendable su utilización en suelos arcillosos, puesto que se incrementaría el riesgo de encharcamiento mientras que el efecto sobre la susceptibilidad a la compactación sería menor que para materiales con menos arcilla.

6. Bibliografía

AGGELIDES, S.M., LONDRA, P.A., 2000. Effect of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technol*. 71, 253-259.

ARAGÓN, A., GARCÍA, M.G., FILGUEIRA, R.R., PACHEPSKY, Ya.A., 2000. Maximum compactibility of Argentine soils from the Proctor test; The relationship with organic carbon and water content. *Soil Till. Res*. 56, 197-204.

BARZEGAR, A.R., ASOODAR, M.A., ANSARI, M., 2000. Effectiveness of sugarcane residue incorporation at different water contents and the Proctor compaction loads in reducing soil compactibility. *Soil Till. Res.* 57, 167-152

BOELS, D., 1982. Physical soil degradation in the Netherlands. En: Boels, D., Davies, B.D., Johnston, A.E. (eds.): Soil degradation. pp. 47-65. A.A. Balkema, Rotterdam.

CARTER, M.R., 2007. Long-term influence of compost on available water capacity of a fine sandy loam in a potato rotation. *Can. J. Soil. Sci.* 87, 535-539.

CURTIS, M.J., CLAASSEN, V.P., 2009. Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. *Restor. Ecol.* 17, 24-32.

EKWUE, E.I., STONE, R.J., 1995. Organic matter effects on the strength properties of compacted agricultural soils. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 38(2), 357-365.

GARCIA PITA, M.C., BENITO RUEDA, E., DÍAZ-FIERROS VIQUEIRA, F., 1986. Preliminary studies of soil compaction in Galicia. *An. Edaf. Agrobiol.* 45, 1415-1430.

GUERIF, J., FAURE, A., 1979. Rôle de la matière organique sur le comportement des sols au compactage. I. Etude Statistique. *Ann. Agron*. 30, 387-399.

GUITIÁN, F., CARBALLAS, T., 1976. Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro, Santiago.

HAERING, K.C., LEE DANIELS, W., FEAGLEY, S.E., 2000. Reclaiming mined lands with biosolids, manures, and papermill sludges. En: Barnhisel, R.I., Darmody, R.G., Daniels, W.L. (eds.): Reclamation of drastically disturbed lands, 2nd edn. pp. 615-644. Soil Science Society of America, Madison.

HAYNES, R.J., NAIDU, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosys*. 51, 123-137.

HARRIS, J., 2009. Soil microbial communities and restoration ecology: Facilitators or followers? *Science* 325, 573-574.

HOSSNER, L.R., HONS, F.M., 1992. Reclamation of mine tailings. En: Lal, R., Stewart, B.A. (eds.): Soil Restoration. Advances in Soil Science, Volume 17. pp. 311-350. Springer-Verlag, New York.

HUSEIN MALKAWI, A.I., ALAWNEH, A.S., ABU-SAFAQAH, O.T., 1999. Effects of organic matter on the physical and the physicochemical properties of an illitic soil. *Appl. Clay Sci.* 14, 257-278.

JOOST, R.E., OLSEN, F.J., JONES, J.H. 1987. Revegetation and minesoil development of coal refuse amended with sewage sludge and limestone. *J. Environ. Anal.* 16, 65-68.

LAL, R., 2001. Soil degradation by erosion. *Land Degrad. Dev.* 12, 519-539.

LIPIEC, J., HATANO, R., 2003. Quantification of compaction effects on soil physical properties and plant growth. *Geoderma* 116, 107-136.

MARSHALL, T.J., HOLMES, J.W., ROSE, C.W., 1996. Soil Physics. 3rd ed. Cambridge University Press, Cambridge.

PARADELO, R., BARRAL, M.T., 2009. Effect of moisture and disaggregation on the microbial activity of soil. *Soil Till. Res.* 104, 317-319.

PARADELO, R., CENDÓN, Y., MOLDES, A.B., BARRAL, M.T., 2007. A pot experiment with mixtures of slate processing fines and compost. *Geoderma* 141, 363-369.

PARADELO, R., MOLDES, A.B., BARRAL, M.T., 2009. Amelioration of the physical properties of slate processing fines using grape marc compost and vermicompost. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1251-1260.

SHUKLA, M.K., LAL, R., EBINGER, M.H., 2005. Physical and chemical properties of a minespoil eight years after reclamation in Northeastern Ohio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 1288-1297.

SIERRA, J., 1997. Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1557-1563.

SOANE, B.D., 1990. The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects. *Soil Till. Res.* 16, 179–201.

STOLT, M.H., BAKER, J.C., SIMPSON, T.W., MARTENS, D.C., MCKENNA, J.R., Fulcher, J.R., 2001. Physical reconstruction of mine tailings after surface mining mineral sands from prime agricultural land. *Soil Sci.* 166, 29-37.

STONE, R.J., EKWUE, E.I., 1993. Maximum bulk density achieved during soil compaction as affected by the incorporation of three organic materials. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 36, 1713-1719.

TATE, R.L., 1985. Microorganisms, ecosystem disturbance and soil-formation processes. En: Tate, R.L., Klein, D.A. (eds.): Soil reclamation processes. Microbiological analyses and applications. pp 1-33. Marcel Dekker, New York.

THOMAS, G.W., HASZLER, G.R., BLEVINS, R.L., 1996. The effects of organic

matter and tillage on maximum compactability of soils using the Proctor test. *Soil Sci.* 161, 502-508.

VETTERLEIN, D., HÜTTL, R.F., 1999. Phosphorus availability in different types of open-cast mine spoil and the potential impact of organic matter application. *Plant Soil* 213, 189-194.

ZHANG, H., HARTGE, K.H., RINGE H., 1997. Effectiveness of organic matter incorporation in reducing soil compactibility. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 239-245.

Influencia de los sistemas de laboreo en los agregados y propiedades hidráulicas del suelo en el suroeste de España

LÓPEZ-GARRIDO R.[1], LÓPEZ M.V.[2], MELERO S.[1], MURILLO J.M.[1], GIRÓN I.[1], MADEJÓN E.[1], PELEGRÍN F.[3], MORENO F.[1]

[1]Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC). Sevilla.
[2]Estación Experimental de Aula Dei, CSIC, Zaragoza.
[3]Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola, Universidad de Sevilla.

Resumen

El laboreo de conservación es de suma importancia en zonas áridas y semiáridas, donde el recurso hídrico es el principal factor limitante para el desarrollo de los cultivos. Además, esta técnica de laboreo mejora las propiedades físicas del suelo y aumenta el contenido de materia orgánica del mismo, hecho comprobado bajo condiciones Mediterráneas. En este trabajo se estudió el efecto del laboreo tradicional y de conservación en dos experimentos distintos, uno de larga duración (15 años de establecimiento), donde se comparó laboreo tradicional (LT_L) con laboreo reducido (LR_L) y otro de corta duración (4 años de establecimiento), comparando laboreo tradicional (LT_C) con no laboreo (NL_C). En todos los tratamientos de ambos experimentos se estudió el efecto sobre distintas propiedades físicas e hidráulicas del suelo. En el experimento de larga duración, los valores de la distribución del tamaño de agregados (DTA), diámetro medio ponderado (DMP) e índice de agregación (IA) fueron mayores en LR_L frente a LT_L, aunque dichos valores no fueron significativamente diferentes. Los valores de estabilidad de agregados al agua de 1-2 mm (EAh) fueron mayores en LT_L con respecto a LR_L, a pesar de que el contenido de carbono orgánico total (COT) y de $CaCO_3$ en estos agregados fue mayor en LR_L. Sin embargo, en nuestras condiciones, el tratamiento de no laboreo parece tener mayor efecto sobre EAh que el laboreo reducido. El incremento de esta variable en NL_C respecto a LT_C se observó después de solo cuatro años de experimentación. En el experimento de larga duración, la conductividad hidráulica (medida in situ con un permeámetro de disco bajo carga (h) negativa) fue más alta en LT_L que en LR_L para h > -20 mm. En el experimento de corta duración, una conductividad hidráulica mas baja en NL_C con respecto a LT_C sugiere una falta de interconexión en los poros del tratamiento NL_C.

Palabras clave
Carbono orgánico total, Conductividad hidráulica, Estabilidad de agregados, Laboreo de conservación.

1. Introducción

El laboreo de conservación (LC) es una técnica de suma importancia en zonas áridas y semiáridas, donde el recurso hídrico es el principal factor limitante para el desarrollo de los cultivos. Ha sido estudiado bajo condiciones Mediterráneas por diversos autores (MORENO et al., 1997; HERNANZ et al., 2002; ORDÓÑEZ-FERNÁNDEZ et al., 2007; ÁLVARO-FUENTES et al., 2008; MADEJÓN et al., 2009; llegándose a la conclusión de que esta técnica puede mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. No obstante, conviene estudiar sus efectos en cada

escenario particular, ya que éstos no sólo dependen de las características climáticas de la zona, sino también de las propiedades del suelo.

La estabilidad de los agregados del suelo (EAh) es una característica crucial que afecta a la sostenibilidad del mismo y, consecuentemente, a la producción agrícola (AMEZKETA, 1999). La estructura del suelo controla un número significativo de procesos y propiedades básicas, como la disponibilidad de agua y nutrientes para el crecimiento vegetal, la dinámica de descomposición de los residuos de cultivo, la susceptibilidad de erosión del suelo y el rendimiento de los cultivos (BRONICK & LAL, 2005). Recientes trabajos sobre este tema abordan numerosos factores que pueden afectar a la estructura del suelo, entre los que cabe destacar las prácticas de manejo que preservan la estabilidad estructural (CARTER, 2004; KAY & MUNKHOLM, 2004; BRONICK & LAL, 2005; CHAN et al., 1994; YANG & WANDER, 1998). La EAh puede proporcionar información clave sobre la capacidad de un suelo para desarrollar las funciones que le son propias, aspecto que define su calidad.

Las principales propiedades del suelo que contribuyen a la formación y estabilización de los agregados incluyen la textura, mineralogía de arcillas, cationes intercambiables, óxidos de Fe y Al y $CaCO_3$, así como el contenido de carbono orgánico total (COT) (MAGDOFF & WEIL, 2004). Por tanto, las prácticas agrícolas que aumenten el COT en el suelo, como es el caso del laboreo de conservación, pueden influir positivamente en su estructura. El laboreo de conservación se ha mostrado eficaz en la mejora de las propiedades hidráulicas del suelo, como han puesto de manifiesto PELEGRÍN et al. (1990) y MORENO et al. (1997) para las condiciones del sur de España.

2. Objetivos

En este trabajo se estudia el efecto del laboreo tradicional y de conservación (laboreo reducido y no laboreo) sobre las propiedades hidráulicas del suelo y las características de los agregados (estabilidad estructural), bajo condiciones semi-áridas de secano, en una zona de clima Mediterráneo. Se pretende comprobar que bajo estas condiciones, el laboreo de conservación puede resultar ventajoso en relación con las propiedades indicadas.

3. Metodología

El experimento se estableció en la finca experimental del Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología (IRNAS-CSIC) de Sevilla (SO España), 37º 28' N, 6º 18' O, 30 m sobre el nivel del mar. El suelo fue clasificado como Xerofluvent. El clima de la zona es típicamente mediterráneo, con inviernos suaves (500 mm anuales de precipitación, promedio de 1971-2004) y veranos muy cálidos y secos. Un área de unos 2500 m^2 fue seleccionada para ubicar las parcelas experimentales. Se establecieron dos experimentos: uno de larga duración (establecido en 1991), en el que se compararon parcelas de laboreo tradicional (LT_L) y laboreo reducido (LR_L), y otro de corta duración (establecido en 2004), donde se compararon parcelas de laboreo tradicional (LT_C) y no laboreo (NL_C). El tratamiento LT_L consistió en la aplicación del arado de vertedera hasta 25-30 cm de profundidad, tras la quema del rastrojo procedente del cultivo anterior (esta práctica fue suprimida desde 2003) y LR_L se caracterizó por no usar el arado de vertedera y por la reducción del número de operaciones mecánicas, dejando sobre la

superficie del suelo los restos de cosecha del cultivo anterior (para más detalles, véase MORENO et al., 1997). En LT_C la quema de rastrojo nunca se aplicó, al estar prohibida al inicio del experimento.

En todas las parcelas se estableció una rotación trigo-girasol. En el año 2004 se incluyó un cultivo de guisante forrajero en la rotación.

Durante el periodo 2006-2007 se tomaron muestras de suelo de todas las parcelas a distintas profundidades (0-5, 5-10 y 10-25 cm), con el fin de estudiar agregación, materia orgánica (suelo y agregados) y $CaCO_3$ (agregados), además de las correspondientes propiedades hidráulicas. La distribución de tamaño de agregados (DTA) se obtuvo mediante una tamizadora vertical electromagnética (Fritsch analysette 3 PRO), usando tamices del tamaño de 4, 2, 1, 0,5, 0,25 y 0,05 mm. El diámetro medio ponderado (DMP) y el índice de agregación (IA) fueron calculados por el método de YOUNKER & MCGUINESS (1957). La estabilidad de agregados al agua (EAh) se determinó en agregados secos de 1-2 mm según el método de KEMPER & ROSENAU (1986). Las propiedades hidráulicas del suelo, conductividad hidráulica (K) y sortividad (S) se determinaron *in situ* mediante un infiltrómetro de disco bajo carga (h) negativa (PERROUX & WHITE, 1988) en el rango próximo a saturación ($-120 < h < 0$ mm), utilizando la aproximación de ANKENY et al. (1991).

4. Resultados

Tanto en el experimento de larga como en el de corta duración, los contenidos de COT a 0-5 y 5-10 cm de profundidad, tendieron a ser mayores bajo los tratamientos de laboreo de conservación (LR_L y NL_C) con respecto a sus correspondientes tratamientos de laboreo tradicional (LT_L y LT_C) (Tabla 1).

Tabla 1. Carbono orgánico total (COT, g kg^{-1}) a diferentes profundidades en la muestra completa de suelo y en los agregados de 1-2 mm de todos los tratamientos. Para cada profundidad, diferencias significativas entre tratamientos se indican mediante asterisco.

Experimento	Profundidad (cm)	Tratamiento	COT (g kg^{-1})	
			Suelo total	Agregados (1-2 mm)
Larga duración	0-5	LT_L	11.4	12.4*
		LT_R	11.7	14.0
	5-10	LT_L	8.4	9.3
		LT_R	9.7	10.7
	10-25	LT_L	7.1	7.9
		LT_R	6.5	9.1
Corta duración	0-5	LT_C	8.7	10.4
		NL_C	8.8	11.3
	5-10	LT_C	8.9	9.4
		NL_C	7.3	9.4
	10-25	LT_C	6.3	7.8
		NL_C	5.8	6.7

Por otra parte, los valores de DTA, DMP e IA fueron ligeramente mayores en los dos tratamientos de laboreo de conservación (LR_L y NL_C) con respecto a sus correspondientes de laboreo tradicional, aunque las diferencias no fueron significativas (Figuras 1 y 2).

Sin embargo los valores de EAh en los agregados de 1-2 mm fueron mayores en LT_L con respecto a LR_L, a pesar de que los contenidos de COT (Tabla 1) y $CaCO_3$ en estos agregados fueron mayores en LR_L (17%, $CaCO_3$) que en LT_L (13%). Por el contrario, esta variable fue ligeramente mayor en NL_C con respecto a LT_C (Figura 2).

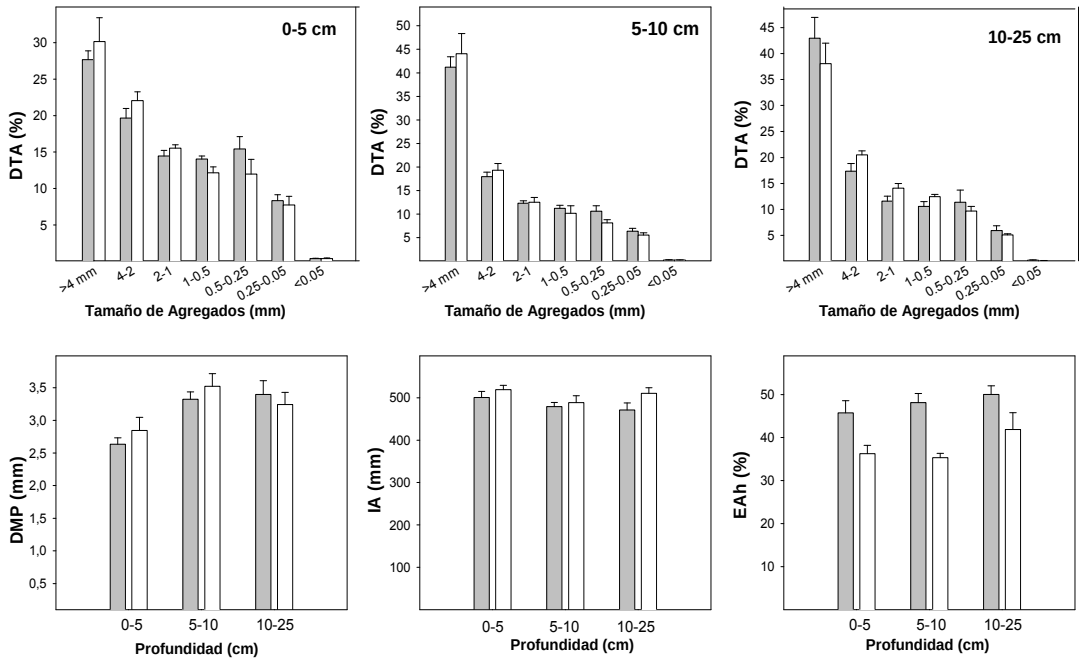


Figura 1. Distribución de tamaño de agregrados (DTA), diámetro medio ponderado (DMP), índice de agregación (IA) y estabilidad de agregados 1-2 mm (EAh) a distintas profundidades (0-5, 5-10 y 10-25 cm) en los tratamientos del experimento de larga duración, LT_L (barras grises) y LR_L (barras blancas).

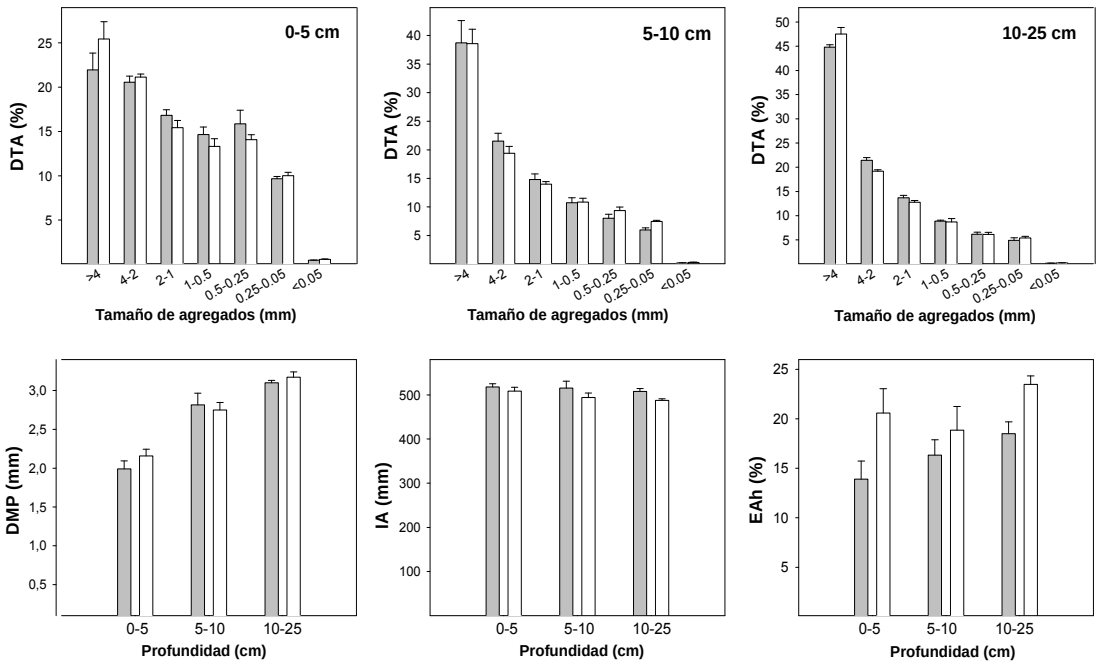


Figura 2. Distribución de tamaño de agregrados (DTA), diámetro medio ponderado (DMP), índice de agregación (IA) y estabilidad de agregados 1-2 mm (EAh) a distintas profundidades (0-5, 5-10 y 10-25 cm) en los tratamientos del experimento de corta duración, LT_C (barras grises) y NL_C (barras blancas).

La densidad es otra variable que puede afectar a la estabilidad de los agregados. En este estudio no se observaron diferencias significativas entre tratamientos en ningún caso, aunque en ocasiones la densidad aparente resultó algo mayor bajo LT_L (Tabla2).

Tabla 2. Densidad del suelo (Mg m^{-3}) en diferentes fechas durante el periodo experimental. No existen diferencias significativas entre tratamientos.

Profundidad (cm)	Tratamiento	12-12-2006	15-01-2007	15-05-2007	22-01-2008
0 - 5	LT_L	1.43 ± 0.09	1.46 ± 0.05	1.16 ± 0.04	1.22 ± 0.07
	LR_L	1.35 ± 0.05	1.39 ± 0.07	1.20 ± 0.03	1.08 ± 0.04
	LT_C	1.40 ± 0.06	1.45 ± 0.08	1.26 ± 0.05	1.28 ± 0.04
	NL_C	1.38 ± 0.09	1.32 ± 0.03	1.51 ± 0.10	1.29 ± 0.04
5 - 10	LT_L	1.55 ± 0.04	1.68 ± 0.02	1.53 ± 0.06	1.46 ± 0.05
	LR_L	1.53 ± 0.03	1.53 ± 0.07	1.70 ± 0.03	1.55 ± 0.04
	LT_C	1.61 ± 0.02	1.67 ± 0.02	1.55 ± 0.08	1.53 ± 0.01
	NL_C	1.59 ± 0.01	1.57 ± 0.03	1.66 ± 0.03	1.60 ± 0.04

En la figura 3 se muestran los resultados de conductividad hidráulica (K), sortividad (S) y radio medio de poro (λ_m), medidos *in situ* en la superficie del suelo en los tratamientos de los experimentos de larga y corta duración. En el experimento de larga duración, la conductividad hidráulica fue más alta en LT_L que en LR_L para h > -20 mm. Sin embargo, en el experimento de corta duración, la conductividad hidráulica resultó más baja en NL_C que en LT_C.

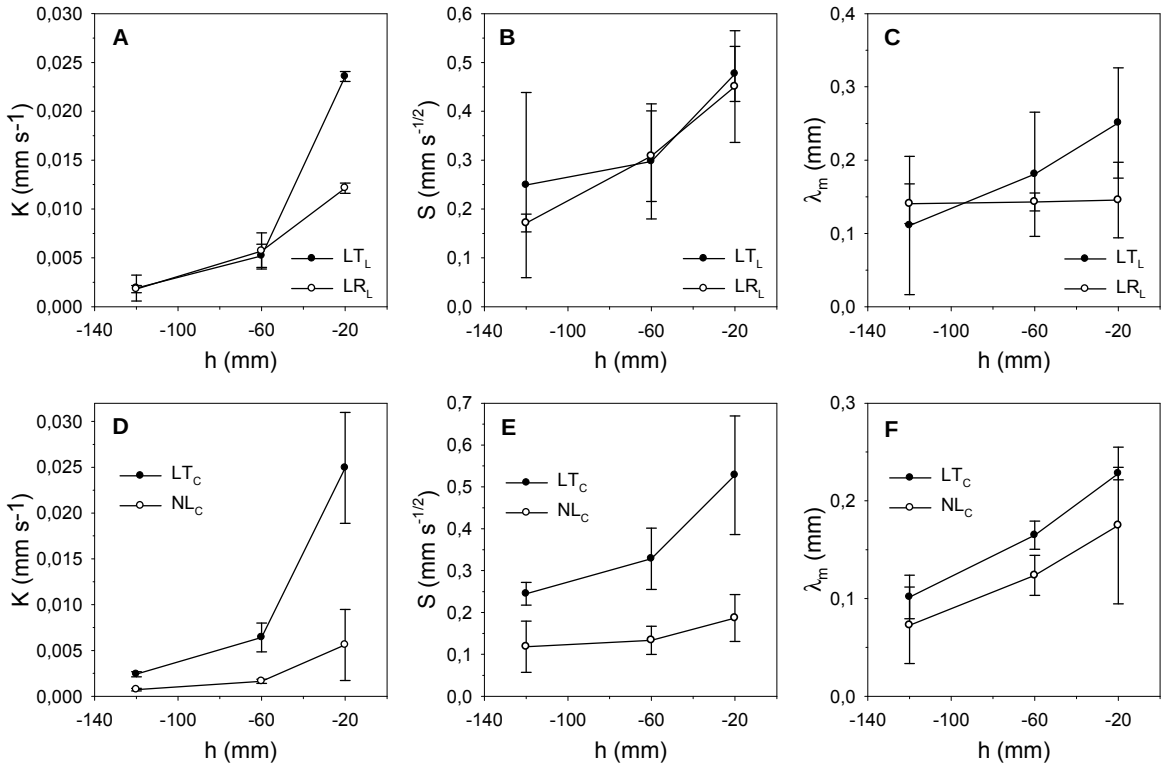


Figura 3. Variación de conductividad hidráulica (K), sortividad (S) y radio medio de poro *(λ_m) a diferentes succiones impuestas (h). Las gráficas A, B y C corresponden al experimento de larga duración D, E y F al de corta. Las líneas verticales representan la desviación estándar.*

5. Discusión

Los mayores contenidos de COT en LR_L con respecto a LT_L después de 15 años desde el establecimiento, corroboran lo que se ha venido observando en otros estudios, esto es, que el laboreo de conservación produce mejoras en el suelo, en lo que a materia orgánica se refiere (aunque sólo se registró una diferencia significativa a nivel de agregados y profundidad de 0-5 cm). Por el contrario, los valores de EAh resultaron ligeramente superiores bajo LT_L. Hay que tener en cuenta, que la agregación es una propiedad temporal, producto de la interacción de la biota del suelo con los componentes minerales y orgánicos, siendo afectada por el uso y manejo del suelo, especialmente bajo no laboreo. Efectivamente, bajo nuestras condiciones el no laboreo parece ser más efectivo que el laboreo reducido para mejorar las diferentes propiedades relativas a la estructura del suelo.

El hecho de que en el experimento de larga duración la variable EAh haya resultado ligeramente superior bajo LT_L puede ser debido a una conjunción de distintos factores. Por ejemplo, ligeros aumentos de la densidad del suelo bajo LT_L (observado algunas veces en años húmedos, Tabla 2) puede haber facilitado un ligero aumento relativo de estabilidad. La actividad de lombrices, mayor bajo LR_L, también puede haber alterado la estabilidad estructural, aumentándola o disminuyéndola, dependiendo de la textura y mineralogía del suelo, un aspecto que deberá ser estudiado bajo nuestras condiciones experimentales.

También habría que considerar el diferente manejo de estos tratamientos (LT_L y LT_C) en relación a la quema del rastrojo realizada anualmente años atrás. El fuego es un factor importante que también puede haber influido en la agregación del suelo, afectando a su hidrofobicidad (MACDONALD & HUFFMAN, 2004).

Después de un incendio (o quema de rastrojos) son varios los factores que pueden afectar a la intensidad y persistencia de la repelencia al agua de un suelo, tales como la severidad de la quema, la textura del suelo, humedad y tiempo transcurrido desde la quema (DEBANO, 2000; MACDONALD & HUFFMAN, 2004). Algunos autores todavía han encontrado importante hidrofobicidad en suelos después de 22 meses de efectuada la quema (HUFFMAN et al., 2001). Con el tiempo, este nivel de hidrofobicidad podría irse diluyendo, aunque no sería de extrañar que todavía se encontraran ligeras diferencias a más largo plazo en suelos que durante muchos años han sido sometidos a quema de rastrojos.

Por eso pensamos que en nuestro caso todavía puede estar presente cierto grado de hidrofobicidad en el tratamiento LT_L, derivado de la quema de rastrojo desde 1991 hasta 2003, una práctica que no se aplicó en el tratamiento LT_C. Esto podría explicar la existencia de una mayor resistencia de los agregados al agua en el tratamiento LT_L con respecto a LR_L. Por lo general, la humectabilidad y la repelencia del suelo están indirectamente cuantificados por el tiempo de penetración de las gotas de agua caída, o los test de molaridad con etanol (LETEY, 1969; CZACHOR, 2007), estudios actualmente en curso en nuestros laboratorios. Hoy día se acepta que la repelencia del suelo al agua es el resultado del revestimiento de la materia orgánica por las partículas minerales del suelo (JARAMILLO et al., 2000; POULENARD et al., 2004), aspecto que aún debe ser estudiado con mayor profundidad en agricultura de conservación bajo condiciones semiáridas de secano.

La conductividad hidráulica (Figura 3A) fue significativamente mayor ($p<0.05$) en LT_L que en LR_L para $h > -20$ mm en el experimento de larga duración.

La sortividad fue similar bajo ambos tratamientos del experimento de larga duración (Figura 3B). Las diferencias de conductividad hidráulica entre tratamientos, podrían atribuirse a la diferente consolidación del suelo, y, en concordancia con el radio medio de poro, fue mayor en LT_L que en LR_L para $h > -60$ mm (Figura 3C). Estos resultados son similares a los obtenidos por MORENO et al. (1997), tres años después del establecimiento de este experimento de larga duración.

En el experimento de corta duración, los valores de K, S y λ_m (Figuras 3D, 3E y 3F, respectivamente) fueron mayores en LT_C con respecto a NL_C en el rango $-120 < h < 0$ mm, con diferencias estadísticas significativas ($p<0.05$) para K y S. La menor conductividad hidráulica en NL_C comparado con LT_C, aparentemente parece contradictorio, con el hecho de que λ_m no fue significativamente diferente entre tratamientos, y sugiere la falta de poros interconectados en NL_C, como observaron ANGULO-JARAMILLO et al. (1997).

6. Conclusiones

Bajo nuestras condiciones experimentales, el laboreo de conservación ha ocasionado a largo plazo un aumento del contenido de COT, aunque la diferencia respecto al tradicional sólo resultó significativa a nivel de agregados en superficie (0-5 cm). En el experimento de corta duración se observó la misma tendencia, aunque las diferencias no resultaron significativas en ningún caso, debido posiblemente al corto tiempo de experimentación.

También se observaron mejoras en propiedades relativas a la estructura del suelo, como la distribución de tamaño de agregados, el diámetro medio ponderado y el índice de agregación, mejoras derivadas del establecimiento del laboreo de conservación, tanto a largo como a corto plazo. Sin embargo, la estabilidad al agua de los agregados (1-2 mm) sólo resultó ligeramente superior bajo no laboreo (experimento de corta duración), sin que por el momento se haya podido determinar la causa de este comportamiento del suelo (en estudio).

En el experimento de larga duración, la conductividad hidráulica fue mayor en LT_L que en LR_L para $h > -20$ mm en concordancia con el radio medio de poro. En el experimento de corta duración, la baja conductividad hidráulica en NL_C con respecto a LT_C, sugiere la baja interconexión de poros en el tratamiento de no laboreo.

7. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT) la concesión del proyecto AGL2005-2423, en cuyo marco se ha realizado este estudio.

8. Bibliografía

AMÉZKETA, E., 1999. Soil aggregate stability: a review. *J. Sust. Agric.*, Vol. 14 (2/3) 83-151.

ANGULO-JARAMILLO, R., MORENO, F., CLOTHIER, B.E., THONY, J.L., VACHAUD, G., FERNÁNDEZ-BOY, E., CAYUELA, J.A., 1997. Seasonal variation of hydraulic properties of soils measured using a tension disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal* **61,** 27-32.

ANKENY, M.D., AHMED, M., KASPAR, T.C., HORTON, R., 1991. Simple field method determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal* **55,** 467-470.

BRONICK, C.J., LAL, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*; 124 (1-2): 3-22.

CARTER, M.R., 2004. Advances in soil structure research. Special Issue of Soil and Tillage Research, vol. 79. *Soil Till. Res*.; p. 1-127.

CHAN, K.Y., HEENAN, D.P., ASHLEY, R., 1994. Seasonal changes in surface aggregate stability under different tillage and crops. *Soil Till. Res.,* 28 (3-4): 301-14.

CZACHOR, H., 2007. Applicability of the Washburn theory for determining the wetting angle of soils. *Hydrol. Process*., 21, 2239-2247.

DEBANO, L.F., 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments. *J. Hydrol*., 231-232, 195-206.

HERNANZ, J.L., LÓPEZ, R., NAVARRETE, L., SÁNCHEZ-GIRÓN, V., 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil Till. Res.* 66 (2), pp. 129-141.

HUFFMAN, E.L., MACDONALD, L.H., STEDNICK, J.D. 2001. Strength and persistence of fire-induced soil hydrophobicity under ponderosa and lodgepole pine, Colorado Front range. *Hydrol. Process*., 15, 2877-2892.

JARAMILLO, D.F., DEKKER, L.W., RITSEMA, J.C.J., HENDRICKX, M.H., 2000. Occurrence of soil water repellency in arid and humid climates. *Journal of Hydrology,* 231-232, pp. 105-111.

KAY, B.D., MUNKHOLM, L.J., 2004. Management-induced soil structure degradation-organic matter depletion and tillage. In: Schjonning P, et al, editor. Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture. Oxford Univ. Pr. P. 185-97.

KEMPER, W.D., ROSENAU, R.C., 1986. Aggregate stability and size distribution. In: Klute A, editor. Methods of Soil Analysis, Part 2. Agronomy-Madison: *Soil Sci. Soc. A*., pp. 425-442.

LETEY, J., 1969. Measurement of contact angle, water drop penetration time, 0Symposium on Water Repellent Soils. Univ. California, Riverside, 43-47. *J. Hydrol*., 231-232, 105-111.

MACDONALD, L.H., HUFFMAN, E.L., 2004. Post-fire soil water repellency: persistence and soil moisture thresholds. *Soil Sci. Soc. Am. J.,* 68, 1729-1734.

MAGDOFF, F., WEIL, R., 2004. Soil Organic Matter Management Strategies. In: Soil Organic matter in sustainable agriculture. Pp 45-65. Magdoff, F and Weil, R.R (eds). CRC Press LLC. New York.

MORENO, F., PELEGRÍN, F., FERNÁNDEZ, J.E., MURILLO, J.M., 1997. Soil physical properties, water depletion and crop development under traditional and conservation tillage in southern Spain. *Soil Till. Res*., 41, 25-42.

MORENO, F., MURILLO, J.M., PELEGRÍN, F., GIRÓN, I.F., 2006. Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active $CaCO_3$. *Soil Till. Res.* 85 (1-2), pp. 86-93.

PELEGRÍN, F., MORENO, F., MARTÍN-ARANDA, J., CAMPS, M., 1990. The influence of tillage methods on soil physical properties and water balance for a typical crop rotation of SW Spain. *Soil & Tillage Research* **16,** 345-358.

PERROUX, K.M., WHITE, I., 1988. Designs for disc permeameters. *Soil Science Society of America Journal* **52,** 1205-1215.

POULENARD, J., MICHEL, J.C., BARTOLI, F., PORTAL, J.M., PODWOJEWSKI, P., 2004. Water repellency of volcanic ash soils from Ecuadorian paramo: effect of water content and characteristics of phydrophobic organic matter. *Eur. J. Soil Sci*., 55, 487-496.

YANG, X., WANDER, M.M., 1998. Temporal changes in dry aggregate size and stability: tillage and crop effects on a silty loam Mollisol in Illinois. *Soil Till. Res.;* 49 (3): 173-83.

YOUKER, R.E., MCGUINESS, J.L., 1957. A short method of obtaining mean weight-diameter values of aggregate analyses of soils. *Soil Sci.* 1957; 83: 91-94.

Variación estacional de la respiración basal y actividad deshidrogenasa en suelos de un transecto de la sierra de las moreras (mazarrón, murcia)

GIL VÁZQUEZ, J.M., SÁNCHEZ NAVARRO A., MARÍN SANLEANDRO, P., DELGADO INIESTA, M.J., ORTÍZ SILLA, R.

Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Química. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100 Murcia.

Resumen

Las zonas mediterráneas semiáridas del sureste español y en particular la Región de Murcia presentan suelos degradados y en vías de desertificación debido tanto a las adversas condiciones climatológicas de las zonas implicadas como a las acciones antrópicas demasiado agresivas llevadas a cabo sobre suelos agrícolas principalmente. Desde una perspectiva social y ambiental, se debe tender hacia la conservación y protección del suelo como recurso natural que es. Los parámetros microbiológicos y bioquímicos son los más sensibles frente a perturbaciones que pueda sufrir el ecosistema, siendo los parámetros físicos y químicos de más lenta respuesta. Por ello, los atributos biológicos suelen ser los seleccionados para evaluaciones de la calidad del suelo a corto plazo. En este trabajo se pretende comprobar la variabilidad estacional de los parámetros biológicos en suelos de ecosistemas mediterráneos semiáridos con el fin de poder consolidarlos como herramientas a implementar en programas nacionales e internacionales de seguimiento de la salud del suelo. Para ello se ha seleccionado un transecto ubicado en la Sierra de Las Moreras, en el paraje de *Los LLanicos* dentro de la Hoja del M.T.N. 976 (Mazarrón), con el fin de comprobar la influencia de la cubierta vegetal y la topografía. Los parámetros biológicos, muestran cambios estacionales en la respiración basal y en la actividad deshidrogenasa. Se ha producido un descenso en primavera y un aumento en otoño de la respiración basal y un incremento de la actividad deshidrogenasa en verano. Ambos parámetros pueden ser considerados de rápida respuesta y muy sensibles a las condiciones de temperatura y humedad. Por ello se puede concluir que los parámetros biológicos son buenos indicadores de cambios estacionales en los suelos de sureste español. La presencia de *Stipa tenacissima* aumenta la fertilidad y mejora las condiciones microclimáticas del suelo, lo que permite la creación de microambientes adecuados para la proliferación microbiana en el suelo, siendo por ello una especie vegetal que mejora la calidad biológica de los suelos en todas las estaciones y por ello puede ser considerado como un buen indicador biológico en suelos de áreas mediterráneas semiáridas. El *Osyrys quadripartita* es una especie que permite la proliferación de microorganismos en verano, pues es en esta época dónde las altas temperaturas y escasa humedad del sureste español hacen que los microorganismos presenten un mayor nivel de estrés, esta especie aporta el sustrato necesario para que puedan estar más activos y mantener así su maquinaria oxidativa en un nivel alto.

Palabras clave

Calidad del suelo, parámetros biológicos, respiración basal, actividad deshidrogenasa, transecto, zona mediterránea semiárida.

1. Introducción

En lo que respecta al interés que actualmente tiene todo aquello relacionado con la actividad metabólica de un suelo y considerando como de máxima importancia a la parte viva, el uso de parámetros bioquímicos así como de aquellos que hacen referencia a su biomasa microbiana, es cada vez mayor en estudios avanzados de la Ciencia del Suelo y sin su ayuda sería imposible llegar a entender la funcionalidad de un suelo (Burns, 1982, Dick y Tabatabai, 1993). La correcta interpretación de estos parámetros permite conocer el por qué de muchos de los procesos degradativos que se dan en el suelo, y ayuda a prevenirlos, contribuyendo así a la conservación de este recurso natural. Es por ello que en esta investigación hemos querido hacer un primer estudio y monitorización del suelo con parámetros de tipo bioquímico y microbiológico.

La verdadera importancia de los microorganismos en cuanto a su relación con la calidad de un suelo, o con procesos de degradación o recuperación del mismo, no es tanto conocer los tipos de micoorganismos que llevan a cabo funciones concretas, sino la actividad microbiana en ese determinado ambiente. Para ello, parámetros de tipo bioquímico pueden constituir un importante punto de partida.

De entre todos los parámetros que pueden aportar información sobre la calidad o degradación de un suelo, aquellos de índole microbiológica y bioquímica son los que resultan más sensibles frente a cualquier perturbación que pueda sufrir el ecosistema, siendo los parámetros físicos y químicos de más lenta respuesta. Es por ello que los atributos biológicos suelen ser los seleccionados para evaluaciones a corto plazo. La actividad biológica es muy variable y es dependiente de varios factores como la humedad, temperatura, contenido en arcilla, pH, etc. Se puede decir que existe un equilibrio entre el suelo y los microorganismos, siendo éstos indicadores de la calidad y fertilidad de los mismos.

La biomasa microbiana produce respuestas más rápidas al estrés ambiental que los organismos superiores, debido a que poseen una íntima relación con el ambiente que los rodea asociado a su elevada relación entre superficie y volumen. En relación a este hecho, cambios en las poblaciones microbianas o en su actividad pueden preceder a cambios detectables en ciertas propiedades físicas y químicas, de modo que actúan como un síntoma temprano de degradación del suelo, por lo que han sido implementados en varios programas nacionales e internacionales de seguimiento de la salud del suelo (Nielsen y Winding, 2002). Asimismo, Powlson y Jenkinson (1981) y Powlson et al., (1986) propusieron el seguimiento de la biomasa microbiana para estudiar la mayor o menor idoneidad de las diferentes prácticas agrícolas, a fin de evitar pérdidas en el contenido en materia orgánica.

La actividad microbiana comprende todas las reacciones bioquímicas catalizadas por los microorganismos en el suelo, desempeñando un papel fundamental en los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes, en las transformaciones de la materia orgánica y en la formación de la estructura física del suelo (Gregorich et al., 1994), por lo que es considerada como un buen indicador de la fertilidad y del estado general del mismo (Smith y Papendick, 1993). El análisis de indicadores microbianos relacionados con los ciclos biogeoquímicos de los elementos que componen la materia orgánica (carbono, nitrógeno, fósforo, azufre, etc.) representa una medida a nivel global en los sistemas naturales, pues de tales ciclos dependen el desarrollo y funcionamiento general de los

ecosistemas (Nielsen y Winding, 2002). Esto es especialmente importante en el caso del carbono y del nitrógeno, puesto que ambos son componentes mayoritarios de la materia orgánica, y además en el suelo se desarrollan procesos fundamentales en el ciclo de ambos elementos.

Entre las propiedades biológicas estudiadas se encuentran:

Listado de especies vegetales presentes en un suelo y estimación de su cobertura al ser considerado por algunos autores (Westhof, y Maarel Van der, 1978) como uno de los mejores indicadores biológicos a la vez que sencillo de realizar, siempre y cuando se tengan conocimientos de las distintas especies vegetales presentes en la zona de estudio.

Actividad deshidrogenasa como medida de la actividad enzimática total del suelo (García et al., 1997). La determinación de las actividades enzimáticas del suelo está adquiriendo una importante relevancia debido a que, dado que son esenciales para que el suelo realice sus funciones de manera correcta (Burns, 1982), su medida dará idea de la actividad metabólica del suelo y servirá de ayuda para entender la funcionalidad del mismo. En el suelo, la actividad metabólica es la responsable de procesos tan importantes como los de mineralización y humificación de la materia orgánica, los cuales incidirán a su vez sobre otra serie de procesos donde intervienen algunos elementos fundamentales (C, N, P y S), así como todas las transformaciones en las que interviene la propia biomasa microbiana del suelo.

La respiración de los microorganismos del suelo por tener un claro significado ecológico, y una enorme importancia hoy en día dentro del conocimiento de la calidad y salud el mismo (García et al., 2003). Con este parámetro se pretende conocer el estado biológico del suelo a partir del C-CO_2 desprendido en un tiempo determinado. La respiración del suelo, entendida como la oxidación biológica de la materia orgánica hasta CO_2 y H_2O llevada a cabo por los organismos aerobios, ocupa una posición clave en el ciclo del carbono a nivel global. La medida de respiración es una de las técnicas más empleadas tradicionalmente para cuantificar la actividad de los microorganismos del suelo (Zibilske, 1994; Alef, 1995), debido a que está relacionada con el contenido en materia orgánica del suelo, así como con el desarrollo y actividad de la biomasa microbiana (Alef, 1995). Además, este parámetro está influenciado por la temperatura, humedad, disponibilidad de nutrientes, estructura del suelo y por la presencia de sustancias tóxicas tales como pesticidas o metales pesados (Brookes, 1995), por lo que también es utilizado para la evaluación de la recuperación de suelos contaminados por metales (Clemente et al., 2006, 2007, De la fuente, 2009).

En relación con la respiración microbiana, se define el cociente metabólico (q CO2) como la tasa de respiración por unidad de biomasa microbiana (Anderson y Domsch., 1990; Coleman y Crossley, 1995). Un elevado valor de este índice puede ser interpretado en ciertos síntomas de estrés (Sparling, 1997), de modo que no es un parámetro ampliamente aceptado para la evaluación de la calidad en suelos degradados (Anderson y Domsch, 1990).

La respiración del suelo puede medirse bien directamente en campo, bajo condiciones naturales, o en laboratorio, donde las condiciones experimentales de humedad y temperatura, de gran incidencia en el valor de este parámetro, pueden ser mejor controladas. La respiración del suelo medida en campo será reflejo de la actividad

biológica global del suelo, mientras que las medidas de laboratorio nos darán idea de la actividad microbiológica existente en el mismo (García et al., 2003).

La medida de la respiración microbiana ha sido empleada con fines muy diversos, tales como: a) la estimación de la biomasa microbiana del suelo que realmente está activa (West et al., 1988); b) el estudio de los procesos de mineralización y estabilización de la materia orgánica, a fin de conocer la naturaleza de esta materia orgánica y cómo tanto ésta como los nutrientes del suelo pueden ser mejor conservados y utilizados; c) el establecimiento de la influencia de las condiciones climáticas y de tipo de manejo del suelo en la actividad global de la biomasa del suelo; d) para conocer el efecto de determinadas variables sobre la oxidación de la materia orgánica; e) para determinar el grado de recuperación de suelos degradados; y f) como marcador de la contaminación de suelos ya que en presencia de productos potencialmente tóxicos, esta medida permite evaluar los daños causados por estos productos sobre las funciones fisiológicas de los suelos (Nannipieri et al., 1990).

A pesar de la importancia que tiene el estudio de parámetros bioquímicos del suelo, debemos poner de manifiesto aquí uno de los mayores problemas que en la actualidad existen en este campo, y es precisamente su determinación analítica. La falta de estandarización de técnicas de medida para parámetros indicativos de actividad metabólica de suelos aparece como uno de los grandes problemas para popularizar más los estudios basados en su empleo. La mencionada falta de estandarización de metodologías se ve influenciada por una gran cantidad de factores, tanto ambientales (temperatura, humedad, etc.), como del propio trabajo analítico (cantidad de sustrato, condiciones de trabajo, etc.), y todos ellos inciden sobre las determinaciones de los parámetros bioquímicos de suelos (García et al., 2003).

2. Objetivos

El objetivo que se ha planteado en el siguiente trabajo ha sido realizar una monitorización estacional de parámetros de índole general que pueden dar una idea de la actividad microbiana general del suelo en un transecto de la Sierra de las Moreras (Mazarrón, Murcia). Se pretende comprobar la variabilidad estacional de los parámetros biológicos en suelos de ecosistemas mediterráneos semiáridos con el fin de poder consolidarlos como herramientas a implementar en programas nacionales e internacionales de seguimiento de la salud del suelo.

3. Metodología

Descripción de la zona de experimentación

El transecto seleccionado pertenece a la Hoja del M.T.N. 976 (Mazarrón) E 1:50.000, la cual se encuentra situada en el sur de la Región de Murcia (Figura 1). Esta Hoja ocupa, en su mayor parte, la zona central existente entre los extremos orientales de las sierras de Almenara y de lo Alto, perteneciente mayoritariamente al término municipal de Mazarrón. La situación de esta área al sur de la Región de Murcia, encuadrada en el extremo oriental del Sistema Penibético y muy próxima al mar le confiere una serie de características particulares.



Figura 1. Mapa de situación y esquema de la delimitación de la Hoja del M.T.N. 976 (Mazarrón).

Se trata de un transecto ubicado en la Sierra de Las Moreras, en el paraje de *Los LLanicos* (Figura 2). Presenta una orientación noreste y una pendiente que oscila desde 80 % en las muestras M1, M2 y M3 (Leptosoles Rendsicos, F.A.O.-I.S.R.I.C.-I.U.S.S., 2006), a una pendiente del 15 % en las muestras M4 (Calcisol Pétrico), M5 (Kastanozem Cálciso), M6 y M7 (Calcisoles Háplicos). La litología predominante es de rocas carbonatadas y la tipología de cobertura vegetal es muy diversa, desde suelos naturales con vegetación de matorral y arbustos de bajo porte, hasta suelos abandonados, pasando por la presencia de suelos dedicados exclusivamente al cultivo de secano (Tabla 1).



Figura 2. Detalle del transecto Los Llanicos situado sobre ortofoto.

Toma de muestras

Se tomaron siete muestras de capa arable (0-30 cm) en tres estaciones del año (primavera, verano y otoño de 2009) desde la cima hasta la parte baja o piedemonte y bajo diferente cobertura vegetal y posición topográfica, con la finalidad de observar posibles cambios en la actividad biológica de estos suelos debidos a las estaciones del año y la vegetación (Figura 3).

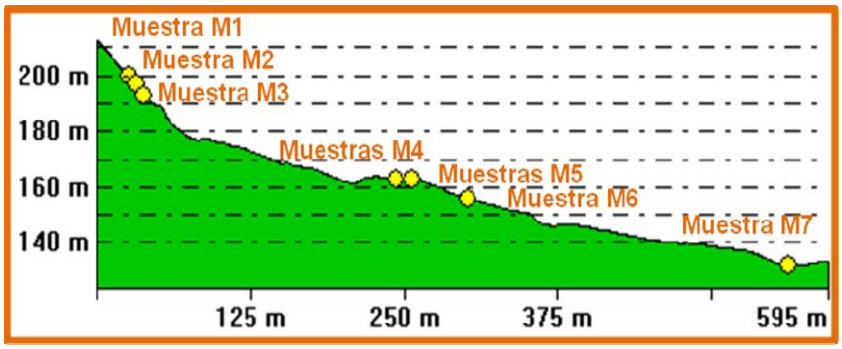


Figura 3. Corte topográfico del transecto Los Llanicos.

Para la toma de muestras se han realizado tres calicatas de la capa arable (0-30 cm) en el suelo tomando muestra de las tres, y mezclándolas para conseguir una muestra homogénea y así ser empleada posteriormente en los métodos de laboratorio correspondientes.

Análisis

Listado de especies vegetales y estimación de la cobertura vegetal. Se han determinado siguiendo las recomendaciones de la F.A.O. (1977). La estimación de la cobertura vegetal viene expresada en %.

Ensayo de respiración (medida de desprendimiento de CO_2). Determinación del desprendimiento de C-CO_2 por los microorganismos, durante la incubación del suelo en un sistema cerrado. El CO_2 desprendido es medido en un analizador de gases IR (García et al, 2003). Los resultados se expresan en mg CO_2/kg diaria

Actividad Deshidrogenasa: Método de Trevors et al. (1982) modificado por García et al., (1993), cuyo principio se basa en la estimación del iodonitrotetrazolio formazán (INTF) formado por reducción cuando el suelo es incubado con 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio (INT) como aceptor de electrones, en ausencia de tampón. Su contenido viene dado en µg INTF/g día.

$$\mathbf{INT + 2H^{+} + 2é} \xrightarrow{\text{Deshidrogenasa}} \mathbf{INTF\ (490nm)}$$

4. Resultados

De entre todos los parámetros biológicos descritos en la literatura, y como anteriormente se ha comentado, se ha seleccionado el listado de especies vegetales y estimación de la cobertura vegetal al ser considerado por algunos autores (Westhof, V. y Maarel Van der, E., 1978) como uno de los mejores indicadores biológicos, la actividad deshidrogenasa como parámetro "puntual" que puede ser usado como marcador del estatus biológico del suelo (Nannipieri et al., 1990) y como una medida de la actividad biótica del suelo (Beyer et al., 1992) y la respiración microbiana durante un periodo de tiempo, como parámetro que da una indicación general de cómo se desarrolla un proceso global microbiano de manera continua.

Tabla 1. Descripción de la cobertura vegetal y principales especies

Transecto	Muestras	Cobertura vegetal (%)	Descripción vegetal
	M1	80 %	Muestra tomada bajo *Thymus hyemalis.* Hay presencia de la siguiente vegetación: *Thymus hyemalis, Teucrium capitatum, Asphodelus cerasiferus, Rhamnus lycioides, Osyri cuadripartitas, Lavandula dentata, Helianthemun almeriense, Fumana thymifolia, Asparagus albus*.
	M2	80 %	Muestra tomada bajo *Rhamnus lyciodes*.
	M3	80 %	Muestra tomada bajo *Osyris quadripartita*.
Los Llanicos	M4	70 %	Muestra tomada en zona de *Thymus hyemalis*. Hay presencia de la siguiente vegetación: *Stipa tenacissima, Asphodelus cerasiferus, Rosmarinus officinalis, Fumana thymifolia, Urginea marítima, Cistus clusii, Cistus albidus, Teucrium capitatum, Heliamthemun almeriense.*
	M5	70 %	Muestra tomada bajo *Stipa tenacissima*.
	M6	40 %	Muestra tomada en cultivo de almendros.
	M7	80 %	Muestra tomada en zona de almendros abandonados.

Tabla 2: Análisis de las propiedades biológicas de las muestras del transecto Los Llanicos en las tres estaciones de muestreo.

Año	Muestra	Estación	Respiración Basal	Activ. deshidrogenasa
2009	M1	Primavera	3,12	91,8
2009	M2	Primavera	20,90	132,4
2009	M3	Primavera	6,80	111,6
2009	M4	Primavera	10,24	127,2
2009	M5	Primavera	15,21	167,2
2009	M6	Primavera	2,50	17,7
2009	M7	Primavera	5,11	17,2
2009	M1	Verano	12,85	107,8
2009	M2	Verano	25,54	152,8
2009	M3	Verano	31,62	177,7
2009	M4	Verano	32,36	150,4
2009	M5	Verano	43,93	140,8
2009	M6	Verano	15,65	9,2
2009	M7	Verano	30,80	14,2
2009	M1	Otoño	8,19	74,9
2009	M2	Otoño	15,33	70,3
2009	M3	Otoño	20,21	61,3
2009	M4	Otoño	23,02	96,1
2009	M5	Otoño	23,06	97,9
2009	M6	Otoño	2,90	3,3
2009	M7	Otoño	9,07	12,9

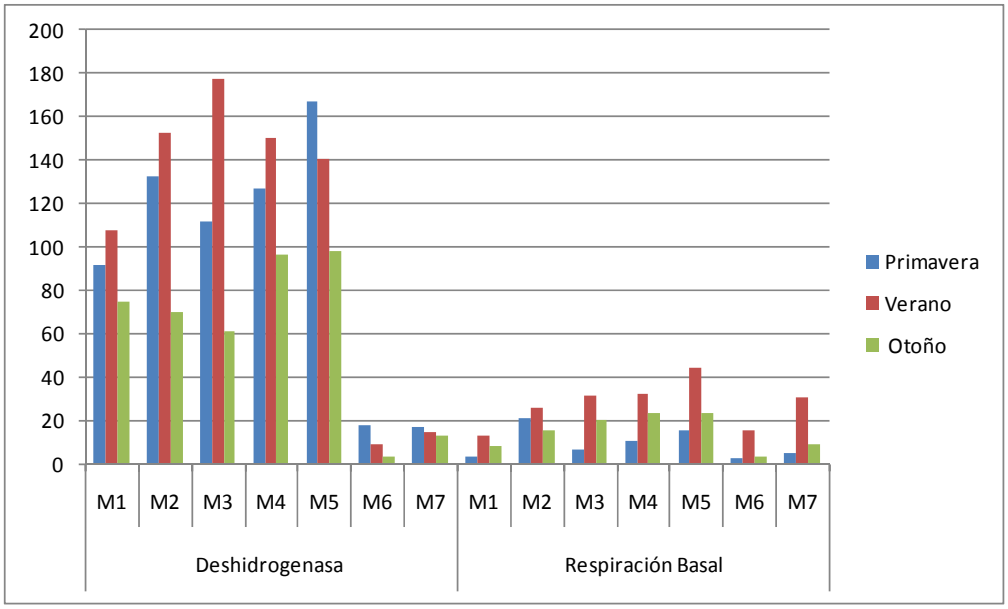


Gráfico 1: Respiración basal (mg CO_2/kg diaria); y actividad deshidrogenasa (µg INTF/g día) en el transecto Los Llanicos en primavera, verano y otoño.

5. Discusión

Las muestras con mayor cobertura vegetal (M2, M4 y M5), y por tanto con un menor grado de degradación biológica, mostraron también, en términos generales, los mayores valores de respiración basal y actividad deshidrogenasa (Tabla 2).

La muestra tomada en cultivo de almendros (M6) es la que presenta menor actividad deshidrogenasa en todas las estaciones, por lo que se puede concluir que el cultivo es la condición más desfavorable para el crecimiento de los microorganismos en el suelo. La muestra tomada en zona de almendros abandonados (M7) permite observar como los parámetros biológicos presentan valores aparentemente superiores a los de la muestra M6, sobre todo la respiración basal en verano. Esto podría ser indicativo de una evolución positiva de la calidad del suelo cuando deja de cultivarse.

La muestra tomada bajo *Stipa tenacissima* (M5) presenta los mayores valores de actividad deshidrogenasa en primavera y otoño y el valor más elevado de respiración basal en verano. El suelo que se encuentra bajo el esparto muestra una mayor fertilidad y mejores condiciones microclimáticas que el suelo adyacente, originando la formación de "islas de recursos" (Maestre et al., 2007), este hecho unido a que el esparto presenta rizomas y numerosas raíces superficiales facilita la creación de microambientes adecuados para la proliferación microbiana.

En verano, la muestra tomada bajo *Osyris quadripartita* (M3) es la que presenta mayores valores de actividad deshidrogenasa. Este arbusto florece a principios de primavera, lo que hace que en verano alcance su máxima explosión (Herrera, C. M., 1988), presentando un porcentaje de cobertura vegetal muy elevado. Este hecho coincide con la época en la que los microorganismos debido a las altas temperaturas y escasa humedad del sureste español en verano presentan un mayor nivel de estrés, por lo que están más activos para mantener su maquinaria oxidativa en un nivel alto.

La *posición topográfica* no parece ser una variable que muestre diferencias en la actividad deshidrogenasa y la respiración. Los cambios observados en los parámetros

biológicos analizados parecen responder más a la presencia de determinadas especies vegetales que a la ubicación de las muestras en el transecto.

El transecto *Los Llanicos* muestra comportamientos variables de respiración y actividad deshidrogenasa en función del tipo de muestra de que se trate. Las muestras M1, M3 y M6 muestran los valores más bajos (Tabla 2), siendo indicativo de una baja actividad microbiana en dichos suelos. Esto podría ser el resultado de la escasez de fuentes de carbono lábil que presentan las muestras en esa zona y por consiguiente se produce una inhibición de la actividad microbiana (García et al., 1996). Estas muestras ponen de manifiesto una tendencia general a mayor actividad microbiana en los sitios con mayor cobertura vegetal y por ende "más naturales".

La confirmación de que tres parámetros indicativos del estatus metabólico general del suelo, se comporten en este transecto de forma similar, nos hace pensar que estos suelos se comportan igual frente a los fenómenos degradativos que sufren, y que este tipo de medidas sensibles pueden detectar perfectamente diferentes niveles de degradación. Además este hecho confirma, por supuesto, la implicación de los microorganismos y de su actividad en los procesos que conducen a la funcionalidad de un suelo, detectando tanto la posibilidad de escasez de sustratos útiles para estos fines, como la posible inhibición con que nos podamos encontrar en un momento dado.

La respiración basal mostró cierta variación estacional (Tabla 2); se observa un descenso generalizado en primavera y un aumento en otoño, si bien las diferencias con otras estaciones no fueron siempre significativas. La humedad del suelo ha podido influir de forma determinante en estas variaciones, de manera que la mayor cantidad de precipitaciones ocurridas en otoño puede estar relacionada con un aumento de la respiración en dicha época. No resulta extraño detectar relaciones entre el clima y la respiración, y de hecho han sido puestas de manifiesto previamente por otros autores (Insam, 1990). Así, si hacemos una evaluación detenida de los resultados debemos tener en cuenta que se producen algunos incrementos en la respiración de ciertas muestras en verano en comparación con primavera, lo cual podría apuntar a un estrés causado por la posible pérdida de humedad del suelo como resultado de las condiciones climáticas del sureste español en verano y del aumento del aumento en carbono hidrosoluble derivado del mayor desarrollo vegetal en primavera (Bastida López, F., 2008), que podría acumularse, favoreciendo su mineralización en verano y provocando aumentos en la respiración basal a principios de la estación estival .

Una posible explicación para el incremento de la actividad deshidrogenasa en verano puede residir en el desacoplamiento de la cadena de transporte de electrones y la fosforilación oxidativa en verano (Bastida López, 2008). Si bien las condiciones climáticas (altas temperaturas y escasa humedad) pueden suponer un estrés para las poblaciones microbianas del suelo, los microorganismos deben mantener su maquinaria oxidativa en estas condiciones en un nivel alto para obtener energía, de manera que se puede observar un incremento en la actividad deshidrogenasa y en la respiración (Li y Sarah, 2003).

6. Conclusiones

Es necesario identificar parámetros que permitan detectar de forma temprana la degradación que sufren los suelos de zonas mediterráneas semiáridas. Los parámetros

biológicos, muestran cambios estacionales en la respiración basal y en la actividad deshidrogenasa. Se ha producido un descenso en primavera y un aumento en otoño de la respiración basal y un incremento de la actividad deshidrogenasa en verano. Ambos parámetros pueden ser considerados de rápida respuesta y muy sensibles a las condiciones de temperatura y humedad. Por ello se puede concluir que los parámetros biológicos son buenos indicadores de cambios estacionales en los suelos de sureste español.

La presencia de *Stipa tenacissima* aumenta la fertilidad y mejora las condiciones microclimáticas del suelo, lo que permite la creación de microambientes adecuados para la proliferación microbiana en el suelo, siendo por ello una especie vegetal que mejora la calidad biológica de los suelos en todas las estaciones y por ello puede ser considerado como un buen indicador biológico en suelos de áreas mediterráneas semiáridas.

El *Osyrys quadripartita* es una especie que permite la proliferación de microorganismos en verano, pues en esta época dónde las altas temperaturas y escasa humedad del sureste español hacen que los microorganismos presenten un mayor nivel de estrés, esta especie aporta el sustrato necesario para que puedan estar más activos y mantener así su maquinaria oxidativa en un nivel alto.

La posición topográfica no parece ser una variable que muestre diferencias en la actividad deshidrogenasa y la respiración. Los cambios observados en los parámetros biológicos analizados parecen responder más a la presencia de determinadas especies vegetales que a la ubicación de las muestras en el transecto.

7. Bibliografía

ALEF, K. 1995. Soil respiration. En: Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Alef, K.K. y Nannipieri. P. (Eds.). Academic Press, pp. 214-218.

ANDERSON, T.H. DOMSCH, K. H. 1990. Application of eco-physiological quotients (q CO_2 and qD) on microbial biomasses from soil of different cropping histories. Soil Biology and Biochemistry 25: 393-395.

BASTIDA LÓPEZ, F. 2008. Procesos de degradación y recuperación de suelos en zonas semiáridas. Establecimiento de un índice de degradación biológica de suelos (IDBS) Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura.

BEYER, L., WACKENDORF, C., BALZEN, F.M., BALZER-GRAF, V.R. 1992. The effect of soil texture and soil management on soil microbial biomass and soil enzyme activities in arabe soils of Northwest Germany. Agrobiology Reseach, 45: 276-283.

BROOKES, P.C. 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. Biology and Fertility of Soils 19: 269-279.

BURNS, R.G. 1982. Enzyme activity in soil: Location and possible role in microbial ecology. Soil Biology & Biochemistry 14: 423-427.

CLEMENTE, R., BERNAL, M.P. 2006. Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbon in two contaminated soils amended with humic acids. Chemosphere 64: 1264-1273.

CLEMENTE, R., DE LA FUENTE, C., MORAL, R., BERNAL, M.P. 2007. Changes in microbial biomass parameters of a heavy metal-contaminated calcareous soil during a fields remediation experiment. Journal of Environmental Quality 36: 1137-1144.

COLEMAN, D.C. AND CROSSLEY, D.A. 1995. Fundamentals of Soil Ecology. Academic Press, San Diego. E.E.U.U.

DE LA FUENTE SÁEZ, C. 2009. Reciclado de purín de cerdo y alperujo como enmiendas orgánicas en estrategias de fito-recuperación de suelos con altos niveles de metales pesados. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

DICK, W.A., TABATABAI, M.A. 1993. Significance and potential uses of soil enzymes. En: Metting, F.B. (Ed.) Soil Microbial Ecology: Application in Agricultural and Environmental Management. Marcel Dekker, New York, pp. 95-125.

F.A.O. 1977.Guía para la descripción de perfiles de suelos. F.A.O./U.N.E.S.C.O. Roma.

F.A.O.-I.S.R.I.C.-I.U.S.S. 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resource Reports nº 103. F.A.O. Roma. 145 pp.

GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T., COSTA, F., CECCANTI, B., MASCINDARO, G. 1993. The dehydrogenase activity of soils: an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. En: Gallargo, J.F. (Ed.). XI International Symposium of Environmental Biogeochemistry, Salamanca.

GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T., COSTA, F: BARAHONA, A. 1996. Organic matter characteristics and nutrient content in eroded soils. Environmental Management, 20: 133-141.

GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, M.T. Y COSTA, F. 1997. Potencial use of deshidrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. Common Soil Sci Plant Anal. 28: 123-134.

GARCÍA, C., GIL, F., HERNÁNDEZ, T., TRASAR, C. 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: Medidas de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Mundi-Prensa, Madrid, 371 pp.

GREGORICH, E. G., CARTER, M.R., ANGERS, D.A., MONREAL, C.M. Y ELLERT, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soil. Canadian J. of Soil Science 74: 367-368.

HERRERA, C. M. 1988. The Fruiting Ecology of Osyris Quadripartita: Individual Variation and Evolutionary Potential. Ecology: Vol. 69, No. 1, pp. 233-249.

INSAM, H. 1990. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climate regime?. Soil Biology & Biochemistry, 22: 535-532.

LI, X., SARAH, P. 2003. Enzyme activities along a climatic transect in the Judean Desert. Catena. 53: 349-363.

MAESTRE, F.T., RAMIREZ, D.A., CORTINA, J., 2007. Ecología del Esparto (Stipa tenacissima L.) y los espartales de la Península Ibérica. Ecosistemas 16 (2): 111-130. Mayo 2007.

NANNIPIERI, P., GREGO, S., CECCANTI, B. 1990. Ecological significance of the biological activity in soils. En: Bollag, J.M., Stotzky, G. (Eds.). Soils biochemistry. Marcel Dekker.

NIELSEN, M.N., WINDING, A. 2002. Microorganisms as indicators of soil health. National Environmental Research Institute, Denmark. Technical Report Nº 388.

POWLSON, D.S., JENKINSON, D.S. 1981. A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. Journal of Agricultural Science, Cambridge 97: 713-721.

POWLSON, D.S., PRUDEN, G., JOHNSTON, A.F., JENKINSON, D.S. 1986. The nitrogen cycle in the Broadbalk wheat experiment: recovery and loss of 15N-labelled fertilizer applied in spring.

SMITH, L.J., PAPENDICK, R.I. 1993. Soil organic matter dynamics and crop residue management. In: Blaine Metting (Ed.). Soil Microbial Ecology. Marcel Dekker. New York.

SPARLING, G.P. 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. En: Pankhurst, C., Doube, B. M. Gupta, V.V.S.R. (Eds.) Biological indicators of soil health CAB International, Wallingford, Reino Unido. pp 97-119.

TREVORS, J.T., MAYFIELD, C.I., INNISS, W.E.1982. Measurement of electron transport systems (ETS) activity in soil. Microbial Ecology, 8: 163-168

WEST, A.W., SPARLING, G.P., SPEIR, T.W., WOOD, J.M. 1988. Comparison of microbial carbon, nitrogen flush and ATP, and certain enzyme activities of different textured soils subject to gradual drying. Australian Journal of Soil Research, 26: 217-229.

WESTHOF, V. Y MAAREL VAN DER, E. 1978. The Braun-Blanquet Approach Znd Ed. In Whittaker, R.H. (Ed.). Classification of Plant Communities, 287-399. Junk, La Haya.

ZIBILSKE, L.M. 1994. Carbon mineralization. En: methods of Soil Analysis. Part 2: Microbiological and biochemical properties. Mickelson, S.H. (Eds.). Soil Science of America, 835-863.

Caracterização e cartografia dos solos do perímetro de rega do caia

Characterization and soil mapping of the caia irrigation perimeter

J. M. NUNES[1,2] A. LÓPEZ-PIÑEIRO[1,3] J. P. COELHO[4]; A. ALBARRAN LISO[3], DAVID PEÑA[3]

[1] Unidade de Investigação de Química Agrícola e Ambiental, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da Ajuda, Lisboa. Portugal. ratonunes@esaelvas.pt
[2] Escola Superior Agrária de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre. Av. 14 de Janeiro s/n, Elvas. Portugal.
[3] Dpto. Edafologia y Quimica Agrícola, Facultad de Ciências, Universidad da Extremadura,. Av. de Elvas S/N, Badajoz, España
[4] Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da Ajuda, Lisboa. Portugal

Resumo

O Perímetro de Rega do Caia é uma infra-estrutura de regadio que teve o seu início de funcionamento em 1968. A carta de solos desta região, anterior à data em que este Perímetro de Rega foi instalado (1961), foi realizada à escala 1:50.000, recorrendo ao sistema de classificação português, o qual, embora notavelmente elaborado, não obteve a difusão a nível mundial desejável. Pareceu-nos assim imperioso que a classificação destes solos fosse refeita, actualizada, utilizando uma escala maior e portanto mais adaptada à caracterização de uma zona de dimensões relativamente reduzidas, onde se pratica uma agricultura intensiva e recorrendo a um sistema de classificação de solos universalmente aceite, o sistema preconizado pela FAO "World Reference Base for Soil Resources" (WRBSR, 2006a). Com este objectivo começamos por recolher a informação geológica relativamente à zona de estudo (Carta Geológica de Portugal à escala 1:50.000, 1969) e a informação relativa a orografia do terreno (Carta Militar de Portugal à escala 1:25.000, 1972). Com base na sobreposição desta informação foi possível determinar as zonas que combinavam uma determinada geologia com uma determinada orografia (principais aspectos diferenciadores das unidades-solo existentes neste local), o que permitiu estabelecer um pré-mapa do recurso solo. Com base neste pré-mapa estabelecemos um conjunto de minuciosos itinerários de campo, uniformemente repartidos, fazendo diversas amostragens de cada uma das unidades cartografadas. Nestas unidades procedeu-se ainda a abertura de vários perfis de solo, dos quais seleccionamos 26 para apresentar neste trabalho, por melhor caracterizarem a diversidade existente, tanto do ponto de vista tipológico como do ponto de vista de propriedades edáficas. Com base em trabalhos de comprovação, correcção e reinterpretação do mapa de solos preliminar, chegamos ao mapa de solos da região do Perímetro de Rega do Caia, que se caracteriza por uma enorme heterogeneidade, típica dos solos mediterrânicos, contendo 23 unidades cartográficas distintas, sendo que as mais representativas são os Flúvissolos Dístricos com inclusões de Luvissolos Districos ocupando 29,9 % da área total em estudo e os Calcissolos Lúvicos com inclusões de Luvissolos Cutâni-endolépticos com 11,9 % desta área.

Palavras chave:
Classificação de solos, Perímetro de Rega do Caia, solo, WRBSR.

Abstract

The Caia Irrigation Perimeter is an irrigation infrastructure that had its start of operations in 1968. The soil map of this region, made before the Irrigation Perimeter construction (1961), uses a 1:50.000 scale and the Portuguese soil classification system, which, though remarkably elaborate, did not achieve the desirable wide world dissemination. So, it seemed two us imperative that the classification of these soils were redone, updated, using a larger scale and therefore more suited to the characterization of a relatively small sized zones, where intensive agricultural practices take place, and using a system of soil classification universally accepted, the system recommended by the FAO World Reference Base for Soil Resources "(WRBSR, 2006a). For this purpose we begin by gathering the geological characterization of the study area (Geological Map of Portugal scale 1:50.000, 1969) and information about the topography of this region (Military Map of Portugal to scale 1:25.000, 1972). Based on the overlap of this two kinds of information, we identify areas that matched a particular geology and topography (main differentiating aspects of the soil units on this region), allowing the establishment of a pre-map of soil resources. Based on this pre-map, we define a set of detailed itineraries in the field, evenly distributed, collecting several soil samples in each of the units mapped. In those distinct soil units we opened several soil profiles, from which we select 28 to present here, the ones characterize the diversity existing in the matter of soil type and in the matter of soil properties. Based on the work of verification, correction and reinterpretation of the preliminary soil map, we reached the soil map of the Caia Irrigation Perimeter which is characterized by an enormous heterogeneity, typical from Mediterranean soils, containing 23 distinct cartographic units, being the most representative the Distric Fluvisoils with inclusions of Luvisols Distric occupying 29.9% of the total study area and Calcisols Lúvic with inclusions of Luvisols endoleptic with 11.9% of the total area.

Keywords

soil, soil classification, WRBSR, Caia Irrigation Perimeter.

1. **Introdução**

O conhecimento sobre o recurso solo é em qualquer sistema agrícola de enorme importância (Rossiter, 2007). É com base neste conhecimento que se analisa a possibilidade de, caso exista água disponível, praticar o regadio ou, pelo contrário, face à fraca aptidão para um sistema cultural mais intensivo e logo potencialmente mais produtivo, se opta pela manutenção de um sistema agrícola de sequeiro. É igualmente importante o profundo conhecimento do solo como forma de minimizar os processos de degradação deste recurso, aumentando a sustentabilidade destes ecossistemas criados pelo homem e assim contribuindo para uma actividade agrícola mais consentânea com as actuais exigências relativas á defesa do ambiente (Junge & Skowronek, 2007 e Amezketa & Lersundi, 2008).

Segundo Alexandre & Afonso (2007) a Carta de Solos de Portugal na escala 1:50.000, apresenta uma escala adequada ao planeamento regional do uso da terra, mas é insuficiente para uma gestão à escala da exploração. De facto isso verifica-se de forma

muito clara no Perímetro de Rega do Caia. Esta região, com uma área de 7240 ha de regadio, caracteriza-se por uma enorme heterogeneidade de solos, a qual não aparece cartografada com o pormenor necessário quando utilizamos a Carta de Solos de Portugal à escala 1:50.000. Acresce ao que acabamos de dizer o facto de durante os 42 anos que este perímetro tem de funcionamento, muitos solos foram alterados pela intervenção humana, tendo-se procedido ao deslocamento de terras e aos nivelamentos a que o aumento da eficiência do regadio aconselhava, alterando a caracterização que deles havia sido feita quando a equipe liderada pelo Professor Carvalho Cardoso procedeu ao seu levantamento no final da década de 50 e início da década de 60. Face ao exposto, a realização de um estudo pormenorizado destes solos, em que fosse feita uma caracterização analítica profunda das diferentes unidades pedológicas, algo que até então não tinha sido realizado, afigurou-se-nos como indispensável. Esta tarefa torna-se ainda particularmente importante nesta fase em que o Perímetro de Rega do Caia atravessa um período de forte reconversão cultural, passando da tradicional produção de tomate e milho grão para a produção de azeitona para azeite em olival super-intensivo, com todas as alterações ao sistema cultural que daí advêm. Por último não podemos também deixar de salientar que a classificação de solos existente para esta área (Carta de Solos de Portugal à escala 1:50.000, 1961) utiliza a nomenclatura inerente ao sistema de classificação de solos de Portugal, uma nomenclatura conhecida quase exclusivamente pelos edafólogos nacionais, sem uma difusão a nível internacional que permita aos interessados pela ciência do solo de outros países terem uma ideia clara do tipo, ou tipos, de solo presentes numa dada região. Também por este motivo era importante refazer a classificação dos solos contidos no Perímetro de Rega do Caia, utilizando para o efeito um sistema de classificação internacionalmente aceite e difundido como é o caso do sistema FAO (Food and Agriculture Organization) (FAO, 2006 a) (Nachtergaele *et al*., 2000 e Pietsch & Lucke, 2008).

2. **Material e métodos**

Caracterização sumária da área de estudo

Localização: O aproveitamento hidroagrícola do Caia situa-se nos Concelhos de Elvas e Campo Maior (figura 1), ao longo das margens dos rios Caia e Guadiana, tendo actualmente uma área regável de 7240 ha. Tem como origem de água a albufeira da barragem do rio Caia, onde se inicia o sistema de rega constituído por uma rede de canais e condutas em baixa pressão, próprias para a utilização de processos de rega por gravidade e distribuição de água por turnos.

Declive: A região em estudo caracteriza-se essencialmente por ser plana ou de encostas muito suaves (figura 2). Verifica-se que 80,7% da área em estudo possui declives inferiores a 3%, 16,7% possui declives entre 3 e 5%, enquanto somente 2,6% da área em estudo possui declives superiores a 5%, não sendo estas últimas áreas, regra geral, submetidas a regadio.

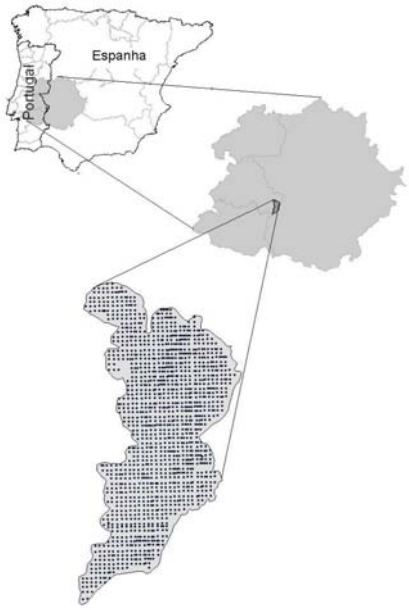


Figura 1 – Mapa de localização da área em estudo

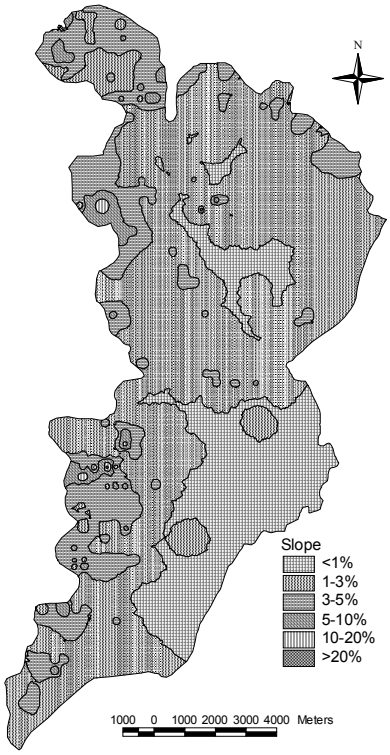


Figura 2 – Carta de declives da região em estudo

Geologia: A região, do ponto de vista geológico, é bastante variada, constituída, essencialmente, por formações câmbricas e silúricas, cortadas por numerosas rochas eruptivas, das quais merecem referência particular, pela extensão, as rochas hiperalcalinas e as básicas associadas a elas. Uma descrição mais pormenorizada da geologia da região pode ser encontrada na carta geológica da região em estudo – Carta

Geológica de Portugal à escala 1:50.000, publicada em 1969, pelos Serviços Geológicos de Portugal da Direcção de Minas e Serviços Geológicos (Carta Geológica de Portugal à escala 1:50.000, 1969).

Solos (segundo a classificação portuguesa): Na área abrangida pelo Aproveitamento Hidroagrícola do Caia predominam os solos Mediterrâneos Pardos Para-Hidromórficos de arenitos ou conglomerados argilosos (Pag) com 36,1% da área total, seguindo-se-lhes os solos Mediterrânicos Pardos Para-Barros de margas ou calcários margosos (Pac) com 10,8% da área total, os Aluviossolos Modernos e Antigos não calcários de textura mediana (At, A) com 7,5% da área total, os Solos Hidromórficos Para-Aluviossolos de textura mediana ou pesada (Ca, Caa) com 4,5% da área total e os Solos Mediterrânicos Vermelhos ou Amarelos de "rañas" ou depósitos afins (Sr) com 2,4% da área total. A estas unidades pedológicas que podemos considerar como as mais representativas, seguem-se, em termos de representatividade, mais de 10 tipos de solos distintos, cuja área representa menos de 2% da área total do Perímetro e aos quais não faremos alusão expressa (Carta de Solos de Portugal à escala 1:50.000, 1961).

Clima: Os dados climáticos que apresentaremos para caracterizar o clima no Perímetro de Rega do Caia foram obtidos maioritariamente na Estação Meteorológica de Elvas. Esta estação localiza-se a uma altitude de 208 m, a uma latitude de 38º 53´ N e a uma longitude 7º 9´ O, ficando nas imediações do limite Oeste do Perímetro de Rega do Caia.

A precipitação média anual situa-se nos 490,9 mm. O mês mais chuvoso na região é Novembro com uma precipitação média de 73,2 mm e o mês em que chove menos é Agosto com uma precipitação média de 4,1 mm.

A temperatura média anual é de 16,7 °C, sendo o mês mais quente na região do Perímetro de Rega do Caia Julho com uma temperatura média de 24,7 °C, enquanto o mês mais frio é Janeiro com uma temperatura média de 8,8 °C.

Metodologia usada na delimitação das unidades solo

A metodologia seguida na classificação e cartografia dos solos pode ser subdividida em três grandes itens: trabalho de gabinete, trabalho de campo e trabalho de laboratorio.

*Trabalho de gabinete***:** Como ponto de partida para a elaboração da cartografia edáfica da região em análise, começou-se por compilar dados, mapas e demais estudos sobre os factores formadores do solo na região, nomeadamente geologia (Carta Geológicas de Portugal à escala 1:50.000, 1969), clima, relevo e vegetação. Os dados topográficos foram obtidos por análise no próprio local, utilizando para o efeito um clinómetro e um GPS (Global Position System) com indicação de altitude, tendo-se recorrido a software dos SIG para fazer o respectivo mapeamento (figura 2). Esta informação permitiu-nos estabelecer os itinerários e conhecer a potencial tipologia dos solos da região em estudo, tendo constituído a base para o desenvolvimento da cartografia pretendida.

Para a classificação dos diferentes tipos de solo utilizou-se a metodologia preconizada para a BRMRS (FAO, 2006b).

*Trabalho de campo***:** Realizou-se uma primeira saída ao campo para tomar contacto com a zona em estudo e traçar no mapa os seus limites. Com base nesta saída ao campo e nos dados obtidos previamente em gabinete, realizou-se um primeiro mapa preliminar de cartografia dos solos do Perímetro de Rega do Caia.

De forma a testar o ajustamento deste mapa à realidade geológica, edáfica e geomorfológica já cartografada, planearam-se uma série de itinerários no campo, uniformemente repartidos, fazendo amostragens nas diferentes unidades, de forma a estabelecer tanto a tipologia como a variabilidade dos solos existentes em cada uma das unidades cartografadas.

Com base nos trabalhos descritos de comprovação, correcção e reinterpretação do mapa de solos preliminar, foi possível seleccionar os solos que, no nosso ponto de vista, melhor representam a diversidade existente, tanto de um ponto de vista tipológico como das propriedades edáficas.

No âmbito da caracterização dos diferentes tipos de solo, procedeu-se ainda ao levantamento de 26 perfis de solo, tendo a sua descrição sido realizada de acordo com o Guia de Descrição de Perfis da FAO (2006b) e com a carta de cores de Munsell, Munsell (1994). As amostras de cada um dos horizontes dos distintos perfis foram recolhidas e, depois de devidamente acondicionadas, catalogadas e etiquetadas, foram transportadas para o laboratório.

*Trabalho de Laboratório***:** As amostras foram secas ao ar. Após esta secagem uma parte da amostra era utilizada no doseamento dos elementos grosseiros, enquanto a restante fracção da amostra era crivada, passando por um crivo inox com malha de 2 mm.

As análises efectuadas foram: Análise granulometrica – realizada pelo método da pipeta de Robinson (USDA, 1996); carbono orgânico – oxidação por via húmida com dicromato de potássio, seguida de doseamento por titulação com sulfato ferroso (Nelson & Sommers, 1996); pH – por potenciometria numa mistura solo/água (1:5 v/v); condutividade eléctrica – Doseado com um condutivimetro num extracto aquoso (1:5 v/v) segundo Rhoades, (1982); Azoto total – segundo o método de Kjeldahl (Bremner, 1996); Fósforo e potássio "assimiláveis" – segundo o método de Egner-Riehm (Riehm, 1958); cálcio e magnésio – extraídos com acetato de amónio tamponizado a pH 7 (USDA, 1996); bases de troca e acidez titulável – Extracção com uma solução de cloreto de bário e trietanolamina tamponizada a pH 8,2 - Método de Mehlich (Mehlich, 1948); Microelementos exttraíveis (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) – Extraídos com uma solução de acetato de amónio, ácido acético e EDTA – Método de Lakanen e Ervio (Coottenie, 1982); cloretos – extracção com água e doseamento por titulação com nitrato de prata – Método de Mohr (USDA, 1996) e carbonatos – Doseado por volumetria num calcimentro de Bernard (Albareda, 1974).

4. **Resultados e discussão**

Como se pode verificar no quadro 1, a área do Perímetro de rega do caia apresenta uma enorme diversidade de solos. Existem nesta área sobretudo 4 grupos-solo, nomeadamente os Fluvissolos, os Luvissolos, os Calcissolos e os Cambissolos, totalizando 98.8 % da área em estudo. Destes, os 2 primeiros grupos totalizam 74.6 % da área em estudo, sendo os Cambissolos o grupo com menor expressão, correspondendo somente a 5.4% da área. Existem ainda outros grupos de solos cuja representatividade é muito reduzida, nomeadamente os Leptossolos com 0.1 % da área total ou os Regossolos com 1.1 % da área total (figura 3).

Quadro 1 – Representação das unidades de referência da WRBSR (2006) na região do Perímetro de Rega do Caia.

Grupos Solo	**Área (ha)**	**Área %**	**Acumulado %**
Leptossolos	9	0.1	0.1
Regossolos	150	1.2	1.3
Fluvissolos	5640	44.9	46.2
Cambissolos	693	5.5	51.7
Luvissolos	3725	29.6	81.3
Calcissolos	2342	18.7	100
Total	12549	100	

Considerando os níveis taxonómicos mais baixos identificaram-se 23 unidades solo distintas (quadro 2), sendo os Fluvissolos dístricos com inclusões de Luvissolos districos a unidade solo mais representada ao ocupar 29.9% da área total em estudo.

Quadro 2 – Representação das unidades da WRBSR (2006) mais abundantes na região do Perímetro de Rega do Caia

Unidades Cartográficas	**Área (ha)**	**Área %**
Leptossolos eutricos com inclusões de leptossolos districos	9	0.1
Regossolos distri-epilépticos com inclusões de leptossolos districos	150	1.1
Fluvissolos dístricos com inclusões de luvissolos dístricos	3747	29.9
Fluvissolos eutricos com inclusões de fluvissolos mólicos	703	5.6
Fluvissolos eutricos com inclusões de luvissolos cutânicos	1190	9.5
Cambissolos eutri-endolépticos com inclusões de luvissolos cutânicos	458	3.7
Cambissolos endolépticos	18	0.2
Cambissolos endolépticos com inclusões de leptossolos eutricos e leptossolos dístricos		
Luvissolos cutani-endolépticos	207	1.6
Luvissolos cutânicos	506	4.0
Luvissolos cálcicos	16	0.2
Luvissolos cálcicos com inclusões de calcissolos lúvicos	91	0.7
Luvissolos cálcicos com inclusões de luvissolos cutânicos e castanozenes cálcicos	997	8.0
Luvissolos cutânicos com inclusões de luvissolos cutani-endolépticos		
Luvissolos dístricos	889	7.1
Luvissolos cutânicos com inclusões de luvissolos cálcicos e castanozenes lúvicos	93	0.7
Luvissolos endolépticos com inclusões de leptossolos eutricos	154	1.2
Luvissolos vérticos com inclusões de vertissolos cálcicos		
Calcissolos lúvicos com inclusões de calcissolos vérticos	601	4.8
Calcissolos lúvicos com inclusões de cambissolos sodi-mólicos	150	1.2
Calcissolos lúvicos com inclusões de luvissolos cutâni-endolépticos	228	1.8
Calcissolos lúvicos com inclusões de luvissolos vérticos	440	3.5
Calcissolos vérticos com inclusões de vertissolos cálcicos	158	1.3
	1497	11.9
	59	0.4
	188	1.5
TOTAL	12549	100

No Anexo 1 apresentamos os dados analíticos de alguns perfis tipos que descrevemos e analisamos no decurso deste trabalho. Salientamos da análise destes perfis o facto de, numa grande maioria, existirem descontinuidades litológicas, algumas naturais dada a localização do Perímetro de Rega do Caia na confluência de dois rios (Rio Caia e Rio Guadiana) e outras que se prendem provavelmente com nivelamentos de terras, de forma a facilitar o regadio, que ocorreram ao longo dos anos.

Os solos desta região, em que só 51.4 % são regularmente aproveitados em regadio, mantendo-se a restante área em sequeiro, caracterizam-se por possuírem boas condições de drenagem (90.7 % dos solos apresentam boa drenagem), apresentarem uma profundidade útil média a elevada (66,1% dos solos têm uma profundidade útil superior a 1 m e 27.7 % apresentam uma profundidade útil entre 50 e 100 cm) e baixa pedregosidade (92.3 % dos solos têm uma pedregosidade inferior a 15 %). Do ponto de vista químico estes solos são maioritariamente neutros a ligeiramente alcalinos (38.6 % da área em estudo com pH entre 6.0 e 7.0 e 38,3 % com pH entre 7.0 e 8.0), com baixa condutividade eléctrica (CE), provavelmente fruto da boa qualidade da água usada no regadio (90.2 % dos solos desta região têm CE inferior a 0.25 dS m^{-1}), com baixo teor em matéria orgânica (66.2% dos solos possuem um teor de matéria orgânica inferior a 1.5 % e só 6.9 % possuem mais de 2.0 % deste importante componente do solo), com uma quantidade média a elevada de fósforo "assimilável" (73.5 % dos solos desta região possuem mais de 100 mg kg^{-1} de P_2O_5) e elevada a muito elevada de potássio "assimilável" (94.4 % dos solos possuem mais de 100 mg kg^{-1} potássio "assimilável"e50.9 % dos solos possuem mais de 200 mg kg^{-1} de potássio "assimilável". Estes são ainda solos, em média, com baixa quantidade de calcário activo (74.8 % dos solos desta região têm entre 0 e 2.5 % de $CaCO_3$), com média a elevada CTC (69.5 % dos solos da região possuem mais de 10.0 $cmol_{(+)}$ kg^{-1} de CTC, enquanto que para 12.2% dos solos da região este valor supera os 20.0 $cmol_{(+)}$ kg^{-1}) em que o cálcio é largamente dominante e a percentagem de sódio de troca é, para mais de 95% dos solos da região, inferior a 5 %.

Comparando a carta de solos da região em estudo apresentada na Carta de Solos de Portugal à escala 1:50.000 (Carta de Solos de Portugal à escala 1:50.000, 1961) com a carta de solos obtida no âmbito do presente trabalho, embora o sistema de classificação usado seja diferente e portanto dificilmente comparável, verificamos a existência de um número substancialmente superior de diferentes unidades cartografadas no presente trabalho, confirmando, como já havia sido referido por Alexandre e Afonso (2007), as limitações da Carta de solos de Portugal quando se pretende retirar dela informação com detalhe superior àquele que foi usado na sua execução.

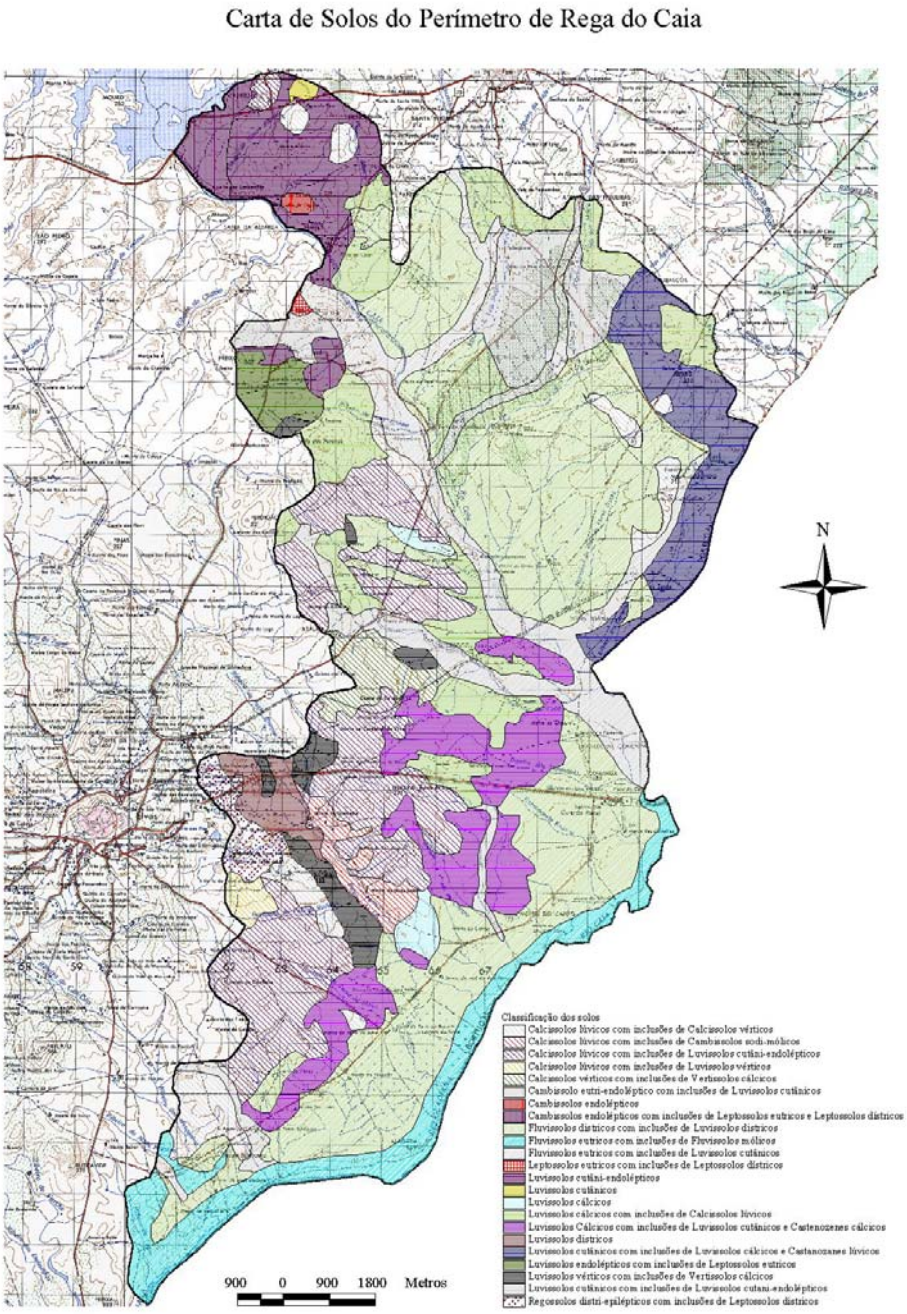


Figura 3 – Carta de Solos do Perímetro de Rega do Caia

No decurso deste trabalho cartografamos várias outras características dos solos desta região. Tendo por base esses dados e com recurso a software dos SIG, foi-nos possível elaborar uma carta de vulnerabilidade dos solos do Perímetro de Rega do Caia quando sujeitos à prática continuada do regadio. Para este estudo consideramos como áreas de elevada vulnerabilidade aquelas que reunião simultaneamente as seguintes condições: Percentagem de Sódio de Troca (PST) > 10%, Condutividade Eléctrica (CE) > 0.5 dSm^{-1} e matéria orgânica < 1.0%; consideramos ainda como áreas de

vulnerabilidade média aquelas que possuíam simultaneamente as seguintes: PST > 7.5%, CE > 0.5 dSm^{-1} e matéria orgânica < 1.5% e que não foram classificadas como áreas de elevada vulnerabilidade (figura 4).

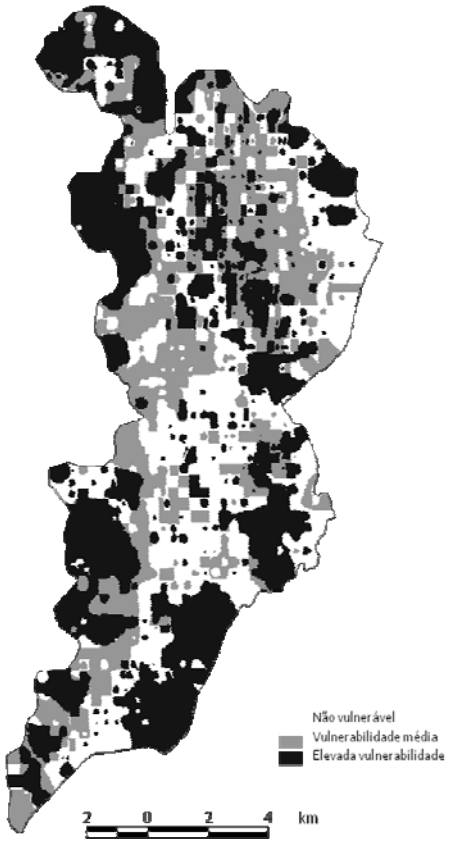


Figura 4 – Vulnerabilidade dos solos da região em estudo à prática continuada do regadio

Nos resultados obtidos podemos verificar que 33.2% da área em estudo não apresenta, nesta data, características que possam desaconselhar a prática do regadio, enquanto 40.3% da área apresenta uma elevada vulnerabilidade ambiental, sendo logicamente de reequacionar a prática do regadio nestas regiões.

5. Conclusões

A região em estudo apresenta uma grande diversidade de solos, tendo sido cartografadas 23 unidades de solo distintas segundo a WRBSR (2006), apresentando um número de unidades solo substancialmente mais elevado que o apresentado na Carta de Solos de Portugal. Se nos focarmos unicamente nos níveis taxonómicos superiores podemos verificar que os Grupos de solos dominantes na região são os Fluvissolos, ocupando 44.9% da área total, seguidos dos Luvissolos com 29.6% da área total. Estes dois grupos de solos em conjunto com os Calcissolos representam mais de 90% (93.2%) dos solos da região em estudo.

Com os dados recolhidos é ainda possível concluir que uma parte substancial dos solos da área em estudo apresentam um elevado risco de degradação (40.3%), seja devido às suas características intrínsecas seja devido ao facto de estarem submetidos ao regadio por um período que em algumas áreas atinge os 40 anos, sendo aconselhável a sua monitorização periódica, de forma a evitar problemas ambientais potencialmente graves.

6. **Bibliografia**

ALBAREDA, J. M. (1974) - Determinación de los carbonatos en el calcimetro de Bernard. Comisión de métodos analíticos del Instituto Nacional de Edafologia. Madrid.

ALEXANDRE, C. & AFONSO, T. (2007) - Cartografia de solos à escala da exploração agrícola: aplicação a um ensaio de olival. Revista de Ciência Agrárias. vol 30(1), pp. 17 – 32.

AMEZKETA, E. & LERSUNDI, J. (2008) - Soil classification and salinity mapping for determining restoration potential of cropped riparian áreas. Land Degradation Developments 19:153-164.

BREMNER, J. M. (1996) - Nitrogen-Total. *In.* Methods of soil analysis. Soil Science Society of America Book Series Nº 5, Part 3 - Chemical methods. D. L. Sparks; A. L. Page; P. A. Helmke; R. H. Loeppert; P. N. Soltanpour; M. A.Tabatabai; C. T. Johnston and M. E. Sumner. *Eds*. Soil Sience Society of America- America Society of Agronomy *Publ*. Madison, Wisconsin, USA. pp. 1085-1123.

Carta de Solos de Portugal à escala 1:50.000. (1961) - Serviço de Reconhecimento e Ordenamento do Território *Eds*. Ministério da Economia – Secretaria de Estado da Agricultura *Publ*. Carta nº 37-A, 33-C e 33-D

Carta Geológica de Portugal à escala 1:50.000. (1969) - Direcção Geral de Minas e Serviços Geológicos – Serviços Geológicos *Eds*. Instituto Geográfico e Cadastral *Publ*. Carta nº 37-A, 33-C e 33-D.

Carta Militar de Portugal à escala 1:25.000. (1972) - Serviço Cartográfico do Exército *Eds*. Ministério da Defesa *Publ*. carta nº 400, 401, 414 e 428.

COTTENIE, A. (1982) - Los análisis de suelos y plantas como base para formular recomendaciones sobre fertilizantes. *In.* Boletin de suelos de la FAO nº 38/2. Rome, 116 p.

FAO. (2006 a) - World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. IUSS-ISRIC-FAO. Word Soil Resources Report 103. Rome.

FAO. (2006 b) - Guidelines for soil description. 4th edition. Food and Agriculture Organization of the United nations. Rome.

JUNGE, B. & SKOWRONEK, A. (2007) - Genesis, properties, classification and assessment of soils in central Benin, West Africa. Geoderma 139:357-370

MEHLICH, A. (1948) - Determination of cation and anion exchange properties of soils. *Soil Science* 66:429-445.

Munsell Soil Color Charts. (1994) - Mcbeth Division of Kollmorgen Instruments Corporation *Eds*. *In.* U. S. Dept. Agriculture Handbook 18 – Soil Servey manual. USA.

NACHTERGAELE, F., SPAARGAREN, O., DECKERS, J., AHRENS, B. (2000) - New developments in soil classification. World Reference Base for Soil Resources. Geoderma 96: 345-357

NELSON, D. W & SOMMERS L. E. (1996) - Total C, organic C and organic metter. *In.* Methods of soil analysis. Soil Science Society of America Book Series Nº 5, Part 3 - Chemical methods. D. L. Sparks; A. L. Page; P. A. Helmke; R. H. Loeppert; P. N. Soltanpour; M. A.Tabatabai; C. T. Johnston and M. E. Sumner.

PIETSCH, D. & LUCKE, B. (2008) - Soil substract classification and the FAO and World Reference Base system: examples from Yemen and Jordan. European Journal of Soil Science 59: 824-834.

RHOADES, J. D. (1982) - Soluble salts. *In*. A. L. Page; R. H. Miller and D. R. Keeney *Eds*. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. 2 nd ed. Agronomy 9:167-179.

RIEHM (1958) - Die amoniuumlakatatessigsaure, methode zur bestimung der leichtlos richen phosphorsaüre in karbonathatigen boden. Agrochimica IV: 47-65.

ROSSITER, D. (2007) - Classification of urban and industrial soils in the world Reference Base for Soil Resources. Journal Soils Sediments 5:1-5.

United State Departement of Agriculture (USDA). (1996) - Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigation Report nº 42, Version 3.0, USA. 692 p.

Anexo 1 – Dados analíticos de perfis seleccionados na área do Perímetro de Rega do Caia

		Lim	Textura							Extraíveis										
	Hor	inf	EG	AG	AF	L	A	pH	Cond	P_2O_5	K_2O	Ca	Mg	Na	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Al
		cm	----------%----------						dS m^{-1}	----------mg kg^{-1}----------										
Nº1	Ap	10	8.3	56.1	28.7	7.2	8.0	6.0	0.11	85	101	828	123	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C	34	7.6	59.1	24.6	8.0	8.2	5.9	0.10	53	51	871	102	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº 2	Ap1	20	0.6	7.0	62.7	14.6	15.7	6.2	0.11	145	151	1298	297	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Ap2	43	0.5	8.7	65.4	11.2	14.7	6.6	0.06	126	61	1669	301	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	2C1	94	0.7	46.5	39.3	5.0	9.3	7.9	0.05	41	52	1036	178	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	3C2	132	1.9	6.5	42.9	15.1	35.5	7.8	0.11	12	153	nd	nd	26	vest	vest	2.4	31	32	54
	4C3	>132	22.1	80.1	14.2	1.7	4.1	8.2	0.01	32	34	929	72	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº3	Ap	15	38.8	43.1	31.9	13.9	11.1	5.5	0.21	98	265	605	144	26	vest	vest	0.46	130	118	34
	2Ap2	29	41.3	30.5	50.9	6.7	11.8	7.1	0.05	538	147	1641	177	21	vest	vest	4.43	122	75	10
	2C	90	96.7	34.4	50.6	7.1	7.8	7.1	0.03	422	116	403	65	17	vest	vest	0.98	59	15	17
	3Cg	>90	59.1	26.5	26.0	6.0	41.4	7.1	0.07	327	607	1530	349	55	vest	vest	0.93	59	15	17
Nº4	Ap	30	0.4	9.2	56.4	19.0	15.4	5.2	0.43	111	255	699	156	32	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	AC	67	0.4	11.4	55.9	17.8	14.8	5.8	0.03	44	116	679	130	16	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C	130	0.5	12.5	53.3	17.7	16.5	7.0	0.06	46	59	1281	145	18	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	2C	>130	0.2	6.5	38.8	17.8	36.9	7.3	0.05	54	109	2014	612	49	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº 5	Ap	15	34.6	18.0	49.4	8.5	24.1	5.6	0.24	67	224	1721	427	34	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C	30	46.0	38.2	37.3	11.9	12.6	5.3	0.05	52	63	399	87	12	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	2C	60	61.8	39.5	13.8	7.3	39.4	5.3	0.02	85	104	1523	656	39	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	3C	>60	51.4	37.3	14.5	10.5	37.7	6.7	0.03	16	92	2480	1645	92	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº6	Ap	24	nd	46.0	34.2	9.7	10.2	6.4	0.05	146	93	690	147	8	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Ac	41	nd	47.2	32.8	9.6	10.3	6.5	0.11	95	134	729	171	14	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	1C1	67	nd	78.7	8.8	3.2	9.3	6.8	0.14	57	134	744	271	18	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	2C2	107	nd	68.0	14.5	2.4	15.1	6.5	0.40	33	106	812	377	46	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	3C3	137	nd	62.2	16.9	3.4	17.5	7.1	0.32	29	97	1615	397	59	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	4C4	>137	nd	67.2	11.4	5.5	15.9	7.4	0.14	28	90	1576	463	32	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº7	Ap	20	1.2	28.3	42.5	13.1	16.1	7.5	4.46	300	156	1827	392	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bw	50	1.7	34.7	40.5	10.3	14.4	8.2	1.90	51	84	1822	355	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C1	130	1.5	44.3	32.3	6.2	17.2	9.0	5.32	14	80	868	646	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	2C2	>130	15.6	36.4	31.1	11.1	21.5	9.1	4.68	37	101	1398	700	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº 8	Ap	22	16.5	16.9	48.4	14.3	20.4	5.5	0.07	146	79	1726	450	23	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bw	38	16.2	16.6	48.9	16.0	18.6	5.7	0.07	87	76	2020	413	24	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C	52	51.5	41.3	28.1	12.6	18.0	7.7	0.09	41	40	2648	559	35	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	R	>52																		
Nº 9	Ap	16	42.0	36.8	40.1	12.0	11.1	5.1	0.07	164	164	1981	244	22	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bw	33	51.6	42.4	31.3	8.5	17.9	5.8	0.02	86	71	704	378	16	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	R	>33																		
Nº10	Ap	10	0	45.5	32.6	10.0	11.8	6.5	0.02	531	341	1642	332	28	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Ap2	22	0	43.4	32.9	10.5	13.2	6.4	0.01	645	259	1728	171	33	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bt	48	0	40.4	31.5	9.7	18.4	6.7	0.01	2965	311	1964	478	46	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C	90		60.7	27.7	4.7	6.97	7.3	0.01	617	206	1674	562	31	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº 11	Ap1	20	0	17.5	42.8	11.8	27.9	6.7	0.03	12	210	1725	334	35	Nd	Nd	Nd	nd	nd	nd
	Ap2	31	0.7	29.5	50.9	9.6	10.0	6.8	0.06	31	113	4974	805	44	Nd	Nd	Nd	nd	nd	nd
	2Bt	62	0.5	14.8	45.8	9.6	29.8	6.8	0.03	27	120	2250	551	26	Vet	0.07	0.61	25	39	17
	2C1	100	0.1	16.7	54.2	8.3	20.7	7.8	0.05	34	74	2180	489	50	vest	Vest	0.38	18	36	19
	3C2	130	0.1	16.4	60.3	7.6	15.7	8.2	0.05	18	43	1648	385	65	Vest	Nd	Nd	nd	Nd	nd
	3C3	162	16.1	26.1	54.2	8.7	11.1	8.8	0.07	18	46	3412	292	40	Nd	Nd	Nd	nd	Nd	nd
	4C4	192	14.7	33.0	52.9	6.1	8.0	5.9	0.07	18	42	1887	319	25	vest	vest	0.29	7	8	11
Nº 12	Ap	19	37.7	48.8	32.9	6.9	11.4	7.2	0.04	68	77	1468	821	17	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bw	38	53.3	41.8	30.5	7.5	20.2	6.1	0.02	33	73	968	596	17	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	2Bt	60	12.8	23.1	16.4	20.0	40.5	6.5	0.03	32	151	1815	1675	50	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	2C	120	55.7	48.6	22.6	8.2	20.6	7.4	0.04	21	124	1989	1673	57	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	R	>120																		

Ref	N	C	C/N	Bases de Troca				CTC	GSB	$CaCO_3$	Cor
				Ca	Mg	K	Na				
	----%----			----------$Cmol_{(+)}\ kg^{-1}$----------					%	%	
Nº1	0.11	0.87	7.9	1.3	0.7	0.06	0.56	5.6	43.2	0	10YR 6/2
	0.02	0.29	14.5	2.1	0.8	0.03	0.50	7.4	47.3	0	10YR 6/2
Nº 2	0.13	1.04	7.9	8.6	2.9	0.22	0.47	15.2	80.1	0	10YR 4/4
	0.09	0.87	9.6	2.2	1.0	0.03	0.49	7.3	50.1	0	10YR 4/4
	0.02	0.11	6.4	2.0	0.8	0.02	0.47	6.0	55.0	0.9	10YR 4/3
	0.05	0.40	8.6	10.5	0.1	0.07	0.53	17.0	65.9	0.9	7.5YR 4/3
	0.01	0	--	2.0	0.8	0.03	0.39	4.7	68.0	0.2	10YR 5/4
Nº3	0.08	0.81	9.7	1.7	0.7	0.24	0.56	6.9	46.4	0	10YR 5/4
	0.10	1.04	10.3	3.1	0.8	0.09	0.55	7.7	59.0	0	10YR 4/3
	0.02	0.23	11.6	1.4	0.5	0.09	0.51	6.3	39.7	0.4	10YR 6/4
	0.03	0.23	7.7	2.0	1.0	0.37	0.60	7.7	51.9	2.5	7.5YR 5/6
Nº4	0.11	0.64	4.4	3.1	1.1	0.27	0.60	10.5	48.3	0	10YR 5/4
	0.08	0.70	5.0	2.2	0.8	0.08	0.57	8.3	43.3	0	10YR 5/4
	0.13	0.46	2.3	3.9	0.9	0.03	0.47	8.4	63.1	0	10YR 6/4
	0.04	0.0.17	3.3	3.2	1.7	0.02	0.65	10.3	54.4	0.4	7.5YR 5/6
Nº 5	0.10	0.52	11.2	6.0	2.4	0.21	0.47	15.3	59.5	0	7.5YR 4/6
	0.05	0.17	2.4	1.8	0.7	0.03	0.50	7.9	38.0	0	10YR 5/4
	0.03	0.29	4.1	2.8	2.8	0.05	0.57	12.0	51.6	0	10YR 5/6
	0.03	0.12	4.5	3.1	3.3	0.02	0.78	11.9	60.5	0	2.5Y 7/3
Nº6	0.07	0.41	6.1	3.0	0.9	0.09	0.33	6.7	64.2	0	10YR 5/4
	0.04	0.17	4.4	1.9	0.9	0.06	0.37	6.1	52.5	0	7.5YR 5/4
	0.02	0.29	19.3	2.4	1.1	0.09	0.36	7.4	54.1	0	7.5YR 4/6
	0.01	0.06	4.1	3.4	1.5	0.06	0.41	8.8	61.4	0	7.5YR 4/6
	0.02	0		3.5	1.6	0.05	0.65	9.0	64.4	0.4	7.5YR 4/6
	0.01	0		4.2	2.0	0.05	0.49	10.0	67.4	0.4	7.5YR 4/4
Nº7	0.05	0.75	15.7	9.1	3.3	0.06	1.0	14.4	93.7	0.6	10YR 4/2
	0.03	0.23	7.3	7.5	3.0	0.17	3.2	11.6	100	0.4	10YR 5/2
	0.02	0.06	3.2	4.0	5.1	0.16	6.6	14.0	100	0.2	10YR 6/2
	0.02	0.12	6.1	5.1	8.7	0.13	7.8	18.4	100	1.2	10YR 6/3
Nº 8	0.08	0.81	10.5	5.9	2.0	0.04	0.04	12.6	62.0	0	7.5YR 4/4
	0.06	0.64	10.3	3.5	1.7	0.04	0.39	9.2	60.0	0	7.5YR 4/6
	0.03	0.29	10.0	3.5	1.5	0.02	0.42	9.4	57.0	3.4	10YR 5/4
Nº 9	0.08	0.75	9.3	2.5	1.5	0.13	0.36	8.9	50.5	0	10YR 6/3
	0.04	0.35	8.5	2.2	1.9	0.04	0.35	8.8	51.0	0	10YR 6/2
Nº10	0.13	1.29	10.3	8.3	2.6	1.40	0.03	18.0	68.3	1.7	7.5YR 4/3
	0.11	1.04	9.3	9.3	2.9	0.03	1.20	18.0	74.4	1.3	7.5YR 5/3
	0.08	0.81	10.5	11.1	3.8	0.04	1.30	22.0	73.6	1.3	7.5YR 7/4
	0.04	0.23	6.6	8.5	3.3	0.04	1.30	16.8	77.9	1.1	
Nº 11	0.04	0.41	10.7	4.2	2.8	0.16	0.40	12.7	59.8	0	10YR 5/4
	0.04	0.29	13.4	6.6	4.0	0.05	0.60	17.3	65.3	0	5YR 4/6
	0.04	0.29	6.7	3.1	1.7	0.04	0.36	8.0	65.0	0	5YR 4/6
	0.02	0.06	3.2	2.8	1.5	0.02	0.68	9.7	51.5	0	5YR 4/6
	0.01	0.06	4.1	7.7	3.8	0.05	0.74	18.8	64.4	0	7.5YR 5/6
	0.01	0		4.6	5.0	0.07	0.43	13.7	73.7	3.4	7.5YR 4/6
	0.01	0		3.1	1.5	0.01	0.34	5.0	100	0	10YR 5/4
Nº 12	0.06	0.29	15.4	3.5	3.1	0.04	0.41	10.7	66.4	0.4	10YR 4/4
	0.03	0.17	6.2	2.6	2.2	0.04	0.40	9.5	54.7	0	10YR 5/4
	0.02	0.06	2.7	4.1	4.8	0.08	0.69	16.8	57.7	0	10YR 6/4
	0.02	0.06	3.9	4.0	4.4	0.03	0.68	15.5	58.7	0.4	10YR 6/4

Ref	Hor	Lim inf	Textura					pH	Cond	Extraíveis										
			EG	AG	AF	L	A			P_2O_5	K_2O	Ca	Mg	Na	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Al
		cm	----------%----------						dS m^{-1}	----------mg kg^{-1}----------										
	Ap	23	5.5	17.5	40.4	18.1	24.0	8.0	0.10	227	119	2914	330	26	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bt1	38	3.2	14.5	42.1	21.5	21.9	7.6	0.05	106	80	1880	314	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº 13	Bt2	70	2.8	14.3	38.5	19.8	27.4	7.7	0.12	41	96	3456	191	31	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bt3	114	0	6.9	41.2	18.1	33.8	8.1	0.04	12	88	3766	854	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C	>114	6.3	8.8	44.5	23.8	23.0	8.2	0.08	35	56	4926	551	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Ap	12	nd	27.1	40.9	12.4	19.6	6.6	0.09	65	172	2416	539	20	vest	vest	4.1	76	55	12
	Bt1	38	nd	24.7	32.2	11.6	31.4	6.6	0.04	49	116	3314	853	26	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº 14	Bt2	66	nd	14.2	26.0	22.5	37.3	6.9	0.11	87	227	7650	1747	49	vest	0.15	1.8	55	14	25
	Bt3	88	nd	34.1	18.0	14.7	33.3	7.1	0.04	29	130	6650	1040	51	vest	0.19	1.8	34	32	26
	C	115	nd	48.4	23.3	14.5	13.8	7.1	0.06	18	34	7700	768	50	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	R	>115	nd																	
	Ap	20	nd	30.7	40.8	14.7	13.8	5.0	0.02	58	114	1756	631	44	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº 15	Bt1	70	nd	29.9	39.4	10.0	20.8	4.8	0.01	20	97	1904	627	46	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bt2	110	nd	38.7	33.3	8.8	19.2	4.8	0.01	16	99	1814	704	50	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C	>110	nd	43.4	32.0	7.9	16.7	5.0	0.02	23	95	1837	767	52	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Ap	18	nd	17.5	52.9	13.2	16.5	6.1	0.03	120	74	1823	477	46	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº16	Bt	39	nd	16.1	46.3	14.7	23.0	6.5	0.02	24	79	2212	616	45	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C1	70	nd	17.4	51.6	12.3	18.7	7.8	0.03	13	65	2316	727	63	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C2	105	nd	19.5	57.8	11.6	11.0	8.2	0.05	14	62	3206	786	165	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Ap	18	8.8	17.1	35.5	24.1	23.3	7.8	0.23	493	1043	4270	133	26	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Btk1	30	4.7	25.1	36.6	18.8	19.6	8.0	0.16	297	670	4020	103	22	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº17	Btk2	57	4.4	34.5	31.9	15.6	18.1	8.3	0.10	106	300	3565	61	31	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Ck	90	6.5	40.3	34.3	14.3	11.2	8.3	0.10	56	142	3452	52	30	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	R																			
	Apk	25	1.1	13.6	30.2	28.3	27.9	7.5	0.26	212	785	3706	144	37	0.30	0.51	1.5	11	17	4
Nº 19	Btk	52	0.2	26.9	34.5	12.3	26.2	7.9	0.11	160	117	3665	322	72	0.24	0.20	1.4	27	11	9
	Ck	110	8.8	31.4	41.1	15.8	11.7	8.3	0.10	45	33	4550	308	49	0.25	0.41	0.5	17	7	4
	R	>110																		
	Ap	20	7.3	14.5	33.4	25.7	26.3	8.1	0.12	68	60	4853	171	30	0.36	1.01	0.95	20	5.1	7.8
Nº 20	C	30	61.0	40.8	20.3	15.0	24.0	7.9	0.16	38	198	5295	662	56	Vest	0.68	1.50	18	3.3	13.2
	2Btkb	56		9.2	26.0	30.4	34.4	8.0	0.14	155	482	5530	139	26	0.34	0.60	1.56	11	10.0	5.8
	2Ck	90		38.5	30.9	17.8	12.7	8.2	0.11	37	36	4030	396	51	0.26	0.38	0.67	8	5.2	6.4
	2R	>90																		
	Ap	15	11.8	38.9	30.0	8.5	22.6	5.9	0.11	94	471	1752	332	30	vest	nd	nd	nd	nd	nd
	Bw	30	8.6	35.7	34.5	8.8	21.0	6.1	0.03	55	164	2282	392	22	vest	vest	0.58	97	23	15.7
Nº21	Btk	58	11.7	12.9	30.8	34.9	21.5	7.9	0.13	128	116	5015	147	22	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	C	110	61.8	35.2	21.9	15.4	27.4	7.7	0.16	50	87	3992	763	71	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	R	>110																		
	Ap	20	14.3	12.2	26.0	20.6	41.2	7.9	0.13	91	245	5885	689	12	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº 22	Bk	47	12.7	14.4	23.5	25.1	37.0	7.7	0.14	122	276	8540	659	22	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Ck1	70	32.9	25.9	27.3	27.4	19.4	8.1	0.11	24	67	3716	237	19	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Ck2	>70	46.2	35.2	27.0	28.1	9.7	8.4	0.07	22	26	3028	146	11	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Ap	30	8.9	25.0	25.7	14.0	35.4	7.7	0.31	209	511	6030	607	85	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nº23	Bt1	54	7.3	18.6	26.0	14.6	40.8	7.8	0.06	40	267	4509	653	23	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bt2	80	5.4	18.1	28.2	14.6	39.1	7.8	0.09	81	232	5520	712	32	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	R	>80																		
	Ap	25	8.6	11.3	38.9	23.8	25.9	8.1	0.11	385	378	3804	121	40	0.37	0.62	1.97	17	18	4.3
	A	38	17.2	25.0	33.2	14.7	27.1	7.6	0.51	232	138	3174	282	40	0.31	0.35	1.35	32	13	7.0
	Bt	58	11.8	7.6	44.8	9.6	38.0	7.4	0.10	53	172	4941	244	20	vest	0.18	1.61	39	64	5.4
	Bc	78	11.7	9.7	47.8	25.3	17.3	8.3	0.08	54	80	6835	493	41	0.37	0.63	0.45	20	2.8	12.0
Nº24	C1	111	0.9	23.4	56.8	9.1	10.7	7.2	0.02	44	42	1474	238	28	Vest	Vest	0.87	24	24	5.5
	C2	160	3.1	10.0	65.8	16.3	7.9	8.5	0.06	52	72	3644	362	25	1.56	0.33	0.30	16	1.6	7.9
	R	>160																		
	Ap	20	10.9	34.5	32.3	13.8	19.4	6.3	0.03	188	330	1183	640	37	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bw	39	6.1	33.7	35.1	8.7	22.4	6.1	0.04	157	149	1402	851	36	vest	vest	0.86	81	24	17
Nº25	2Bt	54	6.1	20.2	23.8	11.4	44.6	7.1	0.05	41	192	2016	1723	44	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	2BCk	94	29.0	16.1	26.4	16.7	40.7	7.8	0.11	37	108	1826	1583	50	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	2R	>94																		
	Ap	20	nd	34.1	27.4	11.4	27.1	6.6	0.05	197	229	3040	395	20	Vest	0.16	1.42	64	45	24
Nº26	Bw	41	nd	36.2	26.5	10.5	26.8	6.9	0.11	205	120	3266	430	23	Vest	0.23	1.24	54	23	23
	Ck	110	nd	33.8	23.2	28.5	14.5	7.9	0.13	34	61	4310	241	33	0.28	1.07	1.46	10	3	6
	R	>110																		

Ref	N	C	C/N	Bases de Troca				CTC	GSB	$CaCO_3$	Cor
				Ca	Mg	K	Na				
	----%----			----------$Cmol_{(+)}$ kg^{-1}----------					%	%	
Nº 13	0.07	0.64	9.1	5.1	1.2	0.05	0.50	11.3	61.1	0.4	10YR 5/2
	0.06	0.52	8.4	4.6	1.0	0.04	0.46	9.1	60.4	0	10YR 5/2
	0.05	0.41	8.0	5.0	1.4	0.07	0.48	12.0	58.3	0	10YR 4/2
	0.03	0.35	10.2	3.9	2.1	0.02	0.51	10.5	62.1	0	10YR 4/1
	0.08	0.17	2.3	4.0	1.4	0.04	0.60	8.9	67.4	11.0	10YR 6/3
Nº 14	0.13	1.51	11.6	5.1	2.5	0.19	0.43	11.6	70.1	0	7.5YR 4/4
	0.08	0.87	10.7	6.3	1.4	0.08	0.58	15.1	55.6	0	7.5YR 4/4
	0.04	0.52	13.1	11.3	6.5	0.20	0.51	25.7	71.9	0	7.5YR 5/4
	0.03	0.23	9.2	8.3	5.9	0.08	0.58	22.0	67.7	0.4	5YR 4/6
	0.01	0.06	9.6	5.1	2.6	0.02	0.55	14.0	59.3	0.4	10YR 5/4
Nº 15	0.14	1.16	8.5	10.1	5.3	0.08	0.29	15.8	84.0	1.7	7.5YR 2.5/3
	0.07	0.58	7.8	10.8	5.2	0.07	0.49	16.6	92.2	1.1	7.5YR 2.5/3
	0.07	0.35	5.2	10.7	3.2	0.07	0.47	14.4	78.2	0.6	7.5YR 3/3
	0.05	0.23	4.4	11.3	8.7	0.08	0.05	20.6	100	0.5	7.5YR 3/3
Nº16	0.11	1.28	11.4	8.1	3.3	0.16	0.16	17.2	68.6	0	7.5YR 3/4
	0.07	0.52	7.1	7.3	3.4	0.18	1.11	17.8	61.3	0.6	7.5YR 4/6
	0.05	0.29	5.9	12.5	6.5	0.09	0.34	16.4	100	1.2	10YR 3/6
	0.04	0.17	4.5	17.9	13.4	0.41	0.28	20.0	100	2.3	10YR 4/4
Nº17	0.23	1.62	7.1	31.6	1.25	1.96	0.13	25.4	100	21.0	10YR 5/3
	0.18	1.10	5.3	31.7	0.96	3.20	0.14	20.8	100	28.0	10YR 5/3
	0.10	0.46	4.6	30.9	0.56	0.39	0.15	11.6	100	36.0	10YR 5/3
	0.07	0.35	5.0	32.0	0.56	0.37	0.19	11.0	100	36.0	10YR 5/3
Nº 19	0.25	2.49	10.0	7.3	0.5	0.62	0.17	10.3	83.5	20.0	10YR 6/3
	0.05	0.75	7.7	8.3	1.6	0.06	0.43	12.3	84.6	10.0	10YR 5/2
	0.01	0.17	12.4	7.4	1.8	0.03	0.40	10.1	95.0	25.0	10YR 8/2
Nº 20	0.04	0.41	10.4	2.6	0.65	0.03	0.42	6.7	55.2	25.0	10YR 7/2
	0.02	0.12	5.8	5.8	2.39	0.08	0.58	13.3	66.9	9.0	7.5YR 6/3
	0.10	0.87	9.1	8.4	0.70	0.30	0.46	12.8	77.3	12.0	7.5YR 6/2
	0.01	0.06	5.3	5.3	1.49	0.04	0.69	9.9	75.7	23.0	10YR 4/4
Nº21	0.12	0.46	3.8	3.1	1.1	0.19	0.51	9.4	52.1	0	7.5YR 4/4
	0.07	0.75	10.7	3.9	1.7	0.12	0.43	11.2	55.4	0	7.5YR 5/4
	0.03	0.29	10.6	6.7	0.8	0.12	0.53	11.3	72.5	21.4	10YR 8/2
	0.02	0.23	12.9	5.6	1.6	0.03	0.58	12.6	61.9	11.4	5YR 5/6
Nº 22	0.09	0.93	5.7	13.8	2.4	0.05	0.48	22.3	74.9	9.7	5YR 474
	0.10	0.93	5.3	12.5	2.1	0.10	0.39	21.3	70.1	12.0	7.5YR 4/4
	0.03	0.29	6.4	4.0	1.0	0.02	0.44	8.9	61.8	24.0	7.5YR 7/4
	0.02	0.17	7.7	3.0	0.9	0.01	0.33	7.1	62.0	25.0	7.5YR 8/2
Nº23	0.10	0.87	8.9	6.6	1.5	0.16	0.88	15.1	60.5	2.0	10YR 4/3
	0.05	0.58	12.6	8.4	1.6	0.07	0.44	14.8	71.0	1.9	10YR 4/3
	0.03	0.17	5.1	7.2	2.4	0.06	0.50	16.3	62.3	0	10YR 4/2
Nº24	0.15	0.70	4.7	8.0	0.7	0.27	0.16	11.6	78.4	8.2	10YR 4/4
	0.13	0.64	4.9	11.6	1.6	0.12	0.49	16.9	83.2	5.0	10YR 5/3
	0.06	0.23	3.7	13.8	1.2	0.04	0.23	19.4	78.4	1.8	7.5YR 3/3
	0.03	0.12	6.1	10.4	1.9	0.04	0.33	16.5	76.7	1.1	2.5 YR 6/3
	0.04	0.12	4.5	3.3	1.4	0.02	0.25	7.5	66.4	0.6	10YR 4/4
	0.01	0.06	5.8	7.0	1.5	0.03	0.19	11.3	77.0	4.5	2.5 YR 6/2
Nº25	0.07	0.87	12.4	1.8	2.0	0.17	0.42	9.0	48.8	0	10YR 5/3
	0.05	0.52	10.0	2.3	2.9	0.09	0.51	10.5	55.2	0	10YR 5/3
	0.04	0.35	8.9	2.4	2.7	0.05	0.51	10.6	53.7	0.2	10YR 5/3
	0.03	0.17	6.9	2.3	3.0	0.03	0.52	11.6	50.0	2.9	7.5YR 5/6
Nº26	0.07	0.75	10.7	3.8	1.3	0.12	0.16	8.9	60.1	2.9	7.5YR 4/3
	0.07	0.75	10.9	5.7	1.5	0.07	0.25	11.1	67.5	0.9	7.5YR 5/3
	0.02	0.17	9.2	5.6	1.2	0.03	0.40	8.4	85.7	20.0	7.5YR 7/4

Relación entre la respiración del suelo y propiedades indicadoras de la calidad del suelo en un viñedo de la D.O.Ca. Rioja con manejos alternativos

PEREGRINA, F.[1], LARRIETA, C.[1], COLINA, M.[1], MARISCAL-SANCHO, I.[2], MARTÍN, I.[1], MARTÍNEZ-VIDAURRE, J. M.[1], GARCÍA-ESCUDERO, E.[1]

[1] Instituto de Ciencias de la Vid y el Vino-Servicio de Investigación y Desarrollo Tecnológico Agroalimentario, Gobierno de la Rioja. Logroño
[2] Departamento de Edafología. ETSI Agrónomos. UPM. Madrid

Resumen
En un suelo de viñedo representativo de la D.O.Ca Rioja se han estudiado la capacidad de dos manejos de suelo alternativos, cubiertas vegetales y la aplicación de sustrato de postcultivo de champiñón (SPCH) para incrementar el carbono orgánico del suelo y mejorar la calidad del mismo. Se muestreó la capa más superficial del suelo (0-5 cm), y se encontró que ambos manejos incrementaron la materia orgánica total y las fracciones lábiles como el Carbono soluble y el Nitrógeno potencialmente mineralizable. Sin embargo las cubiertas vegetales presentan mayor actividad enzimática β-Glucosidasa y Ureasa; las cuales mostraron altas correlaciones con la respiración del suelo.

Palabras clave
Calidad de suelo, respiración del suelo, cubiertas vegetales, substrato agotado de champiñón, materia orgánica lábil, actividades enzimáticas

1. Introducción

El laboreo es la técnica tradicional del manejo del suelo en los viñedos de la D.O. Ca. Rioja. El laboreo deshace los agregados del suelo, incrementando la aireación y la actividad degradación de la materia orgánica por los microorganismos del suelo (REEVES, 1997). Así los suelos de viñedo de La Rioja se caracterizan por tener contenidos en materia orgánica menores del 1 % (PEREGRINA et al., 2010) lo que condiciona negativamente la calidad de estos suelos.

Una alternativa para incrementar los niveles de materia orgánica de los suelos de viñedo, es el uso de cubiertas vegetales permanentes. Estas a corto plazo pueden incrementar de forma sustancial el contenido de materia orgánica en la zona más superficial del suelo mejorando la calidad del mismo (PEREGRINA et al. 2009a). Dicha forma de manejo del suelo también presenta interés agronómico, ya que puede reducir el exceso de vigor del viñedo que perjudica la calidad de vino (SMART et al., 1991).

Por otra parte, la aplicación de enmiendas orgánicas también puede ser una estrategia útil para incrementar el carbono del suelo. En La Rioja se producen anualmente 306.000 Tm de sustrato de postcultivo de champiñón agotado (SPCH) un residuo rico en materia orgánica (50-65 % m.s.), que actualmente se depositan en vertederos, pudiendo llegar a constituir una fuente de contaminación. En trabajos

previos donde se ha estudiado la aplicación de SPCH a suelos de viñedo se ha observado que este incrementa el contenido en Carbono Orgánico (Corg), el Carbono soluble (Csol) y el Nitrógeno potencialmente mineralizable (Nmin) (PEREGRINA et al. 2009b).

Diversas propiedades físicas, químicas y biológicas se pueden emplear para evaluar la calidad del suelo y los cambios producidos. Así además del contenido de materia orgánica, se pueden emplear las fracciones de materia orgánica lábiles como el Carbono soluble y el Nitrógeno potencialmente mineralizable (HAYNES, 2005). También como indicadores biológicos se emplean las actividades enzimáticas que intervienen en los ciclos del Carbono y Nitrógeno, como son la β-Glucosidasa y la Ureasa. La respiración del suelo o flujo de CO_2 en condiciones de campo es un indicador integrador de la actividad biológica del suelo, ya que este flujo de CO_2 es producido por la actividad metabólica de los microorganismos del suelo y de las raíces de las plantas, y además depende de la características físico-químicas del propio suelo como de su contenido en materia orgánica (LUO & ZUO, 2006).

Nuestra hipótesis es que los manejos alternativos de suelo como las cubiertas vegetales y la aplicación de SPCH, pueden mejorar la calidad del suelo, y esta mejora puede manifestarse con las fracciones lábiles de materia orgánica, las actividades enzimáticas y la respiración de suelo en condiciones de campo.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es estudiar la respuesta de varios indicadores de calidad del suelo frente: a dos manejos alternativos y su relación con la respiración del suelo en condiciones de campo de un suelo de viñedo representativo de la D.O.Ca Rioja.

3. Metodología

El estudio se realizó en la finca "La Grajera", propiedad de la Comunidad Autónoma de La Rioja. El suelo donde se desarrollan los ensayos se clasifica como Haploxerepts (SOIL SURVEY STAFF, 2006). La textura en los 30 cm superficiales queda definida por un 33,7 % de arena, 43,3 % de limo y 23,0 % de arcilla. El contenido en carbonatos es del 14,9 %, un pH en agua 8,62 y un contenido de materia orgánica de 0,93 %. La pendiente promedio de la parcela es de 10, 2 %.

El primer ensayo se dispuso en bloques al azar con tres tratamientos y tres repeticiones en un viñedo plantado en 1994, con la variedad Tempranillo (clon 26) injertado sobre R-110, y con un marco de plantación de 2,90 m x 1,15 m con conducción en vaso. Las parcelas se extienden a lo largo de toda la calle del viñedo que ocupa toda la pendiente, y tienen unas dimensiones de 69 m x 5,80 m, con aproximadamente 60 cepas.

Los tratamientos fueron:

- (L) Laboreo: se aplica el laboreo convencional a ambos lados de la línea de plantación.

- (CE) Cubierta Espontánea tratamiento en el que desde 2004 se mantiene a ambos lados de la línea de plantación, una cubierta vegetal conformada por especies de vegetación espontánea formada por las siguientes especies *Bromus mollis* L., *Hordeum murinum* L., *Diplotaxis erucoides* (L.) DC., *Sonchus Sonchus asper* (L.) Hill, *Sonchus oleraceus* L., *Veronica latifolia* L., *Conyza canadensis* (L.) Cronquist. y *Papaver hybridum* L**.**

- (Br) Cubierta Sembrada de Bromo: tratamiento en el que desde 2004 a ambos lados de la línea se mantiene una cubierta vegetal sembrada de *Festuca longifolia* Thuill., que en Febrero de 2009 se sustituyó por otra de *Bromus cathartichus* L., en ambos casos la siembra se realizó con una sembradora y con una labor a 15 cm de profundidad.

El manejo de las cubiertas consistió en la siega de las mismas dos veces al año, la primera en la primera semana de Febrero y la segunda en la última semana de Mayo o primera semana de Junio.

El segundo ensayo se planteó con un diseño en bloques al azar con cinco tratamientos y tres repeticiones, en un viñedo plantado en 1994, con la variedad Tempranillo (clon 26) injertado sobre R-110, y con un marco de plantación de 2,90 m x 1,15 m con conducción en espaldera. Cada repetición consistió en parcelas de dimensiones 8 m x 5 m y 10 cepas, estas parcelas se distribuyeron a lo largo de la pendiente.

Se emplearon dos tipos de sustrato de postcultivo de champiñón:
SPCH-F: sustrato sin tratamiento de compostaje tras la finalización del cultivo de champiñón, sus principales características se muestran en la Tabla 1.
SPCH-C: sustrato fresco que se compostado en condiciones aeróbicas durante 90 días, sus principales características se muestran en la Tabla 1.

Los tratamientos consistieron en:

- (L) Laboreo: se realizó el laboreo convencional a ambos lados de la línea de plantación.

- F08: aplicaciones de SPCH-fresco en peso seco de 6630 kg ha^{-1} en 2006, 7996 kg ha^{-1} en 2007, 8417 kg ha^{-1} en 2008 y 8003 kg ha^{-1} en 2009.

- C08: aplicaciones de SPCH-recompostado en peso seco de 7975 kg ha^{-1} en 2006, 8009 kg ha^{-1} en 2007, 8289 kg ha^{-1} en 2008 y 8003 kg ha^{-1} en 2009.

- F25: aplicaciones de SPCH-fresco en peso seco de 19889 kg ha^{-1} en 2006, 25228 kg ha^{-1} en 2007, 26288 kg ha^{-1} en 2008 y 24998 kg ha^{-1} en 2009.

- C25: aplicaciones de SPCH-recompostado en peso seco de 23925 kg ha^{-1} en 2006, 25010 kg ha^{-1} en 2007, 25890 kg ha^{-1} en 2008 y 24996 kg ha^{-1} en 2009.

Tabla 1. Características físico-químicas del sustrato de postcultivo de champiñón aplicado cada año.

	2006		2007		2008		2009	
	SPCH-F	SPCH-C	SPCH-F	SPCH-C	SPCH-F	SPCH-C	SPCH-F	SPCH-C
pH (1:5)	6,7	8,1	6,6	7,8	6,7	8,1	8,4	7,7
C.E.1:5 (mS/cm)	6,0	5,4	5,6	7,1	5,8	6,9	8,33	9,16
M.O. (% m.s.)	48,9	39,1	65,4	36,2	63,5	50,2	54,6	48,3
N total (% m.s.)	2,0	1,4	2,9	1,6	2,2	1,8	2,78	2,45
C/N	14,2	16,2	13,1	13,1	17	16	9,8	9,9

En los tratamientos de SPCH la vegetación adventicia se eliminó de la calle con el laboreo convencional al igual que en el tratamiento control.

En todos los tratamientos de los dos ensayos la línea se ha mantenido libre de vegetación con la ayuda de tratamientos herbicidas localizados.

En ambos ensayos no se aplicó ninguna fertilización durante el estudio.

Se determinó el flujo de CO_2 en la primera semana de Junio de 2009, debido a que el flujo de CO_2 es muy dependiente de la temperatura y la humedad del suelo, y en esta fecha las temperaturas eran suficientemente altas sin que el suelo estuviera excesivamente seco. El flujo de CO_2 se determinó con el equipo portátil EGM-4 y se realizó dos medidas por cada parcela a unos 40 cm de la línea de las cepas, entre las 9:00 las 12:00 (hora solar) para reducir la variabilidad en el flujo de CO_2 debido a las diferencias de temperatura durante el día (PARKIN & KASPAR, 2003). La cámara de medidas de gases empleada tiene 15 cm de altura y 10 cm de diámetro y una capacidad de medida del flujo de CO_2 de 0 a 9,99 g CO_2 m^2 $hora^{-1}$. La cámara fue colocada en el suelo durante 150 segundos. La temperatura del suelo se determinó con un termómetro portátil a 2,5 cm de profundidad, junto al lugar donde se determinó la respiración. En el caso de las cubiertas vegetales fueron segadas las plantas en la zona donde se iba a colocar la cámara para reducir en lo posible las interferencias por la respiración de estas plantas.

En la segunda semana de junio de 2009, se muestreó el suelo. En cada repetición se tomó una muestra compuesta de tres submuestras tomadas de 0-5 cm de profundidad. De cada muestra, una alícuota se conservó en cámara frigorífica a 4 º C. El resto de la muestra se secó al aire, se tamizó a 2 mm y se determinó el porcentaje en peso de los elementos gruesos.

En la muestra secada al aire, se determinó el carbono orgánico (Corg) por oxidación con dicromato (NELSON & SUMMERS, 1982). El carbono soluble (Csol) fue determinado según el método de BURFORD & BREMMER (1975), brevemente 5 g de suelo se agitan en agua desionizada durante 30 minutos, se filtra con filtro Whatman nº 42, y en el filtrado se determina el carbono mediante oxidación con dicromato. Asimismo se valoró el nitrógeno potencialmente mineralizable en condiciones anaeróbicas (Nmin), según método descrito por BURT (2004). Para ello se tomaron 5 g de suelo que se introducen en un tubo de ensayo con 12,6 ml de agua desionizada cerrando el tubo, se incubó a 40 º C durante una semana. A este amonio se le resta el amonio extraíble en KCl 2 M, determinándose en ambos casos la concentración de amonio por el método Berthelot del hipoclorito-salicilato.

En la muestra de suelo conservada a 4º C, se determinó la actividad enzimática Ureasa (UR) después de una incubación de 2 h a 37 º C, empleando urea como substrato, con un tampón de borato (KANDELER & GERBER 1988). La actividad β-Glucosidasa (BG) se determinó tras la incubación de 3 h a 37 ºC usando β-glucósido-saligenin como substrato según el método STROBL & TRAUNMÜLLER (1996).

Análisis estadístico

Para el tratamiento estadístico de los resultados, se utilizó el programa Statgraphics Plus for Windows 4.0. Se compararon las medidas empleando el análisis ANOVA de comparación de medias empleando la mínima diferencia significativa (L.S.D.), y se determinó la matriz de correlaciones de Pearson de los parámetros determinados.

4. Resultados

El Carbono orgánico se incrementó en todos los tratamientos significativamente respecto del Laboreo (Fig. 1). Alcanzando los tratamientos con dosis más altas de SPCH valores similares a la cubierta Espontánea. La fracción de Carbono soluble también se incrementa significativamente en todos los tratamientos respecto del Laboreo (Fig. 2). La cubierta Espontánea incrementó el Csol respecto de la cubierta de Bromo, mientras que al incrementar la dosis de SPCH-F y SPCH-R se incrementa significativamente el Csol. El Nmin en la cubierta Espontánea es mayor significativamente que en el Laboreo, mientras que el incremento en la cubierta de Bromo no fue significativo (Fig. 3). Por su parte todos los tratamientos de SPCH incrementaron significativamente el Nmin respecto del Laboreo, siendo significativamente superior el Nmin con las dosis mayores de SPCH.

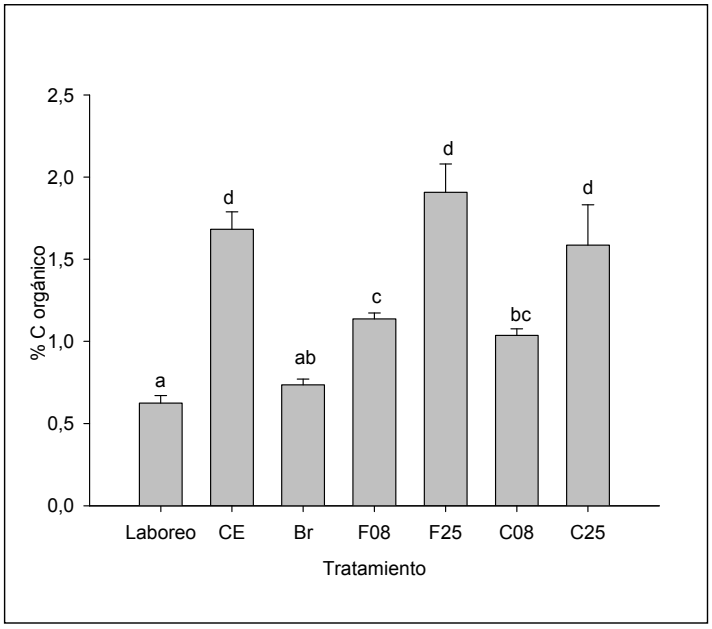


Figura 1. Contenido en Carbono orgánico en los diferentes tratamientos. El error estándar se indica con barras y las letras diferentes indican diferencias significativas (95 %) con el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

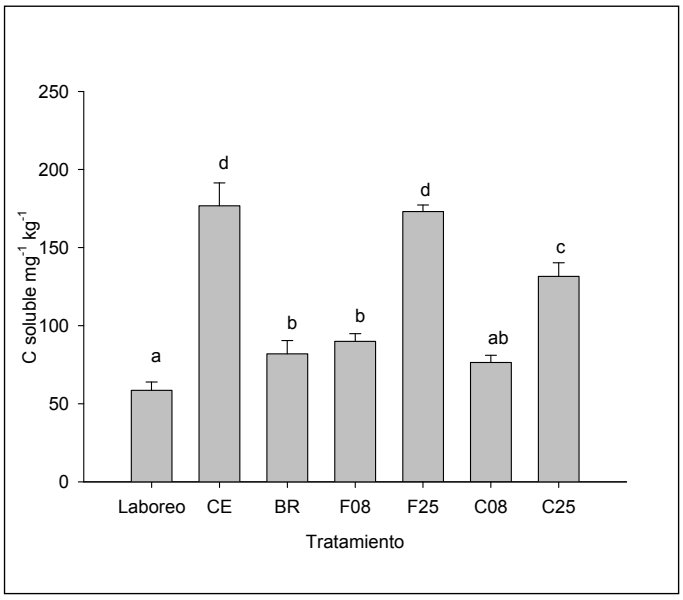


Figura 2. Contenido en Carbono soluble de los diferentes tratamientos. El error estándar se indica con barras y las letras diferentes indican diferencias significativas al 95 % con el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

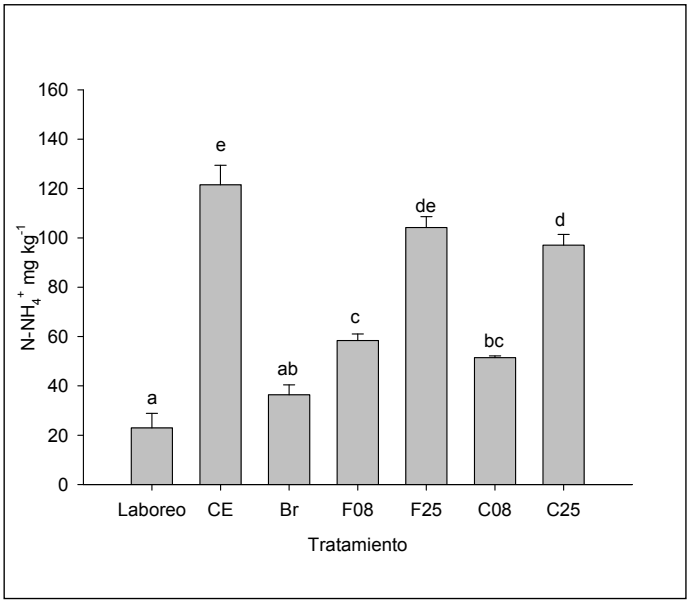


Figura 3. Nitrógeno Potencialmente Mineralizable en los diferentes tratamientos. El error estándar se indica con barras y las letras diferentes indican diferencias significativas al 95 % con el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

Incrementos en el Corg, el Csol y el Nmin en el horizonte superficial en viñedos con cubiertas vegetales en clima mediterráneo han sido descritos por STEENWERTH & BELINA (2008). En el caso de los incrementos debidos a las aplicaciones de SPCH, resultados similares en diferentes suelos de La Rioja fueron encontrados por PEREGRINA et al. (2009b), otros trabajos también muestran un incremento de Corg por aplicación de SPCH (COURTNEY & MULLEN, 2007). El menor contenido en Corg y Csol en superficie en la cubierta de Bromo respecto de la Espontánea es debido al laboreo realizado para la siembra del Bromo, que mezcló de la capa de suelo más superficial con el suelo de capas inferiores con menor contenido en materia orgánica.

La actividad β-Glucosidasa en los dos tipos de cubiertas se incrementó significativamente respecto del Laboreo, siendo la actividad β-Glucosidasa significativamente superior en la cubierta Espontánea respecto del Bromo (Fig. 4). Sin embargo en los tratamientos de SPCH no se incrementó significativamente esta actividad enzimática respecto del Laboreo.

La actividad Ureasa también se incrementó significativamente en ambos tipos de cubierta respecto del Laboreo, siendo superior significativamente en la Cubierta Espontánea respecto del Bromo, por su parte ninguno de los tratamientos con SPCH incrementó significativamente la actividad Ureasa (Fig. 5).

El incremento de la actividad de la β-Glucosidasa bajo cubiertas vegetales en clima mediterráneo también ha sido descrita por RAMOS et al. (2010), y este incremento sería debido al mayor contenido de materiales ricos en celulosa en el suelo por el aporte de los restos de la cubierta vegetal. Así en los tratamientos de SPCH no se produce este incremento por que este material tendría menor contenido en celulosa. En cuanto a la actividad Ureasa, ROLDÁN et al. (2005) encontraron incrementos en esta actividad bajo un manejo de no laboreo.

La respiración del suelo se incrementó significativamente en los dos tipos de cubiertas respecto del Laboreo, presentando la cubierta Espontánea una respiración significativamente mayor que el Bromo (Fig. 6). Los tratamientos de SPCH, no presentaron diferencias significativas respecto del Laboreo aunque los tratamientos F25 y C25 tendieron a incrementar la respiración del suelo respecto del Laboreo.

El incremento de la respiración del suelo en viñedos con cubiertas vegetales en clima mediterráneo también lo observaron STEENWERTH & BELINA (2008).

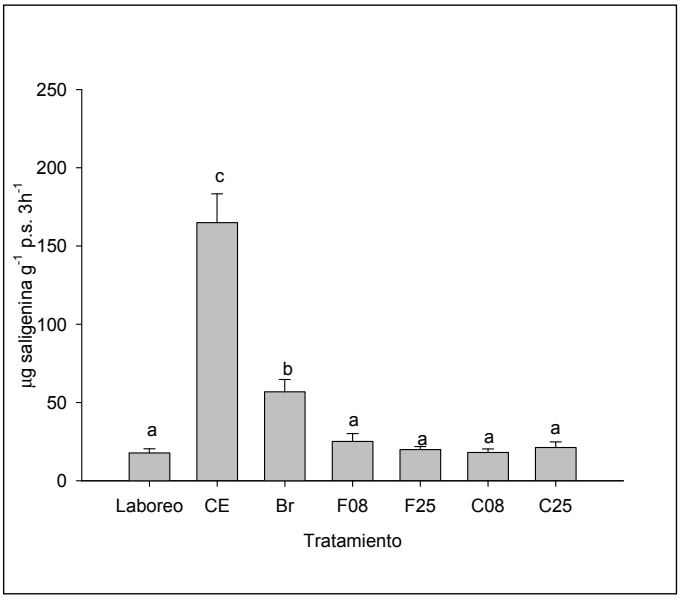


Figura 4. Actividad β-Glucosidasa en los diferentes tratamientos. El error estándar se indica con barras y las letras diferentes indican diferencias significativas al 95 % con el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

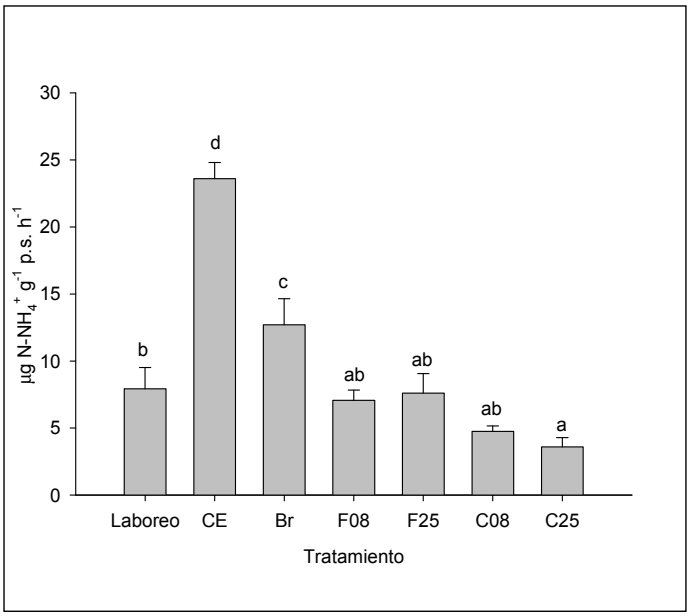


Figura 5. Actividad Ureasa en los diferentes tratamientos. El error estándar se indica con barras y las letras diferentes indican diferencias significativas al 95 % con el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

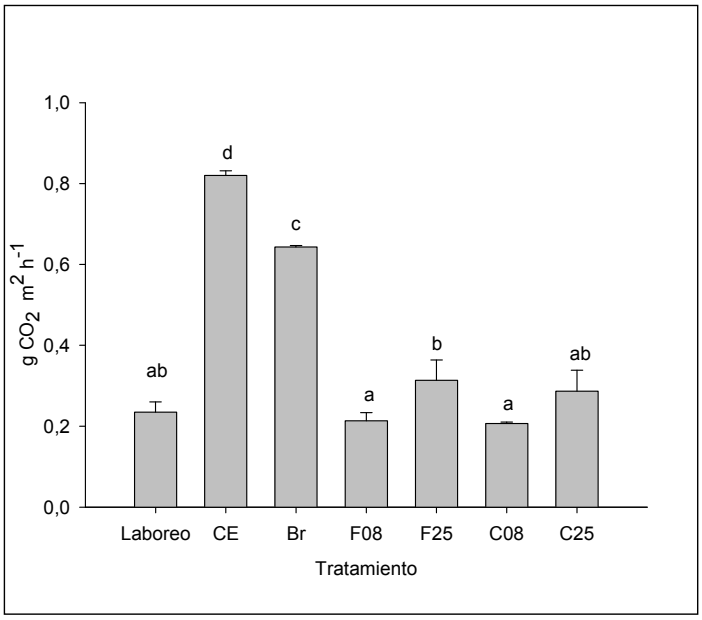


Figura 6.Respiración del suelo en los diferentes tratamientos. El error estándar se indica con barras y las letras diferentes indican diferencias significativas al 95 % con el test de la mínima diferencia significativa (L.S.D.).

Respecto a las correlaciones entre los diferentes factores determinados, el Corg se correlacionó significativamente con el Csol y el Nmin (Tabla 2). El contenido en Csol es el indicador de calidad que más correlaciones significativas presenta en este estudio. El Nmin se correlacionó significativamente de forma más débil con la actividad β-Glucosidasa. La actividad β-Glucosidasa tuvo altas correlaciones significativas con la Ureasa y la respiración del suelo. Mientras que la respiración del suelo se correlacionó significativamente con la actividad Ureasa. La correlación entre el Csol y la actividad β-Glucosidasa fue encontrada por MELERO et al. (2009) con laboreo de conservación.

Tabla 2. Matriz de correlaciones de Pearson (n=24) de los parámetros del suelo determinados

	Corg	Csol	Nmin	β-Glucosidasa	Ureasa	Respiración
Corg						
Csol	0,8476*					
Nmin	0,8974*	0,9105*				
β-Glucosidasa	0,3249	0,5325*	0,5110*			
Ureasa	0,2079	0,4324*	0,3001	0,8976*		
Respiración	0,1911	0,4827*	0,4037	0,8608*	0,8166*	

** Significancia al 95 %*

5. Discusión

Los dos manejos de suelo estudiados incrementaron respecto del laboreo convencional tanto el Corg, como el Csol que es la fracción más disponible para los microorganismos edáficos y por tanto estos incrementos representan un potencial de mejora de la calidad de estos suelos, como indica los incrementos en el Nmin. Pero este incremento de Corg se realiza con diferentes tipos de materia orgánica que hacen que en los dos manejos estudiados, cubiertas vegetales y la aplicación de SPCH, los indicadores de actividad biológica sean distintos. Así los suelos de las cubiertas vegetales, tienen mayor actividad de la β-Glucosidasa, que es indicadora de la presencia de mayor biomasa microbiana aerobia, que también provocaría la mayor tasa de actividad Ureasa. Esta mayor actividad microbiana provocaría en parte, junto a la respiración de las raíces, el incremento de la tasa de respiración de suelo, ya que la actividad β-Glucosidasa libera azucares sencillos que son usados como fuente de energía por los microorganismos del suelo, además en la actividad Ureasa también se libera CO_2 como producto final de la reacción que cataliza. La proliferación de biomasa microbiana incrementaría el consumo de N inorgánico (NO_3^- y NH_4^+) y sería la causante del descenso en la disponibilidad de Nitrógeno encontrado bajo cubiertas vegetales (PEREGRINA et al., 2009c).

En cuanto a los tratamientos de SPCH en los dos tipos de compost Fresco y Recompostado, observamos que tanto la tasa de respiración del suelo como los indicadores de actividad enzimática, no se han incrementado significativamente, a pesar de los incrementos de Corg, Csol y Nmin. Esto puede ser debido a que el aporte de estos tipos de materia orgánica no incrementa la actividad de la biomasa microbiana de tipo aeróbico que interviene en los procesos de degradación de la celulosa y la oxidación de la urea. Sin embargo el incremento de la fracción de carbono fácilmente disponible por los microorganismos (Csol) permite que en condiciones anaeróbicas se den tasas altas de mineralización de materia orgánica, con un potencial incremento en la disponibilidad de N.

6. Conclusiones

Los dos tipos de manejos estudiados, cubiertas vegetales y la aplicación de SPCH, incrementan el contenido en Carbono orgánico del suelo y las fracciones lábiles de la materia orgánica en un suelo de viñedo de la D.O.Ca. Rioja. La respuesta de la respiración del suelo y las actividades enzimáticas al incremento del Carbono del suelo fue mayor en los suelos de cubiertas vegetales. Por tanto los dos manejos pueden mejorar ciertos indicadores de calidad del suelo, pero el diferente origen de la materia orgánica aplicada hace que los procesos biológicos predominantes sean distintos para cada tipo de manejo. Es necesario profundizar en el efecto de cada manejo en la

actividad biológica de cara a poder conocer su efecto en otros aspectos relacionados con la calidad del suelo, como es la dinámica del N.

7. Agradecimientos

El presente trabajo se realizado gracias al INIA y el Fondo Social Europeo a través del programa de Doctores INIA-CCAA. También gracias a la financiación del Gobierno de la Rioja a través del proyecto regional R-07-09 y del INIA (proyecto RTA 2009-00101-00-00).

Por último también queremos agradecer la colaboración de Mª Carmen Arroyo Grandes del Laboratorio Regional de la Rioja y Margarita Pérez Clavijo del Centro Tecnológico del Champiñón (CTICH).

8. Bibliografía

BURT R. 2004. Soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigations report no. 42. Ver. 4.0. USDA-Natural Resources Conservation Service.700. Lincoln.

COURTNEY, R. G., MULLEN, G. J., 2007. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. *Bioresour. Technol.* 99, 2913–2918.

KANDELER, E., GERBER, H., 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fert. Soils* 6, 68-72.

HAYNES, R. J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Agron. J.* 85, 221–268.

LUO, Y., ZHOU, X., 2006. Soil respiration and the environment. Academica Press. 305. San Diego.

MELERO, S., LÓPEZ-GARRIDO, R., MURILLO, J. M., MORENO, F., 2009. Conservation tillage: Short- and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions *Soil Till. Res.* 104, 292–298

NELSON, D. W., SOMMERS, L. E., 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. En PAGE A. L. et al. (ed.): Methods of soil analysis. Part 2. Agron. Mongr. 9 2nd ed . 539-594. ASA and SSSA, Madison, WI.

PARKIN, T. B., KASPAR, T. C., 2003. Temperature controls on diurnal carbon dioxide flux: Implications for estimating soil carbon loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 621-628.

PEREGRINA F., LARRIETA, C., IBÁÑEZ, S., GARCÍA-ESCUDERO, E., 2009a. Incremento del carbono orgánico del suelo en un viñedo de la D.O.Ca. Rioja con distintas cubiertas vegetales: Efecto de la estratificación del carbono orgánico en indicadores de la calidad del suelo. En SANCHÉZ DÍAZ, J., ASINS VELIS S. (eds): Control de la Degradación de los Suelos y el Cambio Global. 277-278. CIDE. Valencia.

PEREGRINA, F., LARRIETA C., MARTÍN, I., MARTÍNEZ-VIDAURRE J. M., GARCÍA-ESCUDERO E., 2009b. Aplicación de sustrato de postcultivo de champiñón en distintos suelos de la D.O.Ca. Rioja: efecto sobre el carbono orgánico, los agregados

estables al agua y el nitrógeno potencialmente mineralizable. En SANCHÉZ DÍAZ, J., ASINS VELIS S. (eds): Control de la Degradación de los Suelos y el Cambio Global. 287-288. CIDE. Valencia.

PEREGRINA, F., LARRIETA, C., IBÁÑEZ, S., GARCÍA-ESCUDERO, E., 2009c. Efecto de dos tipos de cubierta vegetal en la disponibilidad de nitrógeno en un viñedo de la Denominación Origen Controlada Rioja. En PARDO, A., SUSO, M. L., VÁZQUEZ, N. (eds): Actas de Horticultura nº 54. VI Congreso Ibérico de Ciencias de Hortícolas. 399-400. SECH, Logroño.

PEREGRINA, F., LÓPEZ, D., ZABALLA, O., VILLAR, M. T., GONZÁLEZ, G., GARCÍA-ESCUDERO, E., 2010. Calidad de los suelos de viñedo en la Denominación de Origen Rioja: Índice de riesgo de encostramiento (FAO-PNUMA), contenido de carbono orgánico y relación con los niveles de fertilidad. *Rev. de Ciências Agrárias* 33 (In Press)

RAMOS, M. E., BENÍTEZ, E., GARCÍA, P. A., ROBLES, A. B., 2010. Cover crops under different managements vs. frequent tillage in almond orchards in semiarid conditions: Effects on soil quality. *Applied Soil Ecol.* 44, 6–14

REEVES, D. W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous systems. *Soil Tillage Res*. 43, 131-167

ROLDÁN, A., SALINAS-GARCÍA, J. R., ALGUACIL, M. M., DÍAZ, E., CARAVACA, F., 2005. Soil enzyme activities suggest advantages of conservation tillage. *Geoderma* 129, 178– 185.

SMART, R. E., DICK, J. K., GRAVETT, I. M., FISHER, B. M., 1991. Canopy management to improve grape yield and wine quality: Principles and practices. *S. Afr. J. Enol. Vitic.* 11, 3–17.

SOIL SURVEY STAFF, 2006. Keys to Soil Taxonomy, 10th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

STEENWERTH, K., BELINA, K. M., 2008. Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. *Appl. Soil Ecol.* 40, 359–369.

STROBL, W., TRAUNMÜLLER, M., 1996. β-Glucosidase Activity. En: Methods in Soil Biology. 198-200. Springer Labor. Berlin.

Propiedades emergentes derivadas de la estructura molecular de la materia orgánica que explican la variabilidad de las propiedades hidrofísicas en suelos mediterráneos

ÁLVAREZ, A.[1], CARRAL, P.[1], HERNÁNDEZ, Z.[2], ALMENDROS, G[2].
[1] Departamento de Geología y Geoquímica, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid. Cantoblanco, 28049 Madrid, España. E-mail: anamaria.alvarez@uam.es
[2] Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano 115B, 28006 Madrid, España.

Resumen

Se estudiaron diferentes suelos seminaturales y agrícolas (Entisoles, Inceptisoles y Alfisoles) bajo condiciones semiáridas en Castilla-La Mancha (España), con objetivo de identificar características moleculares de la materia orgánica que puedan explicar la variabilidad en las propiedades hidrofísicas de los suelos y ser utilizados como indicadores de calidad de los suelos frente al stress hídrico y a los procesos erosivos. La capacidad de retención de agua, las curvas de infiltración del perfil, los parámetros *b* y *c* de la ecuación de Kostiakov (1932) se obtuvieron en condiciones de campo con un infiltrómetro de doble anillo. Se determinó la estabilidad de agregados, densidad aparente, porosidad y composición textural, así como las propiedades químicas (pH, CE, contenido de C orgánico e inorgánico, C/N, CIC y bases intercambiables). Se llevó a cabo el fraccionamiento de la materia orgánica del suelo y se aisló la fracción de ácidos húmicos para su posterior análisis por espectroscopía visible y pirólisis analítica, combinada con cromatografía de gases y espectrometría de masas. Se realizó la interpretación conjunta de los datos mediante análisis estadísticos multivariantes tales como regresiones múltiples con selección automática de variables, análisis de componentes principales y ordenamiento multidimensional no lineal. Los resultados indican que la infiltración y la estabilidad estructural se relacionan con un conjunto de características de los ácidos húmicos que indican una baja condensación estructural. Los valores más elevados de estabilidad de agregados, tasa de infiltración acumulada y permeabilidad (parámetro *c*) se observan en los ácidos húmicos de naturaleza más alifática. Por el contrario, estructuras macromoleculares más rígidas o condensadas (altos rendimientos en productos de pirólisis aromáticos no metoxilados) se observan en los ácidos húmicos de los suelos que presentan mayor tiempo de saturación de agua (parámetro *b*). Si hubiese que inferir relaciones causales, los resultados obtenidos sugieren que propiedades emergentes derivados de la composición molecular de la materia orgánica tales como la hidrofobicidad moderada (asociada a la magnitud de dominio alquílico de los ácidos húmicos) además de su baja condensación (posible flexibilidad estructural), permitirían explicar una importante proporción de la variabilidad en propiedades físicas tales como la infiltración y estabilidad estructural del suelo. Estas conclusiones contrastan con la literatura clásica que sugiere que la aromaticidad y condensación macromolecular en la materia orgánica del suelo constituye un índice de calidad de la materia orgánica en relación con sus funciones ecosistémicas, como son las derivadas de propiedades hidrofísicas y estructurales por su trascendencia en el control de la erosión.

Palabras clave

Materia orgánica, infiltración, pirólisis, estabilidad estructural, semiárido

1. Introducción

Los ambientes semiáridos donde los eventos de precipitación pueden presentar gran intensidad pero ser esporádicos e imprevisibles, se encuentran afectados por un alto riesgo de erosión. En la región Mediterránea, donde la deforestación y las prácticas agrícolas extensivas han reducido drásticamente los niveles de C orgánico de los suelos (López Fando y Almendros, 1995), los procesos erosivos pueden presentar una intensidad considerable. Bajo estas condiciones, la degradación del suelo se manifiesta en la ruptura de macroagregados en fracciones finas (Hernández et al., 2010), disminuyendo la tasa de infiltración de agua en el suelo, con la consecuente pérdida de nutrientes y materia orgánica del suelo (MOS). En este sentido, la infiltración es una importante característica que regula el lavado, escorrentía y el agua disponible para los cultivos. La tasa de infiltración es una propiedad que depende de las características de todo el perfil del suelo, en particular de una serie de factores intrínsecos del suelo, tales como: i) la textura, que determina el tamaño de poro y el flujo, ii) el tipo de arcillas, iii) el contenido en óxidos, hidróxidos y carbonato cálcico, iv) la estabilidad de agregados y v) la MOS (Franzluebbers, 2002).

En este sentido, las distintas fracciones de MOS (particulada, coloidal, y soluble) presentan diferente capacidad para formar agregados junto con la fracción mineral de la matriz del suelo. Los ácidos húmicos (AHs) constituyen la fracción coloidal de la MOS con mayor superficie específica y capacidad de formar puentes con los minerales. A su vez, la composición molecular de los AHs depende del material de partida (vegetal, microbiano,…) pero sobre todo de las características ambientales, la interacción con cationes polivalentes y las características específicas de la fracción mineral.

En la actualidad, la aplicación de pirólisis analítica acoplada a cromatografía de gases permite la identificación y cuantificación de constituyentes moleculares en los AHs que pueden ser utilizados como indicadores ambientales del origen, naturaleza y evolución de la MOS. En particular, algunas de las características físicas del suelo, como la presencia de $CaCO_3$, los minerales de arcilla o agregación de partículas, influyen en la encapsulación y protección de la MOS frente a los microorganismos, considerándose este proceso un mecanismo de estabilización del C en el suelo. Sin embargo, se conoce poco sobre las relaciones existentes entre la composición química del humus con las propiedades físicas del suelo, en particular, la estabilidad de la agregación y la infiltración del agua.

2. Objetivos

En este trabajo, se plantea como objetivo identificar características moleculares de la MOS que pueden explicar la variabilidad de las propiedades hidrofísicas del suelo y que, en determinadas condiciones, también podrían estar causalmente relacionadas. Posteriores investigaciones de este tipo permitirán establecer las bases científicas para proponer una serie de ***indicadores de calidad*** de los suelos del entorno mediterráneo sujetos a procesos erosivos.

3. Metodología

Se estudiaron suelos seminaturales y agrícolas de la región ibérica central, desarrollados bajo clima semiárido continental, que fueron clasificados como Entisoles, Inceptisoles y Alfisoles (Soil Taxonomy, 2006).

Las muestras fueron tomadas en el mismo periodo estacional, a principios de verano, cuando los suelos estaban en punto de marchitamiento. La tasa de infiltración del agua en el suelo (en adelante, TI) se midió en campo, con un infiltrómetro de doble anillo (Bouwer, 1986). Las determinaciones se realizaron por duplicado. La tasa inicial de infiltración o *parámetro c* constituye una medida del volumen de agua que el suelo puede retener en los primeros minutos, en tanto que el tiempo que el suelo tarda en saturarse de agua o *parámetro b* permite evaluar la infiltración total. Ambos parámetros fueron calculados siguiendo la ecuación de Kostiakov (1932): $K= cX^{-b}$, donde K es la TI, X es el tiempo de infiltración y c y b los parámetros antes definidos.

La densidad aparente y la porosidad se determinaron en laboratorio. La textura se analizó por el método de Bouyoucos (1936). La estabilidad de agregados fue determinada tras dispersión de muestras de suelo en agua (Kemper & Rosenau, 1986). El pH fue medido en agua (1:2,5) y en KCl 1M (1:2,5). El C orgánico total (COS) era analizado por el método de oxidación parcial con dicromato potásico (Nelson & Sommers, 1982) y los carbonatos fueron determinados por digestión con HCl 1M y valoración con NaOH 1M (MAPA, 1973). El N total fue determinado por digestión micro-Kjeldahl (Bremmer, 1996). Las bases intercambiables (Na, K, Ca, Mg) eran extraídas con acetato amónico 1 M (Summer & Miller, 1996) y determinadas por espectrofotometría de absorción atómica y la capacidad total de intercambio catiónico total (CIC) se midió con electrodo de ión selectivo.

Se realizó el fraccionamiento de la materia orgánica del suelo utilizando $Na_4P_2O_7$ 0,1 M y NaOH 0,1 M (8 extracciones) (Duchaufour & Jacquin, 1975). Del extracto húmico obtenido, se aisló la fracción de AHs (precipitado a pH ácido) para su posterior estudio por espectroscopía visible y pirólisis analítica. La densidad óptica o absorbancia de las soluciones de los AHs fue medida a 465 (E4) y 665 nm (E6) en concentraciones de 100 mg $\cdot$ L^{-1} en NaOH 0,02 M (Kononova, 1961). La E4 fue empleada como un indicador de madurez de la MOS y el cociente E4/E6 como un indicador del tamaño molecular de los AHs (Chen et al., 1977). En estas mismas soluciones, la espectroscopía derivatográfica fue utilizada para identificar posibles máximos en los espectros de los AH, lo cual se ha atribuido a la presencia de pigmentos fúngicos (Almendros y Dorado, 1985).

La pirólisis de las muestras se realizó en un dispositivo Pyrojector (SGE instruments) conectado a un sistema de GC/MS Finnigan Trace GC Ultra asociado a un espectrómetro de masas Trace DSQ. Se utilizó una columna capilar HP1 (30 m × 250 μm), y flujo de He ajustado a 1 $cm^3 \cdot min^{-1}$. Los productos derivados de la pirólisis de los AHs fueron identificados a partir de los espectros de masas de los diferentes picos, utilizando diversas librerías (Wiley, NISTy NBS). Los compuestos identificados fueron agrupados en familias (derivados de lignina, carbohidratos, aromáticos, alquílicos y compuestos nitrogenados).

Se utilizaron diversos tratamientos estadísticos para el tratamiento de datos, tales como regresiones lineales y múltiples, ordenamiento multidimensional no lineal (a

partir de la matriz de distancias euclídea de las muestras) y análisis de componentes principales (ACP) para ordenamiento de muestras y sobre todo para clasificación de variables.

4. Resultados

Las principales características geológicas y fisiográficas de los suelos de estudio, representativos de diferentes unidades geomorfológicas de la meseta central ibérica se muestran en la Figura 1.

En la Tabla 1 se muestran las correlaciones lineales entre las variables estudiadas, donde se observa que el COS está correlacionado significativamente ($P<0,05$) con parámetros texturales (contenido en arcillas), estructurales (estabilidad de agregados) y porosidad, y con propiedades hidrofísicas tales como la TI, el parámetro c y el contenido total de agua acumulada en el suelo. Todo ello indica la clara correlación, en las muestras estudiadas, entre el COS y la capacidad de retener agua en ecosistemas semiáridos.

Además, se observó que las variables hidrofísicas estaban correlacionadas no sólo con el COS sino con su calidad, reconocible por la cantidad de AHs, la presencia de pigmentos fúngicos en la 2ª derivada del espectro visible, los productos de pirólisis aromáticos no-metoxilados (no provenientes de la lignina) y compuestos nitrogenados determinados por Py/GC-MS, lo cual indica que la velocidad de infiltración del agua en el suelo puede relacionarse significativamente con factores determinantes de la calidad de la MOS. El parámetro b se correlacionó inversamente con el contenido en $CaCO_3$ (sugiriendo el posible origen secundario de estos carbonatos) con productos de pirólisis aromáticos no-metoxilados y alquílicos, lo que sugirió que determinados descriptores de la calidad de la MOS pueden contribuir a explicar parte de la variabilidad en el tiempo de saturación del agua en los suelos mediterráneos. Por otra parte, el parámetro c se correlacionó con la cantidad de COS, el contenido en AH y el rendimiento por pirólisis de los compuestos derivados de la lignina (metoxifenoles), lo cual puso de manifiesto que el aporte de restos vegetales está influyendo favorablemente en la TI de los horizontes superficiales.

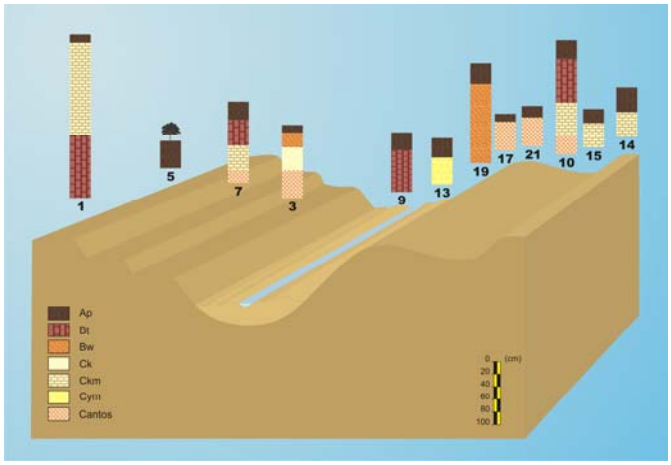


FIGURA 1. Posición fisiográfica de los perfiles de suelo estudiados.

Table 1: Correlación lineal entre las propiedades hidrofísicas y las características de la MOS en los suelos estudiados

	Arena	Arcilla	Densidad aparente	Porosidad	Estabildiad de agregados	Tasa de infiltración	Parámetro b	Parámetro c	Agua acumulada	C/N	$CaCO_3$	COS
Arena	**1,00**	-0,85	-0,60	0,43	0,41	0,30	0,2	0,77	0,87	-0,13	-0,18	0,71
Arcilla		**1,00**	0,69	-0,68	-0,68	-0,53	0,2	-0,48	-0,84	-0,23	-0,29	-0,75
Densidad aparente			**1,00**	-0,91	-0,70	-0,61	0,6	-0,65	-0,87	-0,11	-0,25	-0,84
Porosidad				**1,00**	0,63	0,52	-0,8	0,44	0,74	0,28	0,61	0,74
Estabildiad de agregados					**1,00**	0,88	-0,5	0,34	0,60	0,44	0,38	0,76
Tasa de infiltración						**1,00**	-0,5	0,24	0,38	0,71	0,35	0,79
Parámetro b							**1,0**	0,07	-0,16	-0,57	-0,83	-0,41
Parámetro c								**1,00**	0,79	-0,33	-0,28	0,72
Agua acumulada									**1,00**	-0,17	0,02	0,76
C/N										**1,00**	0,69	0,38
$CaCO_3$											**1,00**	0,25
COS												**1,00**

En la Figura 2 se presentan los resultados del escalado multidimensional (MDSCAL) de las variables en estudio (Kruskal, 1964). En el mismo, se observan dos grupos de variables que corresponden, por un lado con parámetros más significativamente relacionados con la estabilidad de agregados, la tasa de infiltración acumulada y la permeabilidad (parámetro *c*) que caracterizan a los AHs de naturaleza más alifática (compuestos alquílicos) (Grupo A). Por otro lado, se agrupan las variables relacionadas con la presencia de las estructuras macromoleculares más rígidas y condensadas (altos rendimientos por pirolisis en compuestos aromáticos no metoxilados) asociadas al parámetro *b* (Grupo B).

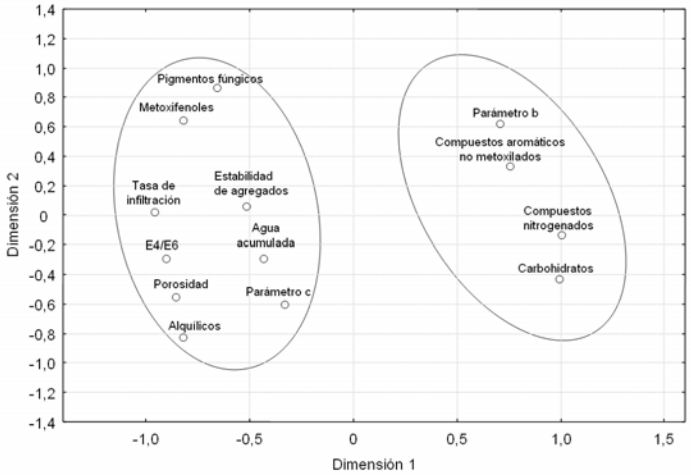


Figure 2: Escalado multidimensional (MDSCAL) de las variables en estudio, usado para agrupar las propiedades hidrofísicas con los descriptores de la calidad de la materia orgánica del suelo (Stress= 0,127).

El ACP que muestra la disposición espacial, en el espacio factorial, de las diferentes unidades de muestreo, así como la disposición de las variables que definen los dos primeros componentes principales (factores de carga) de las variables se presentan en la Figura 3. En particular, la posición de las unidades muestrales en el plano puede informar acerca del impacto del sistema de manejo sobre las propiedades hidrofísicas y la calidad de la MOS. Las zonas de suelos naturales (5,19) presentan las características hidrofísicas más favorables.

A continuación, se disponen grupos de suelos agrícolas ligeramente perturbados (9, 15) que presentan un incremento de restos vegetales sin descomponer (derivados de lignina) en los horizontes superficiales. En tercer lugar, suelos sometidos a prácticas agrícolas más intensas indican propiedades hidrofísicas menos favorables que los suelos seminaturales. Por último, los suelos agrícola más intervenidos (11) que corresponden a horizontes argílicos decapitados, presentaron las condiciones hídricas más desfavorables para el cultivo.

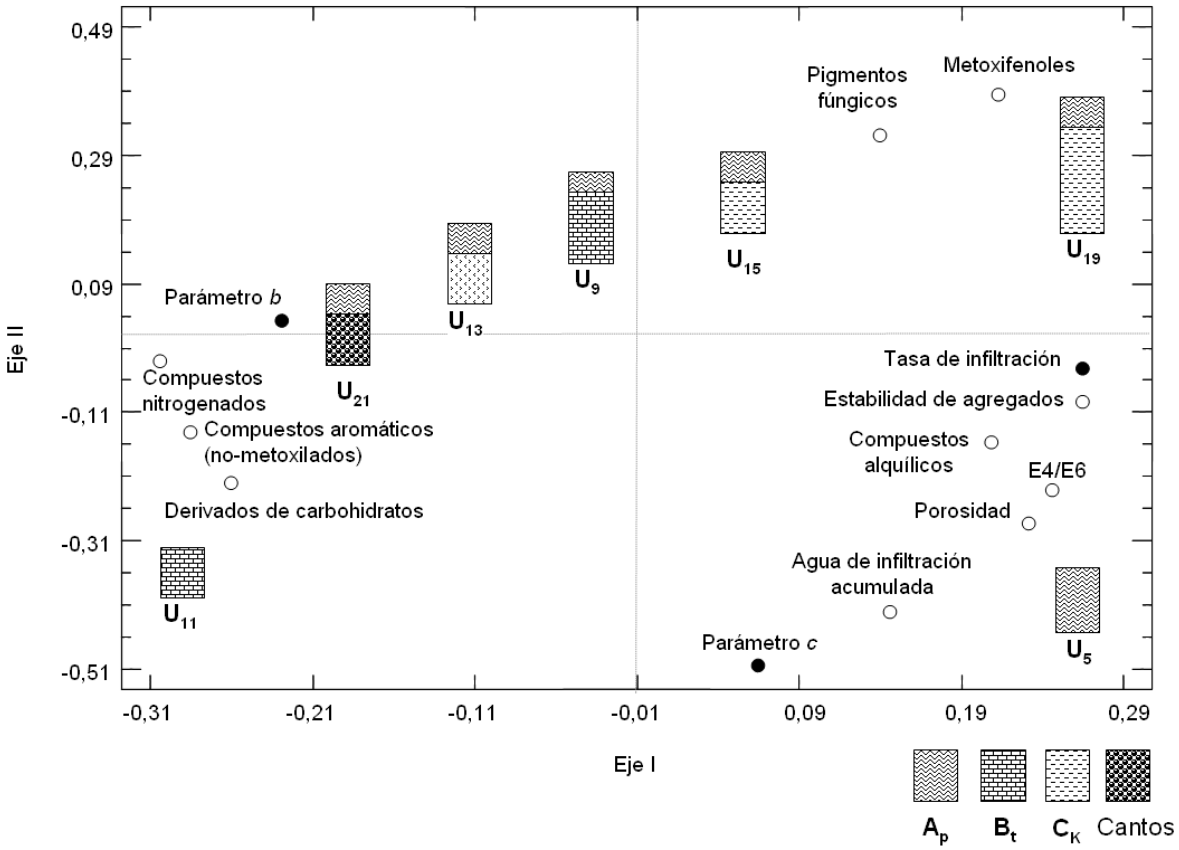


Figure 3: Análisis de componentes principales (Biplot: variables vs. unidades muestrales) usando como variables las propiedades hidrofísiscas y los descriptores de material orgánica del suelo. Las unidades muestrales se representan con sus respectivos horizontes de diagnóstico.

5. Discusión

En los suelos estudiados, la infiltración y la estabilidad estructural se encuentran significativamente correlacionadas con una serie de características de los AHs que sugieren una baja condensación estructural. Estos resultados sugieren que propiedades de la MOS tales como la hidrofobicidad moderada (a la que contribuye el dominio

alquílico de los AHs) además de una baja condensación en los AHs (posible flexibilidad estructural), estarían asociadas con la mejora de la infiltración y estabilidad estructural del suelo.

Estos resultados contrastan con conceptos clásicos que sugieren que una alta aromaticidad y condensación macromolecular en la MOS constituye una referencia básica de su calidad en relación con su capacidad de interaccionar con al matriz del suelo, desplegando propiedades reconocibles en la estructura del suelo y su manifestación en la infiltración y circulación del agua a través del perfil.

6. Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias al Proyecto CGL 2008-04296 del Plan Nacional de I+D+i del MICINN.

7. Bibliografía

ALMENDROS, G., DORADO, E., 1985. Estudio de acidos húmicos de tipo P. Distribución de los pigmentos verdes en las diferentes fracciones húmicas del suelo. An. Edafol. Agrobiol. 23, 547–559.

BOUMA, J., BELMANS, C.F.M., DEKKER W., 1982. Water infiltration and redistribution in a silt loam subsoil with a vertical worm channels. Soil Sci. Soc. Am. J. 46, 917–921.

BOUWER, H., 1986. Intake rate: cylinder infiltrometer. En: Klute, A. (ed): Methods of soil Analysis, Part I. Physic Agronomy Monograph No. 9 (2nd edition). American Society of ASgronomy. Pp. 825-844. Inc. Soil Science of America.

BOUYOUCOS, G.J., 1936. Directions for making mechanical analyses of soils by the hydrometer method. Soil Sci. 42, 225–229.

BREMNER, J.M.,1996. Nitrogen Total. En: Sparks, D.L. (ed.): Methods of soil analysis. Part 3 Chemical Methods. Chapter 37. Pp. 1085-1121. ASA, SSSA, CSSA, Madison,WI.

CHEN, Y., SENESI, N., SCHNITZER, M., 1977. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. Soil Sci. Soc. Am. J. 41, 352–358.

DUCHAUFOUR, P., JACQUIN, F., 1975. Comparaison des processus d'humification dans les principaux types d'humus forestiers. Bulletin de l'Association Française pour l' Étude du Sol 1, 29–36.

HERNÁNDEZ, Z., LÓPEZ-PÉREZ, J.A., GONZÁLEZ-LÓPEZ, M.R., DÍEZ-ROJO, M.PIEDRA BUENA, A. BELLO, A., ALMENDROS, G. 2010 (en prensa). Monitoring Humic Acid Formation Processes and Soil Physical Properties in Semiarid Calcic Soil Treated with Wine Vinasses. Communications in Soil Science and Plant Analysis.

FRANZLUEBBERS, A.J., 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. Soil Tillage Research 66, 197-205

LÓPEZ-FANDO, C., ALMENDROS G., 1995. Interactive effects of tillage and crop rotations on yield and chemical properties of soils in semiarid Central Spain. Soil Tillage Research 36, 45–57.

MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 1973. Comisión de Métodos Analíticos del Instituto Nacional de Edafología y Agrobiología. An. Edafol. Agrobiol. 32, 1153–1172.

NELSON, D.W., SOMMERS, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: Page, A.L. (ed.): Methods of soil analysis: Agronomy Monograph 9. Pp. 539–579. American Society of Agronomy y Soil Science Society of America, Madison.

KEMPER, W.D., ROSENAU, R.C., 1986. Agregate stability and size distribution. En: Klute, A. (ed.): Methods of Soil Analysis. Part 1. Agron. Monogr 9. Pp. 425–441. ASA and SSSA, Madison,WI.

KONONOVA, M.M., 1961. Soil Organic Matter. Its Nature, Its Role in Soil Formation and in Soil Fertility. Pergamon Press. Pp. 450. London.

KOSTIAKOV, AN., 1932. On the dynamics of coefficient of water-percolation in soils and on the necessity it from a dynamic point of view for purposes of amelioration. Trans. 6th Comm. Intern. Soil. Sci. Soc., 17–21.

KRUSKAL, J.B., 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. Psichometrika 29, 1–27.

Soil Survey Staff, 2006. Keys to Soil Taxonomy, 10th edition. Agricultural Handbook 436. U.S. Gov. Print Office, Washington, DC.

SUMMER, M.E., MILLER, W.P., 1996. Cation Exchange Capacity and Exchange Coefficient. En: Sparks, D.L. (ed.): Methods of Soil Analysis, SSSSA Book Series 5. Pp. 1205–1230, Madison, WI.

Caracterización del medio físico y biótico de la escombrera de Las Minas de Alquife (Granada)

A. SEVILLA-PEREA[1], J. FERNÁNDEZ-GÁLVEZ[1], S. ROSSINI OLIVA[2], C. CANO[3, 4], A. BAGO[3, 4], M.D. MINGORANCE[1]

[1]Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra (CSIC-UGR), Profesor Albareda 1, 18008 Granada (España), ana.sevilla@eez.csic.es
[2]Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes s/n, 41012 Sevilla (España)
[3] Laboratorio de Micorrizas in vitro, Estación Experimental del Zaidín (CSIC), Profesor Albareda 1, 18008 Granada (España)
[4]Mycovitro SL, Avda. Jacobo Camarero s/n, Esc. Empresas Nave 3, 18220-Albolote, Granada(España), www.mycovitro.com

Resumen
La actividad minera, siempre que se produzca con una cierta intensidad, provoca alteraciones en el medio natural, desde las más imperceptibles hasta las que representan claros impactos sobre el medio en que se desarrollan. Este es el caso de la formación de escombreras por el acopio de materiales procedentes de las actividades extractivas sobre la superficie del suelo. La tendencia actual en materia medioambiental promueve la integración de estos espacios en el paisaje, al mismo tiempo que su reutilización con fines socio-económicos. Una de las actuaciones primordiales para conseguir estos fines es la recuperación del suelo y la implantación de cubierta vegetal. Previamente al plan de actuación, se lleva a cabo la caracterización de la situación actual en la que se encuentra el ecosistema. En este emplazamiento, los suelos, de textura arenosa, presentan un pH alcalino, una baja capacidad de intercambio catiónico y bajo contenido en materia orgánica. La vegetación es escasa, dispersa y dominan las especies herbáceas seguidas de las arbustivas. Dentro de las especies herbáceas los representantes más abundantes pertenecen a las familias de Gramíneas, Compuestas y Labiadas. Adicionalmente, se ha evaluado la presencia de micorrizas en las raíces de las especies dominantes, como indicador del equilibrio microbiológico y potencial bioestabilizador del suelo, detectándose colonización micorrícica en la mayoría de ellas, si bien su promedio es muy bajo (5%).

Palabras clave
Tecnosuelo, cobertura vegetal, especies vegetales, micorrizas, suelo degradado, calidad del suelo

1. Introducción

Las Minas de Alquife o Minas del Marquesado del Zenete fueron las minas de Fe, a cielo abierto, más importantes de Europa que finalizaron su actividad en 1996. Este complejo minero se encuentra en trámites para su catalogación como Bien de Interés Cultural con la categoría de "Lugar de Interés Industrial", según la Ley 14/2007 del patrimonio Histórico de Andalucía. La escombrera de dicha mina representa uno de los elementos de mayor interés, tanto por el grado de alteración del medio físico que

presentan, como por las posibilidades de recuperación y reutilización para actividades de diversa naturaleza.

La reactivación de estos terrenos baldíos para diversos usos, tanto agrícolas como de ocio, constituye una oportunidad de desarrollo, de fuente de ingresos y de mejora de la calidad de vida de la población (FERNÁNDEZ SÁNCHEZ, 2002). En los últimos tiempos, se han llevado a cabo investigaciones con el fin de lograr la restauración de las escombreras. Algunos ejemplos, que muestran el interés por la recuperación de estos espacios en España, son los estudios realizados en las escombreras de minas ricas en sulfuros metálicos en Galicia, (ASENSIO FANDIÑO et al., 2008), las minas de Fe, Pb y Zn en Cartagena (Murcia) (CONESA et al., 2007; ZANUZZI et al., 2009), y las minas de uranio del centro peninsular (MARTÍNEZ RUIZ & FERNÁNDEZ SANTOS, 2005).

La clave del éxito de la restauración y reutilización de las escombreras abandonadas consiste en identificar su potencial de uso, por ejemplo, agrícola, ambiental y/o recreativo (HOSSEIN et al., 2010). Es importante destacar que la disponibilidad de nutrientes, la presencia de elementos tóxicos, la capacidad de retención de agua, etc., son algunas de las características del suelo que determinarán el desarrollo y el tipo de vegetación que puede instaurarse. Del mismo modo, el crecimiento de la vegetación favorece el desarrollo del suelo. Por ello, una de las actuaciones primordiales para alcanzar los fines de la restauración es la recuperación del suelo y, con ello, la implantación de cubierta vegetal. Por tanto, el conocimiento del estado actual del ecosistema, previo a la actuación, a través de indicadores de calidad del suelo de la escombrera y la caracterización de las especies vegetales establecidas de forma natural, constituye uno de los pilares para el éxito de la restauración.

2. Objetivos

El objetivo del presente trabajo es la caracterización del suelo y la vegetación de la escombrera de las Minas de Alquife (Granada, España) con el fin de realizar un diagnóstico que contribuya a identificar su potencial de uso, previo al inicio de un plan de actuación.

3. Metodología

El área de estudio se localiza en el sureste de la Península Ibérica, entre las coordenadas 37,192936º N- 3,107260º O y 37,206815º N - 3,095492º O. La zona presenta un clima Mediterráneo continental, con una precipitación anual media de 357 mm, que tiene lugar durante las estaciones de otoño y primavera principalmente. Los veranos son extremadamente secos con máximos de temperaturas de 35ºC. Los inviernos son fríos con heladas frecuentes y temperaturas por debajo de los 0ºC. La oscilación térmica durante el día es bastante alta durante el año, a menudo alcanza los 20ºC.

3.1. Caracterización del suelo

La superficie de la escombrera es de 260 ha aproximadamente y la altura oscila entre los 80 y los 60 m sobre el nivel del suelo base. En concreto, la altitud de la escombrera se sitúa por encima de los 1200 m sobre el nivel del mar. Se realizó un

muestreo preliminar en rejilla de 300 m de lado constituido por 12 muestras compuestas (0-15 cm).

Una vez recogidas las muestras de suelo, se secaron al aire y se tamizaron para obtener la fracción de tierra fina (< 2 mm). La grava se pesó y se determinó su porcentaje. La caracterización de las muestras de suelo (< 2 mm) fueron realizados según métodos clásicos (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972): análisis granulométrico (pipeta de Robinson); pH y conductividad eléctrica (CE) del extracto acuoso 1:2,5 (p/v); capacidad de campo (CC) mediante las placas de Richard; fósforo disponible (método Olsen); óxidos de Fe (extracción con ditionito sódico); y densidad aparente por medio de la excavación de un volumen de suelo conocido. Carbono orgánico (CO) por el método modificado de Walkley&Black (MINGORANCE et al., 2007), capacidad de intercambio catiónico (CIC) por intercambio con el complejo Trien-Cu (MEIER AND KAHR, 1999), C y N total mediante analizador elemental, y nutrientes mediante ICP-OES. La composición mineralógica se llevó a cabo mediante DRX.

3.2. Caracterización de la cubierta vegetal

.

En cuanto a la vegetación, se realizó un inventario florístico a través de la recolección de algunos ejemplares y posterior identificación, así como una estimación visual de la densidad de cobertura vegetal.

Para la estimación del nivel de micorrización del ecosistema se tomaron muestras de raíz y suelo rizosférico en las zonas de parches vegetales de diferentes especies, anotando en cada caso, la comunidad vegetal presente en la zona de muestreo.

En las muestras de suelo rizosférico se realizó un primer análisis del contenido en propágulos micorrícicos mediante el método del tamizado húmedo y decantación, seguido de la observación al microscopio estereoscópico del tamizado obtenido.

El análisis de micorrización en raíz se realizó mediante el método de tinción de raíces en azul tripán de Giovannetti y Mosse. Brevemente, se extrajeron las raíces presentes en las diversas muestras y se lavaron con agua del grifo, manteniéndose a continuación en una solución al 10% de KOH a 90ºC, durante el tiempo suficiente para su ablandamiento. Posteriormente, se lavaron brevemente (1 min) con una solución de ClH 0,1N y se pasaron a una solución del colorante azul tripán en ácido láctico durante unos 20 min a 90ºC. La cuantificación de la colonización radical se llevó a cabo al microscopio óptico (40x), utilizando el método de análisis de la intensidad de micorrización arbuscular (Trouvelot et al. 1986).

3.3. Análisis de los datos

Para el análisis exploratorio de los datos se ha utilizado el análisis cluster o de conglomerados, que permite encontrar asociaciones y estructuras en un grupo de datos, de forma que el grado de asociación/similitud entre miembros del mismo cluster sea más fuerte que el grado de asociación/similitud entre miembros de diferentes clusters. El método de agrupamiento ha sido el de Ward y, como medida de similitudes, se ha utilizado la correlación para las variables y el cuadrado de la distancia euclidiana para la muestras.

4. Resultados y discusión

En la Tabla 1 se encuentran las principales propiedades de las muestras de suelo. De forma general, se puede decir que se trata de un suelo de textura franco arenosa, contiene un 42% de fragmentos gruesos, de pH alcalino y una capacidad de campo del 18%. La densidad aparente determinada a dos profundidades, 0-15 cm (1.66 g/cm^3) y 15-30 cm (1.68 g/cm^3), indica un índice de compactación alto, que genera un medio hostil para el desarrollo de raíces y microorganismos del suelo. De acuerdo a las directrices de la FAO (2006), este suelo se clasifica como "tecnosol". El análisis mineralógico nos muestra que el 90% del suelo está formado por óxidos de Fe, calcita y SiO_2 y en algunas de ellas, aparecen trazas de otros minerales de arcillas (moscovita, ilita).

Tabla 1. Propiedades generales del suelo de la escombrera

Parámetro	Máx.	Min.	Media	Mediana
pH	8,5	7,6	8,0	8,0
CE (µs/cm)	147	63	95	94
CO (%)	0,39	0,15	0,25	0,20
Carbonatos (%)	28	0,2	6,73	1,93
CIC (meq$_z$/100g)	3,1	0,8	2,2	2,6
CC (%)	20	14	17	17
Óxidos de Fe (%)	23,9	2,3	8,6	4,6
P-Olsen (mg/kg)	9,3	2,4	6,9	7,7
N (%)	0,14	0,02	0,10	0,10
Ca (%)	15,9	0,3	3,7	0,9
S (mg/kg)	1064	62	309	126
K (%)	0,46	0,23	0,37	0,39
Mg (%)	0,67	0,40	0,52	0,51
Na (%)	0,092	0,026	0,067	0,074
B (mg/kg)	11,5	1,5	5,6	6,2

CC: capacidad de campo; CE: conductividad eléctrica; CO: carbono orgánico; CIC: capacidad de intercambio catiónico

La tasa de infiltración, de acuerdo a su textura, se estima en 25 mm/h, valor relativamente alto que contribuye a que las pérdidas de suelo se vean reducidas ante la presencia de eventos extremos de precipitación, pero puede presentar un riesgo de llegada de contaminantes al acuífero. La conductividad eléctrica, muy por debajo del valor considerado normal en el suelo (4 dS/m), indica que es un suelo no salino, y da idea del bajo estado de saturación del suelo, como corresponde debido a la relativamente alta tasa de infiltración.

Desde el punto de vista de la fertilidad, los indicadores fundamentales son la materia orgánica (<1%), que revela poca capacidad para producir biomasa, para retener agua y para dar estructura al suelo; y la capacidad de cambio (<3 meq$_z$/100g), que indica que el suelo tiene una baja la capacidad de almacenamiento del complejo de cambio del suelo, así como una escasa disponibilidad de nutrientes para la plantas. El contenido de N total está dentro de los niveles medios (0.10-0.13 mg/kg) en algunos puntos, extremadamente pobre (<0.03 mg/kg) o medianamente pobre (0.06-0.1), en otros. El N tiene doble importancia, primero, porque es un elemento esencial para el

crecimiento de las plantas y, segundo, porque la relación C/N (2-12) permite valorar distintas características biológicas de los suelos, indicando que la materia orgánica tiene un buen grado de mineralización. El contenido en P asimilable, en la mayoría de las muestras está dentro del nivel medio (5,5-11%) y representa como máximo el 2% del P total.

Como consecuencia de las actividades mineras, los sólidos que han dado lugar a la escombrera han aportado al suelo cantidades de óxidos de Fe entre 2 y 24% (Tabla 1).

Las comunidades vegetales aparecen dominadas por especies herbáceas y matas de bajo porte (altura media de 25 cm), cuya densidad depende de las zonas, llegando en algunos caso a una cobertura del 80%. Las Labiadas están representada por un solo género, el Thymus, con dos representantes, *T. mastichina* muy abundante en toda el área y *T. zygis* que se encuentra solo en algunos puntos. En todo el conjunto, la especies vegetales colonizadoras presentan un aspecto empobrecido.

Es bien conocido que las diferentes comunidades vegetales presente en la zona del muestreo son las que determinan, e incluso pueden seleccionar, las especies de hongo micorrícico arbuscular presentes en su rizosfera. Por tanto, se procedió, en primer lugar, a la prospección de las raíces y suelo rizosférico, encontrándose que en ninguna de las muestras analizadas se obtuvo propágulo micorrícico alguno, lo que confirmaba la primera impresión de que el suelo de la escombrera, desde el punto de vista de la biodiversidad, se encuentra bajo mínimos. El siguiente paso fue realizar la cuantificación del nivel de micorrización arbuscular (MA) en plantas susceptibles de presentar este tipo de micorrizas, ya que la ausencia de propágulos en suelo no tiene que indicar forzosamente ausencia de micorrizas, sino sólo ausencia de una micorrización bien establecida y sostenida. Los parámetros evaluados en el análisis de la presencia endomicorrícica fueron: i) porcentaje total de MA (intensidad de colonización); ii) identificación de estructuras simbióticas MA; y iii) detección de colonización fúngica no MA (presencia de otros hongos no MA). Los resultados se resumen en la Tabla 2.

Tabla 2. Evaluación de la colonización micorrícica arbuscular (MA) en la escombrera de las minas de Alquife.

VEGETACIÓN ASOCIADA	% MICORRIZACIÓN
Compuesta, Brachypodium	10,0%
Retama, Brachypodium	Hongo no identificado, no MA
Daphne, Tomillo	70%
Brachypodium, Cystus	Hongo no identificado, no MA
Tomillo, Brachypodium,	5%
Tomillo	5%
Tomillo muy empobrecido	Hongo no identificado (no MA)
Tomillo, Mejorana, Brachypodium	0%
Retama, Daphne, Brachypodium (zona retamar hundida)	10%
Zona sin vegetación	No raíces
Lavanda, Tomillo, Brachypodium	Aprox. 5%
Cardo, Daphne, Tomillo (muy abundante), Brachypodium	Aprox. 5%
Brachipodium, Tomillo	Aprox 5% y hongo no identificado
Compuesta, Tomillo, Brachipodium	2%
Umbelífera, Tomillo, Lavanda	3-4%
Pino mediano, Tomillo, Lavanda	Hongo no identificado (no MA)
Tomillo, Brachipodium, Lavanda??	Aprox. 5%
Cardo, Brachipodium, Tomillo, Daphne, Lavanda	2-3%

Como se puede observar, de las raíces analizadas sólo un 50% presentaban estructuras características de la simbiosis micorrícica arbuscular, y en esos casos (y salvo una excepción), en unos porcentajes de colonización muy bajos (< 10%). Teniendo en cuenta que el promedio de la micorrización de un suelo natural oscila entre un 40 y un 60%, podemos calificar como muy baja la presencia de hongos micorrícicos en la zona. En el muestreo, sin embargo, se observa una notable excepción en uno de los puntos (Tabla 2), en la que se obtuvo un 70% de colonización micorrícica. Estos resultados indican que, tal y como se ha descrito anteriormente, la recuperación natural del suelo de la escombrera se realiza a través de lo que se conoce como "islas de fertilidad", es decir, espacios puntuales y no homogéneos que comienzan a recuperarse y a extenderse hasta solaparse unos con otros.

No se ha encontrado una relación entre el tipo de vegetación presente en los puntos muestreados y el nivel de MA. Sin embargo, de la Figura 1 se desprende que las propiedades del suelo y el estado de micorrización se encuentran asociadas. Por un lado, las propiedades relativas a la disponibilidad de nutrientes forman el conglomerado A y, por otro, las relativas a la estructura del suelo junto con el porcentaje de MA el conglomerado B.

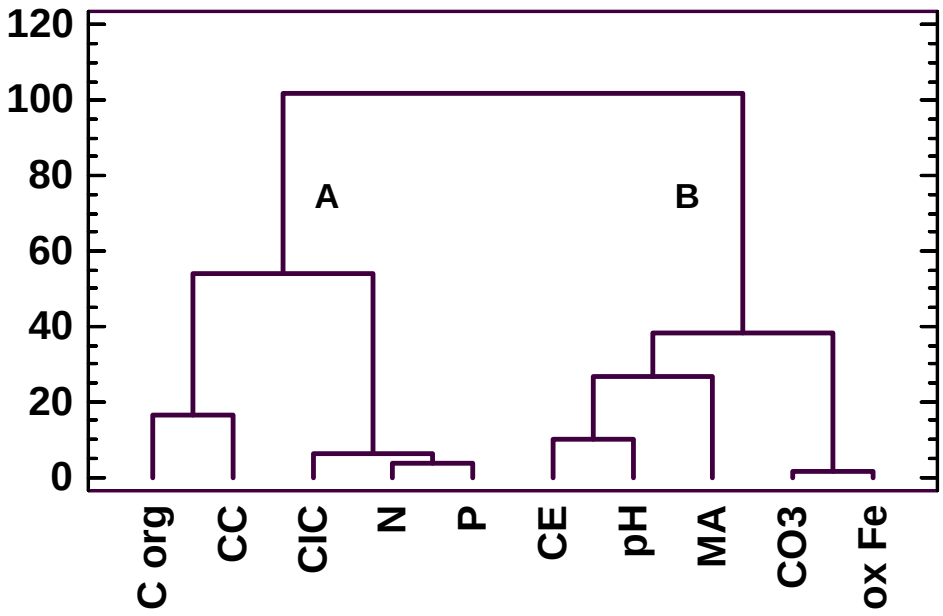


Figura 1. Dendograma representativo de la asociación entre propiedades del suelo y nivel de micorrización (MA). CC: capacidad de campo; CIC: capacidad de intercambio catiónico; CE: conductividad eléctrica.

La agrupación de las muestras de suelo se ha realizado en función de las variables relacionadas con fertilidad con el fin de caracterizar el entorno. Los dendogramas de la figura 2 muestran que los puntos muestreados, que forman parte de los conglomerados A, presentan un bajo contenido en los parámetros correspondientes, y las que forman el conglomerado B, son las de mayor índice de fertilidad.

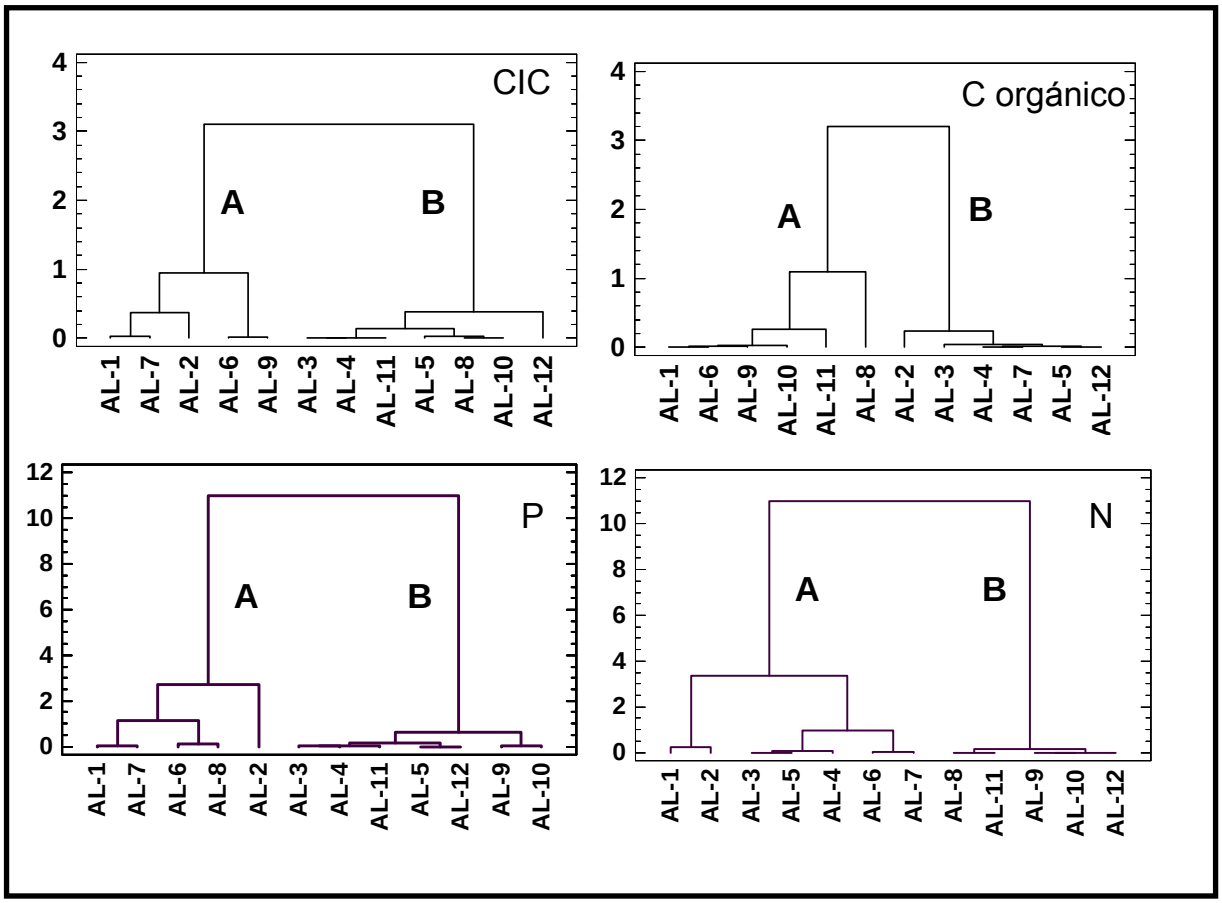


Figura 2. Dendograma para algunos indicadores de calidad del suelo de la escombrera

5. Conclusiones

Los indicadores físicos indican que es un suelo con escasa estructura, formado por aportes de sólidos con diferentes grados de cementación, donde no existe un perfil definido. Su textura es otro factor limitante en estos suelos, el alto porcentaje de arena con excesivo grado de compactación dificulta el desarrollo de una estructura adecuada para el desarrollo radicular.

Los indicadores químicos muestran que es un suelo con una baja fertilidad pero con potencial para mejorar sus condiciones tras un manejo adecuado. La velocidad de recuperación del suelo de la escombrera es muy baja, por lo que está claramente indicada la realización de inoculación controlada con inoculantes micorrícicos para colaborar en la rapidez de esta recuperación. Dichos inoculantes deberían contener hongos micorrícicos autóctonos, compatibles con las características edafoclimáticas y de la vegetación de la zona, que tuviesen un "efecto llamada" de otros microorganismos beneficiosos, y así recuperar la estructura y biodiversidad del suelo. Esta estrategia junto con la mejora en las condiciones abióticas del sustrato conducirá al establecimiento de una cubierta vegetal de mayor vigor y con una sucesión vegetal más rápida.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Andalucía a través del proyecto RNM-3526. Se agradece a M.J. Civantos su colaboración en los análisis de DRX.

7. Bibliografía

ASENSIO FANDIÑO, V., CERQUEIRA CANDELO, B., ANDRADE COUCE, M. L., ALONSO VEGA, F., FERNÁNDEZ COVELO, E., 2008. Efecto del tratamiento con tecnosoles en la recuperación de escombreras de minas ricas en sulfuros metálicos. *Revista de la SEM* 10, 107-110.

CONESA, H. M., FAZ, A., ARNALDOS, R., 2007. Initial studies for the phytostabilization of a mine tailing from the Catagena-La Union mining district (SE Spain). *Chemosphere* 66, 38 – 44.

FAO, 2006. IUSS Working Group WRB. World reference base for soil resources. 2nd edition. World Soil Resources Reports Nº 103. FAO, Rome.

FERNÁNDEZ SÁNCHEZ, N, 2002. La política de reutilización de suelos minero-industriales en la cuenca de Ruhr. *Ería* 59, 371 – 385.

HOSSEIN, S.M., MORTEZA O., ABBAS, G.B., 2010. An analytical approach with a reliable logic and a ranking policy for post-mining land-use determination. *Land Use Policy* 27, 364 – 372.

MARTÍNEZ-RUIZ, C., FERNÁNDEZ-SANTOS, B., 2005. Natural revegetation on topsoiled mining-spoils according to the exposure. *Acta Oecologica* 28, 231 – 238.

MEIER, L.P.M, KAHR, G. 1999. Determination of the cation exchange capacity (CEC) of clay minerals using the complexes of copper(II) ion with triethylenetetramine and tetraethylenepentamine. *Clays Clay Miner*. 47: 386–388.

MINGORANCE, M.D., BARAHONA, E., FERNÁNDEZ-GÁLVEZ, J. 2007. Guidelines for improving organic carbon recovery by the wet oxidation method. *Chemosphere* 68, 409–413.

SOIL CONSERVATION SERVICE**.** 1972. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting samples. USDA, Washington, DC.

TROUVELOT, A., KOUGH, J.L., GIANINAZZI-PEARSON, V. 1986. Measure du taux de mycorhization VA d´un système radiculaire. Recherche de méthodes d´estimation ayant une signification fonctionnelle. En: Gianinazzi-Pearson and S. Gianinazzi (eds): Physiological and Genetical Aspects of Mycorrhizae. 217-221. INRA Press, París.

ZANUZZI, A., AROCENA, J. M., FAZ CANO, A., 2009. Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology. *Geoderma* 154, 69–75.

Características de carga eléctrica en suelos desarrollados sobre rocas básicas

GARCÍA TORRES, C.[1], PARADELO NÚÑEZ, R.[1], ARIAS ESTÉVEZ, M.[2], BARRAL SILVA, M.T.[1]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia. Universidade de Santiago de Compostela.
[2] Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Campus de Ourense. Universidade de Vigo.

Resumen

Se estudiaron las propiedades de intercambio iónico de suelos desarrollados sobre rocas básicas de Galicia que presentan un alto grado de alteración y elevadas concentraciones de hierro y aluminio. El estudio se llevó a cabo con 58 horizontes pertenecientes a 16 perfiles de suelos, desarrollados sobre gabros, anfibolitas, esquistos biotíticos y serpentinitas. La determinación de las cargas eléctricas se llevó a cabo mediante la técnica de retención de iones, para lo cual el suelo se equilibró con disoluciones de NaCl de concentración decreciente, determinando la concentración de cationes y aniones retenidos por el suelo a diferentes pHs de equilibrio. La carga positiva no superó 6 $cmol_c\ kg^{-1}$, mientras que se alcanzaron valores de carga negativa de hasta 35 $cmol_c\ kg^{-1}$ en algunos horizontes subsuperficiales, si bien en la mayoría de los casos no se superaron los 20 $cmol_c\ kg^{-1}$. Se constató la existencia de carga variable, predominantemente negativa, que aumentó con el pH, por encima de pH 6. Se apreció también un incremento de carga negativa a pHs inferiores a 4, que se atribuyó a la disolución de revestimientos alumínicos sobre la superficie de las arcillas con carga negativa. Aunque en los suelos coexistían cargas positivas y negativas, en general no fue posible determinar el punto de carga cero; no obstante, la menor carga neta se situó alrededor de pH 4,5- 5,5, que coincide aproximadamente con el pH de los suelos, que por lo tanto presentarán baja capacidad de cambio en condiciones naturales. Los suelos sobre anfibolitas presentaron mayor carga negativa absoluta y mayor variación de la carga negativa con el pH que los suelos sobre gabros, esquistos biotíticos y serpentinitas. Por el contrario, estos suelos presentaron la menor variación de la carga positiva con el pH. Para el conjunto de los horizontes, no se observaron correlaciones significativas entre cargas eléctricas y propiedades edáficas tales como contenido en carbono, textura o formas de Fe y Al, aunque sí se observó una correlación positiva entre carga eléctrica negativa y superficie específica en los horizontes subsuperficiales.

Palabras clave

Carga variable, capacidad de intercambio, suelos de Galicia, óxidos de hierro y aluminio, ZPC.

1. Introducción

Los suelos pueden presentar dos tipos de cargas eléctricas: cargas permanentes, generalmente negativas, y cargas variables, cuyo signo e intensidad depende de las condiciones físico-químicas del suelo, fundamentalmente del pH y la fuerza iónica. En general, en los suelos de las zonas templadas predominan las cargas negativas sobre las positivas, lo que está en relación con el predominio de minerales de tipo 2:1 en la fracción arcilla, que poseen carga permanente, y con la presencia de materia orgánica en

los horizontes superficiales, que aporta cargas predominantemente negativas al pH del suelo, y de carácter variable, pues dependen del grado de disociación de los grupos funcionales. A su vez, las cargas positivas están ligada fundamentalmente a componentes con carga variable, mayoritariamente óxidos y oxihidróxidos de Fe e hidróxidos de Al (de ahora en adelante denominados como óxidos).

En Galicia, los componentes con carga variable pueden ser abundantes en suelos formados a partir de materiales muy alterados derivados de rocas de tipo gabro, anfibolita o esquisto biotítico. En la composición mineralógica de los horizontes subsuperficiales de estos suelos predominan la caolinita y los óxidos de hierro, que con frecuencia están íntimamente asociados (GARCÍA-RODEJA et al., 1986). También podrían presentar carga variable los horizontes superficiales de algunos suelos desarrollados sobre materiales básicos, que contienen aluminosilicatos amorfos y complejos organo-alumínicos (GARCÍA-RODEJA et al., 1987). Así mismo, suelos de muy diversa mineralogía pueden presentar revestimientos superficiales de óxidos sobre los silicatos de la arcilla, que al enmascarar sus superficies, les confieren unas propiedades coloidales próximas a las de los suelos oxídicos (BARRAL, 1987). Por último, hay que señalar que en todos los horizontes superficiales ricos en materia orgánica, una fracción importante de la carga, en este caso negativa, es de tipo variable y atribuible a la disociación de los grupos funcionales de los compuestos orgánicos (BOHN et al., 1991).

La capacidad de cambio iónico de un suelo depende de la magnitud y signo de las cargas eléctricas, y representa su capacidad para retener, por mecanismos puramente electrostáticos, cationes y aniones presentes en la solución del suelo, que se intercambian, mediante reacciones que alcanzan rápidamente el equilibrio, con los iones retenidos sobre las superficies con carga eléctrica de los coloides del suelo. La determinación de las propiedades de intercambio iónico en los suelos con cargas eléctricas variables resulta compleja desde el punto de vista metodológico. Por esta razón se siguen frecuentemente procedimientos estandarizados que, aunque no se corresponden exactamente con las condiciones naturales de los suelos, ofrecen resultados comparables con los obtenidos por otros investigadores y que pueden ser utilizados en la clasificación de suelos. Sin embargo, cuando es posible, es preferible combinar esta aproximación con la determinación de las propiedades de intercambio en condiciones próximas a las naturales, particularmente en lo que se refiere al pH y fuerza iónica de las disoluciones de equilibrio, que deben asemejarse a las de la solución del suelo para obtener una imagen más realista de sus propiedades eléctricas en condiciones de campo (PARFITT, 1992; SUMNER & MILLER, 1996; EFFRON et al., 2000).

Hasta el momento no se había abordado un estudio extenso de la carga eléctrica superficial de los suelos gallegos que, partiendo de una puesta a punto de los métodos más adecuados para su determinación, permitiera conocer la importancia de la carga variable en los suelos gallegos y examinara su relación con otras características edáficas. Esta carencia era especialmente importante en el caso de la capacidad de intercambio aniónico, que raramente ha sido determinada en estos suelos. Además ha de tenerse en cuenta que la fertilidad y el poder depurador de los suelos con carga variable se ven afectados por el manejo tradicional de los suelos gallegos (encalado, aportes de materia orgánica), por cuanto estas operaciones afectan a la cuantía y signo de las cargas eléctricas del suelo.

2. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es contribuir al conocimiento de las propiedades de intercambio iónico de los suelos de Galicia en suelos desarrollados sobre rocas básicas y con un alto grado de alteración, que presentan componentes que pueden presentar carga variable, tanto minerales como orgánicos, determinando las posibles relaciones entre la carga eléctrica y dichos componentes. Los objetivos concretos son: i) cuantificar las cargas eléctricas positivas y negativas en dichos suelos (CIC y CIA); ii) conocer cómo varía la magnitud de las cargas eléctricas positivas y negativas con las condiciones de pH y determinar, si es posible, su punto de carga neta cero; iii) determinar las posibles relaciones entre las cargas eléctricas y otros componentes o propiedades edáficas.

3. Metodología

Se seleccionaron 58 horizontes pertenecientes a 16 perfiles de suelos desarrollados sobre rocas básicas y ultrabásicas: anfibolitas (ANF, 2 perfiles), esquistos biotíticos (ESQ, 6 perfiles), gabros (GAB, 4 perfiles) y serpentinitas (SER, 4 perfiles). Estos suelos se caracterizan por presentar perfiles profundos, como consecuencia de la fuerte alteración, y en sus fracciones finas predominan los filosilicatos tipo 1:1 y los oxihidróxidos de Fe. La caracterización general de los suelos (análisis granulométrico, pH en agua y en KCl, y C orgánico total) se realizó siguiendo los métodos descritos en GUITIÁN y CARBALLAS (1976). Se llevaron a cabo extracciones selectivas de formas de Fe y Al, empleando los reactivos ditionito-citrato-bicarbonato (MEHRA & JACKSON, 1960), oxálico-oxalato a pH 3.0 (SCHWERTMANN, 1964) y pirofosfato sódico (McKEAGUE, 1967). La extracción de Al en NaOH se llevó a cabo según el procedimiento de BORGGAARD (1985). La superficie específica se determinó por adsorción del éter monoetílico del etilén glicol, según el método de HEILMAN et al. (1965).

Para la determinación de las cargas eléctricas se utilizó una modificación del método de retención de iones propuesto de VAN RAIJ & PEECH (1972). Se pesaron 2 g de suelo, a los que se añadieron 50 mL de NaCl 1M. Después de una hora de agitación las muestras se centrifugaron a 4000 rpm durante 20 minutos y se filtraron. El sólido se lavó tres veces con disoluciones de NaCl de concentración decreciente (1M, 0,2M, 0,002M, y 0,001M), ajustadas a diferentes valores de pH. Tras el último lavado se midió el pH, que se consideró el pH de equilibrio. Finalmente se desplazaron el Na^+ y el Cl^- retenidos, que fueron extraídos con 50 mL de NH_4NO_3 0,5M. Este paso se repitió tres veces, obteniendo un volumen final de 150 mL. El Na^+ desplazado se determinó por espectroscopía de emisión atómica, y el Cl^- mediante un electrodo selectivo. Se tuvieron en cuenta el Na^+ y el Cl^- ocluidos. Se eligió una concentración final de NaCl 0.001 M para conseguir condiciones más próximas a las de la solución de los suelos estudiados, pues la mayoría de los suelos de Galicia se caracterizan por el predominio de condiciones sustractivas como consecuencia del fuerte lavado.

4. Resultados y discusión

La Tabla 1 muestra las características generales de los suelos estudiados. Las texturas son francas o franco-limosas, sin diferencias entre horizontes superficiales y subsuperficiales. Los valores de pH en agua oscilan entre 6,1 y 4,3, y en cloruro

potásico entre 5,1 y 3,7. El pH en agua es más elevado que en KCl lo que indica un predominio de la carga negativa, si bien es de destacar la escasa diferencia que presentan algunos de los suelos sobre gabros. La mayor concentración de carbono orgánico en los horizontes superficiales se presenta en un suelo sobre anfibolita (11.4%) y el inferior (2.5%) a un suelo sobre gabro. Los valores de superficie específica son bastante elevados, oscilando entre 241 m^2 g^{-1} de un horizonte C en un suelo sobre anfibolita y 50 m^2 g^{-1} en un horizonte C de un suelo sobre esquisto.

Tabla 1. Propiedades generales de los perfiles muestreados

Suelo	Hor.	pH_w	pH_{KCl}	C (g kg^{-1})	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	SE (m^2 g^{-1})
ANF1	A	5,2	4,7	63	27	44	29	133
	B1	5,4	4,3	5	24	39	37	196
	B2	5,5	4,3	7	23	50	27	211
	C1	5,7	4,6	3	39	45	16	181
	C2	5,9	5,1	3	44	39	17	167
ANF2	A	5,3	4,6	114	42	43	15	122
	BA	5,3	4,5	11	54	29	17	115
	Bw	5,6	4,5	2	32	49	19	110
	BsC	5,2	4,0	6	20	65	15	189
	C1	5,6	4,1	2	38	48	14	215
	C2	5,0	3,8	8	36	44	20	241
ESQ1	A	4,9	4,0	25	29	46	25	99
	Bt1	4,6	4,0	3	22	43	35	98
	Bt2	4,3	4,0	1	24	44	32	78
	BC	4,4	4,0	1	29	46	25	81
ESQ2	A	5,1	4,3	39	26	56	18	96
	B1	5,3	4,0	6	20	57	23	67
	B2	5,4	3,9	4	26	59	15	72
	C1	5,4	3,9	3	25	69	6	51
	C2	5,1	3,7	4	29	67	4	50
ESQ3	A	5,1	4,6	32	42	57	1	95
	B	5,0	4,4	8	60	34	6	92
ESQ4	A1	5,6	4,3	26	73	18	9	90
	A2	4,9	4,0	96	59	25	16	109
	B1	5,2	4,5	15	57	42	1	107
	B2	5,0	4,6	32	58	41	1	104
ESQ5	A	4,8	4,2	89	30	43	27	140
	BA	5,1	4,3	21	35	37	28	72
	B	5,3	4,2	9	46	35	19	69
	Cg	5,1	4,2	6	32	49	19	75
ESQ6	A	5,5	4,4	70	57	25	18	144
	B	5,8	4,5	14	50	37	13	79
	BC	5,7	4,3	4	65	9	26	55
GAB1	A	4,9	4,9	87	40	40	20	157
	BA	5,0	4,7	25	36	33	31	131
	B	5,0	4,5	8	42	33	25	117
	2BC	4,9	4,4	4	34	47	19	157
	2C	4,6	4,4	1	36	44	20	134
GAB2	A	5,1	4,8	83	52	28	20	162
	BA	5,0	4,4	27	33	41	26	116
	B	4,6	4,4	3	46	38	16	118
	C	4,8	4,4	0	64	30	6	93

Suelo	Hor.	pH_w	pH_{KCl}	C (g kg^{-1})	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	SE (m^2 g^{-1})
GAB3	A	5,2	4,6	71	39	39	22	146
	Bg	5,3	4,1	6	48	39	13	129
	Cr	5,5	3,9	6	49	29	22	104
GAB4	AB	5,5	5,0	57	35	48	17	178
SER1	A	5,5	4,5	68	51	28	21	158
	BA	5,1	4,2	42	51	27	22	137
SER2	A	4,8	4,1	71	25	54	21	130
	B1	4,4	4,0	15	25	51	24	81
	B2	4,4	3,9	8	31	34	35	115
	C1	4,5	4,0	3	9	81	10	89
	C2	4,8	4,2	0	18	72	10	97
SER3	A	5,7	4,7	28	30	50	20	108
	BA	5,7	4,9	17	27	47	26	92
	C	6,1	4,9	5	30	36	34	130
SER4	A	5,2	4,4	77	72	13	15	140
	B	5,4	4,5	8	32	46	22	69

La Tabla 2 presenta los resultados de las extracciones selectivas de Fe y Al. Los valores de Fe_{DCB}, que representa todas las formas de Fe no asociado a silicatos, oscilan entre el 111.6‰ en un horizonte 2C sobre gabro y el 8‰ de un horizonte B en un suelo sobre esquisto. Las concentraciones de Fe_{OX}, que corresponde a las formas amorfas de Fe, oscilan entre 32.2‰ para un horizonte A sobre serpentina y 0.2‰ para un horizonte BC de un suelo de esquisto. En general, las formas cristalinas de hierro predominan con respecto a las amorfas (baja ratio Fe_{OX}/Fe_{DCB}), especialmente en horizontes subsuperficiales. Las mayores concentraciones de Fe_{PIRO}, que representa al Fe asociado a materia orgánica, se observan en horizontes superficiales, que también presentarían las relaciones Fe_{PIRO}/Fe_{OX} más elevadas.

Los valores de Al_{NaOH}, que representan a las formas "libres" de Al, que no forman parte de las redes cristalinas de los silicatos, oscilan entre 79,3 g kg^{-1} para un horizonte C sobre serpentina y un 1,3 g kg^{-1} para un horizonte A sobre anfibolita. El Al_{OX}, representativo de los compuestos amorfos de Al, varía entre 26,0 g kg^{-1} para un horizonte A sobre gabro y anfibolita y 0,6 g kg^{-1} para un horizonte Cg sobre esquisto. De acuerdo con la elevada relación Al_{OX}/Al_{NaOH} predominan las formas de Al de baja cristalinidad. Finalmente, las formas asociadas a la materia orgánica, representadas por Al_{PIR}, son bastante próximas a las extraídas en oxalato, indicando un predominio de las formas de Al asociadas a materia orgánica, y oscilan entre 26,6 g kg^{-1} en un horizonte AB de un suelo sobre gabro y 0,3 g kg^{-1} en el horizonte C2 de un suelo sobre serpentina.

Tabla 2. Extracciones selectivas de Fe y Al (g kg^{-1}).

Suelo	Hor.	Fe_{DCB}	Fe_{OX}	Fe_{PIR}	Al_{NaOH}	Al_{OX}	Al_{PIR}
ANF1	A	62,0	7,4	4,4	22,2	15,1	8,9
	B1	54,6	1,8	0,7	12,8	3,5	2,1
	B2	59,5	1,7	0,2	9,3	2,0	1,2
	C1	52,8	1,4	0,1	11,0	2,0	0,7
	C2	37,1	1,1	0,1	6,2	1,3	0,4
ANF2	A	40,8	10,1	7,0	79,3	26,0	21,8
	BA	47,2	9,5	3,2	77,9	5,7	4,4
	Bw	46,1	4,4	0,9	45,3	3,7	0,5
	BsC	74,8	2,8	0,7	7,1	3,0	3,7
	C1	74,0	2,1	0,1	15,3	3,4	1,3
	C2	75,2	2,2	0,1	11,6	4,0	1,8

Suelo	Hor.	Fe_{DCB}	Fe_{OX}	Fe_{PIR}	Al_{NaOH}	Al_{OX}	Al_{PIR}
ESQ1	A	25,3	5,3	3,1	47,2	2,8	2,1
	Bt1	40,0	3,0	1,3	59,5	1,3	1,2
	Bt2	40,9	0,8	0,1	49,1	0,8	0,7
	BC	36,0	0,2	0,3	52,9	0,7	0,5
ESQ2	A	20,0	12,4	2,1	15,7	14,3	1,0
	B1	30,2	6,9	0,8	7,9	4,6	1,2
	B2	30,4	2,9	0,3	8,4	3,4	1,2
	C1	31,8	2,1	0,3	4,5	1,8	0,8
	C2	24,6	0,4	0,3	3,4	1,0	0,7
ESQ3	A	30,8	12,1	3,3	14,3	11,9	3,4
	B	8,0	3,8	1,9	29,1	12,9	3,3
ESQ4	A1	13,6	10,3	4,2	12,8	5,9	3,3
	A2	25,5	18,9	11,0	16,3	11,9	10,5
	B1	28,3	16,9	15,6	12,2	7,1	7,1
	B2	23,8	21,3	15,0	28,0	17,1	9,3
ESQ5	A	37,4	4,7	4,5	23,5	15,1	18,9
	BA	31,4	2,5	2,5	14,3	5,0	5,3
	B	30,6	1,4	1,0	6,1	1,0	1,1
	Cg	37,6	1,4	2,1	4,8	0,6	0,8
ESQ6	A	14,8	8,0	6,7	23,5	13,3	14,5
	B	15,2	5,0	3,0	20,4	6,3	4,7
	BC	12,4	2,6	1,0	13,3	1,9	1,3
GAB1	A	79,9	8,0	7,8	28,7	26,0	24,2
	BA	91,3	5,2	8,2	26,8	7,6	15,0
	B	80,9	2,0	3,1	15,3	3,1	0,8
	2BC	72,1	0,7	1,6	9,9	2,5	2,7
	2C	111,6	0,7	1,6	10,2	2,4	3,9
GAB2	A	46,6	11,8	7,3	53,9	20,1	15,8
	BA	50,7	10,2	5,8	28,0	14,2	9,4
	B	52,5	3,1	0,3	55,9	3,7	1,0
	C	47,9	2,4	0,1	9,8	3,8	0,9
GAB3	A	30,2	10,7	15,4	15,8	8,5	10,2
	Bg	51,2	8,5	4,2	5,4	1,8	1,2
	Cr	37,4	4,3	1,9	3,3	1,7	0,8
GAB4	AB	65,7	7,8	7,6	51,0	25,1	26,6
SER1	A	83,1	32,2	10,5	5,1	6,3	3,8
	BA	27,6	20,9	23,8	7,5	6,0	6,9
SER2	A	23,2	11,4	3,8	18,2	18,0	10,0
	B1	23,2	4,6	2,6	14,1	5,2	3,3
	B2	30,9	5,3	1,8	26,2	5,4	1,4
	C1	53,3	2,0	0,0	5,0	1,1	0,5
	C2	70,2	1,7	0,0	16,7	1,6	0,3
SER3	A	54,6	5,2	1,5	7,8	6,7	3,5
	BA	55,2	4,4	1,0	7,6	6,2	3,2
	C	36,6	2,7	0,9	1,3	1,2	0,4
SER4	A	24,6	4,0	8,3	23,5	3,3	18,1
	B	29,6	7,9	3,5	32,1	14,0	3,0

En cuanto a las propiedades eléctricas de los suelos estudiados, se observa un predominio de la carga negativa (Figura 1), si bien los valores pueden considerarse relativamente bajos. Este resultado concuerda con los bajos valores de CIC en acetato amónico a pH 7 obtenidos por otros autores en suelos similares (SILVA et al., 1984; GARCÍA-RODEJA et al., 1986). El valor mínimo de carga eléctrica negativa se alcanzó en el intervalo 4.5-5.5 y, según lo esperado, aumenta por encima de pH 5.5, lo que se

atribuye a la disociación de grupos funcionales de la materia orgánica y al predominio de cargas negativas en bordes de los filosilicatos de la arcilla y superficies de óxidos de Fe y Al. En la Figura 1 se aprecia que los horizontes superficiales presentan menor carga negativa que los subsuperficiales, a pesar de la mayor concentración de materia orgánica en los primeros. Este hecho puede deberse a la interacción de los grupos funcionales de la materia orgánica con Fe y Al, que no son fácilmente desplazables por Na (BLOOM et al., 1979). Esta hipótesis es sustentada por los elevados valores de Fe y Al extraíbles en pirofosfato. La estrecha interacción de la materia orgánica con Fe y Al en los horizontes superficiales de estos suelos desarrollados sobre rocas básicas ha sido puesta en evidencia por otros autores (GARCÍA-RODEJA et al., 1984, 1986).

Es de destacar que la carga negativa también aumenta por debajo de pH 4.5, lo que se atribuye a la disolución de revestimientos de compuestos de Al de baja cristalinidad sobre la superficie de los filosilicatos de la arcilla, provocando así un aumento de la carga negativa. En efecto, la disolución de Al a pH < 4.5 se ha comprobado en las disoluciones de NaCl, una vez alcanzado el equilibrio, y sería responsable del fuerte efecto tampón que se observa en las extracciones con disoluciones de NaCl. Numerosos autores han puesto de manifiesto la especial capacidad del hidróxido de Al para formar estos revestimientos (OADES, 1984; ARIAS et al., 1995), debido a su morfología aplanada y mayor carga, en comparación con los óxidos de Fe, que tienden a formar revestimientos discontinuos (JONES & UEHARA, 1973; ROBERT et al., 1987). De igual modo, no es descartable un incremento de la carga negativa asociada a los grupos funcionales de la materia orgánica cuando se produce la disolución de compuestos de Al más o menos hidroxilados asociados a este componente. Estos efectos, que representan un serio impedimento para el estudio de la carga a pH ácido, ponen una vez más de manifiesto la importancia del efecto tampón del Al en los suelos de Galicia.

En cuanto a la carga positiva, es de menor cuantía y pone de manifiesto la baja capacidad de retención de aniones por cambio iónico de estos suelos, que contrasta con su elevada capacidad de retención por mecanismos de adsorción específica, tal como ha sido puesto de manifiesto por GARCÍA-RODEJA et al. (1987) y MOARES y CALVO (1992) para el ión fosfato. En cuanto a su variación con el pH, sería de esperar un aumento hacia valores más ácidos, debido a la aparición de caras positivas en los óxidos de Fe y Al, e incluso en los bordes de filosilicatos 1:1. Sin embargo este efecto se manifiesta solo ligeramente, pues se ve contrarrestado por los fenómenos de disolución de óxidos de Al. Por el contrario, el incremento, aunque moderado, es más claro con la elevación del pH, hasta un valor de aproximadamente 6.5. Este incremento ligero en la carga positiva con el pH puede deberse a un desbloqueo de las cargas previamente asociadas a la materia orgánica. La aparición de cargas positivas tras extracción de la materia orgánica ha sido puesto de manifiesto por FERNÁNDEZ-MARCOS et al. (1998).

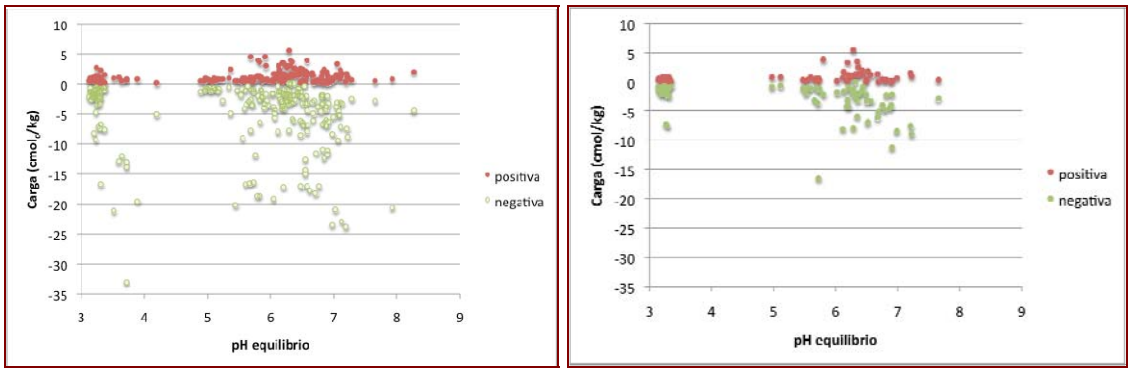


Figura 1. Distribución de cargas en función del pH en el conjunto de muestras (izquierda) y en horizontes superficiales (derecha).

Si consideramos la influencia de los diferentes materiales de partida en el desarrollo de la carga eléctrica (Figura 2), observamos que son los suelos sobre anfibolita, seguidos de los de serpentinita, los que presentan una mayor carga negativa, que se ve fuertemente afectada por el pH, mientras que los desarrollados sobre esquistos presentan la menor cuantía y variación con el pH. En cuanto a las cargas positivas, se observa poca diferencia entre los distintos materiales.

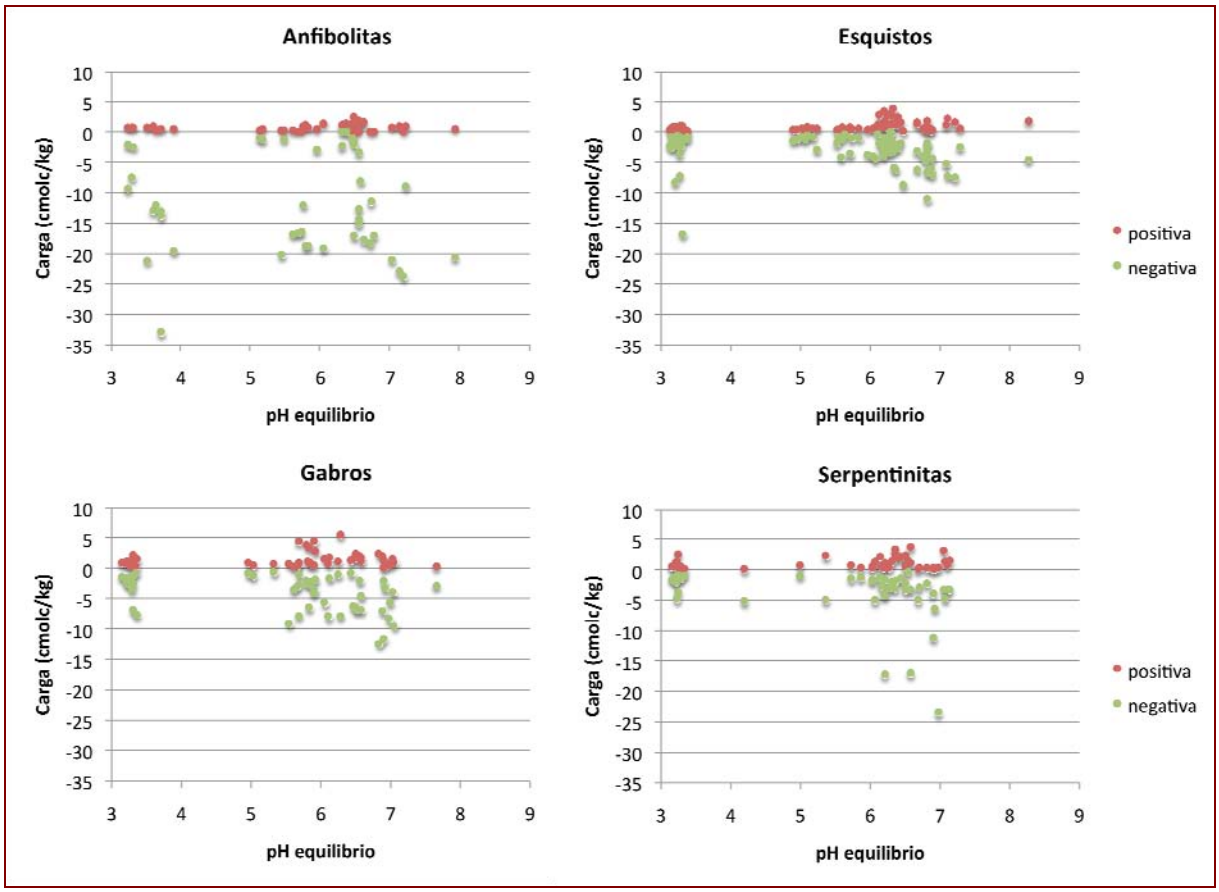


Figura 2. Distribución de cargas en función del pH para los diferentes materiales de partida.

En la Figura 3 se observa que, como consecuencia del predominio de las cargas negativas sobre las positivas, la carga neta es en general de signo negativo. En algunas ocasiones, sin embargo, la carga neta es positiva; esto sucedió para 27 de los 58

horizontes en alguna de las condiciones de pH estudiadas, y en general en el rango de pH entre 6,1-6,5. Según la tendencia mostrada en la Figura 3, el punto cero de carga neta parece corresponder a un valor de pH algo inferior a 5, aunque debido a la disolución de compuestos alumínicos y el consiguiente efecto tampón, no se han podido obtener puntos experimentales en ese intervalo de pHs de equilibrio.

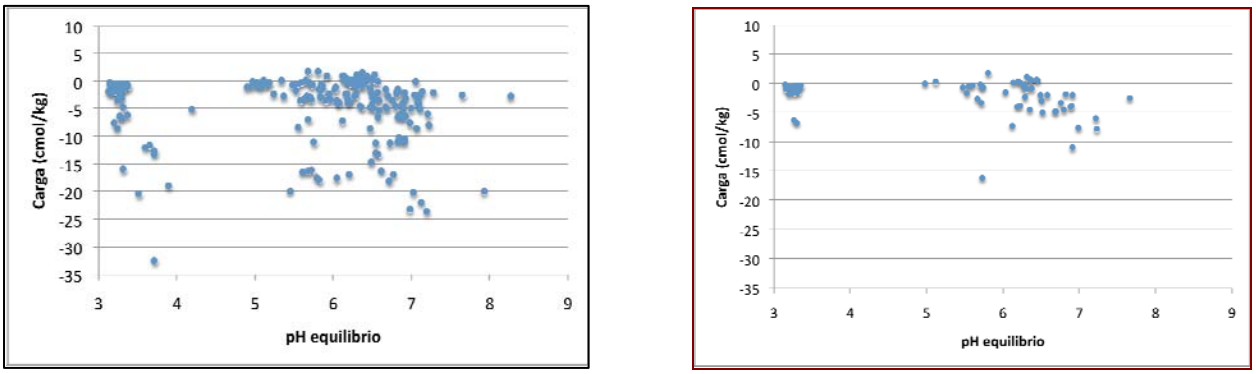


Figura 3. Carga neta en función del pH en el conjunto de los horizontes (izda.) y en horizontes superficiales (dcha.).

No obstante queda en evidencia que en la mayoría de los suelos predominan las arcillas de baja actividad en los horizontes superficiales, y en algunos en la práctica totalidad del perfil (en todos los suelos sobre serpentinitas y sobre gabros, y en dos de los suelos sobre esquistos). Esta es una situación común en los suelos fuertemente alterados, constituidos mayoritariamente por filosilicatos de tipo caolinita y óxidos de Fe y Al, siendo una de las causas principales de su infertilidad. Esta limitación se ve agravada por el hecho de que el valor mínimo de carga se produce aproximadamente en el intervalo de pHs naturales de estos suelos. Por esta razón, el encalado es una práctica beneficiosa, ya que consigue incrementar la carga negativa, siendo recomendable en estos suelos superar el valor de pH 6 que se suele indicar para conseguir una disponibilidad suficiente de nutrientes, y alcanzar un pH próximo a la neutralidad, con el que se consigue maximizar la capacidad de intercambio de cationes.

En la Figura 4 se presenta la variación absoluta de carga con el pH para cada uno de los horizontes. La proporción de carga variable es relevante en relación con la carga total de estos suelos. Este aspecto es relevante para valorar la adecuación de los métodos de determinación de la CIC a pH tamponado, tal como el método de acetato amónico a pH 7 que se emplea con fines de clasificación. Tiene también importantes repercusiones prácticas, pues permite valorar el efecto de prácticas como el encalado, que afectan al pH del suelo. Destaca en este sentido el suelo ANF1, en cuyos horizontes A y C2 se alcanza una diferencia de carga negativa de hasta 20 $cmol_c\ kg^{-1}$, lo que pone de manifiesto la importancia, en estos casos, de realizar una determinación de CIC en condiciones próximas a las de campo para obtener una visión realista de la capacidad de retención de cationes. En los demás suelos, la variación de carga negativa no excede los 8 $cmol_c\ kg^{-1}$. Por su parte, la variación de carga positiva no suele exceder los 4 $cmol_c\ kg^{-1}$ y se mantiene generalmente por debajo de los 2 $cmol_c\ kg^{-1}$.

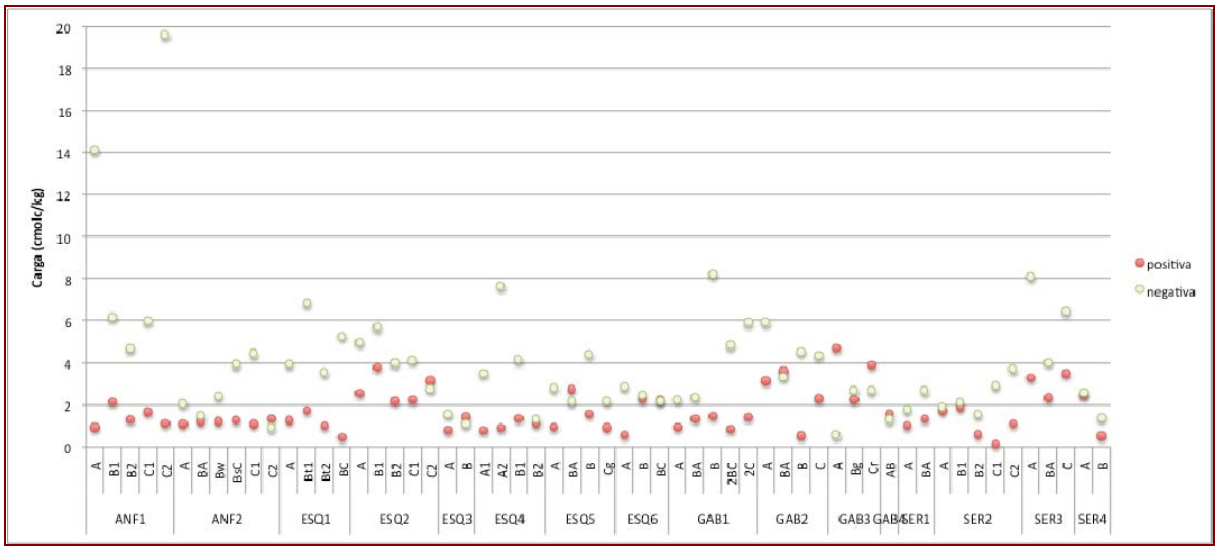


Figura 4. Variación absoluta de carga con el pH en el conjunto de muestras.

Por último, se ha indagado la existencia de correlaciones entre la carga eléctrica, y componentes y propiedades del suelo, observándose una relación positiva significativa entre la carga negativa y la superficie específica, en los horizontes subsuperficiales, mientras que en los horizontes superficiales no se observan correlaciones con las propiedades edáficas.

5. Conclusiones

La metodología empleada para la determinación de la capacidad de retención de iones es adecuada para valores del pH de equilibrio no muy alejados de los valores naturales del suelo, pues a pH muy ácidos se produce disolución de componentes del suelo con carga positiva, lo que da lugar a la aparición de cargas de signo contrario. Aún cuando los suelos estudiados presentan un grado fuerte de alteración y son ricos en óxidos de hierro y aluminio, las cargas negativas predominan sobre las cargas positivas, es decir, la CIC predomina sobre la CIA. Las cargas de ambos signos, pero sobre todo las negativas, varían fuertemente con el pH, aunque están afectadas por los problemas de disolución de suelo antes mencionados. En los horizontes superficiales los incrementos más importantes de carga negativa se producen por encima de pH 6.0. Aunque en algunos horizontes la cantidad de carga positiva y negativa es semejante, en general no resulta posible determinar el punto de carga neta cero de estos suelos. En los horizontes superficiales no se observan correlaciones significativas consistentes entre las cargas eléctricas y otros componentes y propiedades edáficas, mientras que en los horizontes subsuperficiales se observa una relación positiva entre la carga negativa y la superficie específica.

6. Bibliografía

ARIAS, M., BARRAL, M.T., DÍAZ-FIERROS, F., 1995. Effects of iron and aluminum oxides on the colloidal and surface properties of kaolin. *Clay. Clay Miner*. 43, 406-416.

BARRAL, M.T., 1987. Estudio de las separaciones de hierro y manganeso en suelos y sedimentos de Galicia. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

BLOOM, P.R., McBRIDE, M.B., WEAVER, R.M., 1979. Aluminum organic matter in acid soils: salt-extractable aluminum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 813-815.

BOHN, H.L., McNEAL, B.L., O'CONNOR, G.A., 1993. Química del suelo. Editorial Limusa - Grupo Noriega Editores, México D.F.

BORGGAARD, O.K., 1985. Organic matter and silicon in relation to the crystallinity of soil iron oxides. *Acta Agric. Scand*. 35, 398-406.

EFFRON, D., JIMENEZ, M.P., DE LA HORRA, A.M., 2000. Cation exchange capacity at the pH of the soils, for acidic soil: determination methods. *Agrochimica* 44, 61-68.

FERNÁNDEZ-MARCOS, M.L., BUURMAN, P., MEIJER, E.L., 1998. Role of organic matter and sesquioxides on variable charge of three soils from Galicia, Spain. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*. 29, 2441-2457.

GARCÍA-RODEJA, E., SILVA, B., MACÍAS, F., 1987. Andosols developed from non-volcanic materials in Galicia, NW Spain. *J. Soil Sci*. 38, 573-591.

GARCÍA-RODEJA, E., SILVA, B., GARCÍA, C., GUITIÁN, F., 1986. Propiedades de los suelos desarrollados sobre anfibolitas de Santiago-Ponte Ulla. *An. Edaf. Agrobiol*. 45, 1271-1298.

GARCÍA-RODEJA, E., MACÍAS, F., GUITIÁN, F., 1984. Reacción con FNa de los suelos de Galicia. IV. Suelos desarrollados sobre esquistos del Complejo de Órdenes, rocas básicas y rocas metabásicas. *An. Edaf. Agrobiol.* 43, 1311-1337.

GUITIÁN, F., CARBALLAS, T., 1976. Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro, Santiago.

HEILMAN, M.D., CARTER, D.L., GONZÁLEZ, C.L., 1965. The ethyleneglycol monoethyl eter (EGME) technique for determining soil surface area. *Soil Sci*. 100, 409-413.

JONES, R.C., UEHARA, G., 1973. Amorphous coatings on mineral surfaces. *Soil Sci. Soc. Amer. Pro*. 37, 792-798.

McKEAGUE, J.A, 1967. An evaluation of 0.1M pyrophosphate and pyrophosphate-dithionite in comparison with oxalate as extractants of the accumulation products in podzols and some other soils. *Can. J. Soil Sci*. 46, 13-22.

MEHRA, O.P., JACKSON, M.L., 1960. Iron oxide removal from soils and clays by dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. 7th Nat. Conf. Clay Minerals, pp. 317-327.

MOARES, C., CALVO, R., 1992. Algunas propiedades de carga en horizontes superficiales de suelos de Galicia. Influencia del tipo de roca. Actas del III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Pamplona.

OADES, J.M., 1984. Interactions of polycations of aluminum and iron with clays. *Clay. Clay Miner*. 32, 49-57.

PARFITT, R.L.,1992. Surface charge in some New Zealand soils measured at typical ionic strength. *Aus. J. Soil Res*. 30, 331-341.

ROBERT, M., NENEAU, G., ABREU, M.M., 1987. Études microscopiques d'associations aluminum-argiles ou fer-argiles. En: Fedoroff, N., Courty, M.A. (eds.), Micromorpholgie des sols-Soil Micromorpholgy. pp. 467-474, A.F.E.S. France.

SCHWERTMANN, U., 1964. Differienzierung der Eisenoxide des Bodens durch extraction mit Ammonium oxalate lösung. *Z. Pflanz. Bodenkunde* 105, 194-202.

SILVA, B.; GARCÍA-RODEJA, E., GUITIÁN, F. 1984. Caracterización y génesis de los suelos sobre esquistos de Las Mariñas (La Coruña). *An. Edaf. Agrobiol*. 43, 523-546.

SUMNER, M.E., MILLER, W.P., 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. En: Sparks, D.L. (ed.), Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. pp. 1201-1230. SSSA, Madison, Wisconsin, USA.

VAN RAIJ, B., PEECH, M., 1972. Electrochemical properties of some Oxisols and Alfisols of the tropics. *Soil Sci. Soc. Am. Pro*. 36, 142-148.

CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y EVALUACIÓN DE RIESGOS

Influencia de la concentración en la retención de metales por sedimentos lacustres: Valores Kd

CARRERO GONZÁLEZ, B.[1], ALONSO ROMERA, E., MORENO GARCÍA, A.Mª [1]

[1] Departamento de Edafología, Universidad Complutense de Madrid

Resumen

Para este estudio se escogieron sedimentos del fondo de dos lagunas desecadas (Lucía y Muña) localizadas en la provincia de Segovia. Se tomaron muestras hasta una profundidad de 70-140 cm coincidiendo con el nivel freático. Los perfiles presentan anisotropía cromática y textural con la siguiente secuencia de capas: A, Cg, 2Ag, 2Cg, 3Ag. Se determinaron los parámetros característicos de suelos: pH, CO, análisis granulométrico, CIC y óxidos de Fe y Mn (amorfos y cristalinos). Se trataron las muestras por separado, durante 1, 2 y 7 días en contacto, con soluciones de Cu a concentraciones de 1000 mg L^{-1} y 100 mg L^{-1} (10 g kg^{-1} y 1 g kg^{-1}) y de Cd a concentraciones de 500 mg L^{-1} y 50 mg L^{-1} (5 g kg^{-1} y 0,5 g kg^{-1}). Se determinaron los porcentajes de metal sorbido. Se calculó el coeficiente de distribución, Kd, definido como la relación de concentraciones de metal entre las fases adsorbidas y en solución. La desorción de metal se llevó a cabo mediante solución de $Ca(NO_3)_2$ 0,5M durante 7 días, determinando los porcentajes de desorción respecto a lo sorbido. La retención de Cu y Cd se calcula por diferencia entre lo sorbido y desorbido a cada concentración. El porcentaje de retención se ha determinado respecto a la cantidad añadida. Para cada metal, al disminuir la concentración añadida, incrementa el porcentaje de sorción, incrementan los valores Kd en todas las capas, siendo más elevados cuanto mayores son los contenidos en C orgánico, fracción fina (limo+arcilla) y óxidos de Fe y Mn. Disminuye el porcentaje de desorción existiendo correlaciones significativas y negativas entre Cu y Cd desorbido, CIC y componentes del suelo (CO, fracción fina y óxidos de Fe y Mn) lo que indica que a menor concentración los metales quedan asociados fuertemente a estos componentes, no en forma cambiable, siendo mayor el porcentaje de retención respecto al que existe al aumentar la concentración de metal aportado. Los mayores porcentajes de retención de Cu y Cd, a las dos concentraciones utilizadas, se presentan en las capas órgano minerales con contenidos más elevados en CO, fracción fina y óxidos de Fe y Mn, fundamentalmente en 3Ag.

Palabras clave

Coeficiente de distribución, Cu, Cd, retención, sedimentos, concentración.

9. Introducción

Suelos y sedimentos en humedales constituyen una parte del ciclo hidrológico pudiendo ser grandes reservorios de contaminantes debido a su capacidad para retenerlos e incluso ser fuente de metales al sistema acuático. El principal mecanismo que regula la concentración de un elemento en la solución del suelo y por consiguiente su disponibilidad, es la adsorción en superficie por determinados componentes, como materia orgánica, minerales de la arcilla y oxi-hidróxidos de Fe y Mn, contribuyendo

todos ellos a la capacidad de intercambio catiónico (ADRIANO, D.C., 1986; MCBRIDE, M.B., 1989), existiendo correlaciones altamente significativas entre CIC, arcilla, materia orgánica y contenido en metales de sedimentos (DU LAING, G. et al., 2007). Una elevada CIC reduce la movilidad de metales e incrementa su retención. La arcilla y materia orgánica presentan gran afinidad para Cu o Cd (STEVENSON, F.J., 1977; SALOMONS, W. et al., 1987).

Los óxidos de Fe y Mn insolubles como formas oxidadas (Fe^{3+}, Mn^{4+}) presentan un elevado poder adsorbente de metales pesados, bien en forma cambiable o en forma específica mediante uniones covalentes, siendo estos óxidos muy efectivos en la inmovilización de algunos metales bajo condiciones oxidantes (DU LAING, G. et al., 2009). Los óxidos más cristalinos por tener menor área superficial, mantienen mayor actividad de metal en solución que los amorfos (SAUVÉ, S. et al., 2000).

La sorción de metales a oxihidróxidos de Fe y Mn puede tener lugar en varias fases, una rápida (<1-5 h) en la que los iones metálicos se unen a la superficie externa en lugares de elevada afinidad, seguida por una fase lenta, por difusión a lo largo de los microporos de los óxidos (AINSWORTH, C.C. et al., 1994; FAN, M. et al., 2005), incluso puede existir una tercera etapa que corresponde a una fijación del metal en posiciones internas de las partículas de óxidos (BRUEMMER, G.W. et al., 1988).

Los óxidos de hierro y manganeso están sujetos a disolución cuando existen procesos reductores (descenso del Eh), como consecuencia, los metales asociados a ellos se liberan incrementando su movilidad (FÖSTNER, V., 1986). Cuando aumenta el potencial redox incrementa la afinidad entre óxidos de Fe y materia orgánica con Cd. Las condiciones redox y el pH controlan la movilidad de metales contaminantes en zonas con hidromorfía, bajo una capa de agua disminuye la disponibilidad del Cd por su precipitación en forma de sulfuro (GAMBRELL, R.P., 1994). Variaciones en el potencial de óxido-reducción afectan también al pH del suelo, durante la reducción se consumen protones incrementando el pH, en procesos oxidativos tiene lugar una acidificación, un incremento del Eh supone una disminución del pH, existiendo correlaciones significativas y negativas entre ambos factores (DU LAING, G. et al., 2009).

Los suelos de humedales (p.e. Gleysoles) tienen bajo contenido en óxidos de hierro férrico, los cuales se presentan en forma moteada de color pardo-rojizo que corresponden a zonas de oxidación del perfil y que marcan la posición del nivel freático.

Cuando sube el nivel del agua, las condiciones reductoras (Eh = -100 mV a +100 mV) transforman el Fe^{3+} en Fe^{2+} con la consiguiente liberación de los metales pesados asociados, que pasan a la solución incrementando su movilidad (FÖSTNER, V., 1986), mientras que en periodos secos, cuando las condiciones del suelo son oxidantes, el elemento puede quedar adsorbido a oxi-hidróxidos (BOSTICK, B.C. et al., 2001).

En sistemas acuáticos se presentan entre otras las siguientes reacciones redox (DU LAING, G. et al., 2007):

$$Fe(OH)_3 + 3H^+ + e^- \rightarrow Fe^{2+} + 3H_2O$$

$$Mn\,O_2 + 4H^+ + 2e^- \rightarrow Mn^{2+} + 2H_2O$$

Los metales pesados que se aportan a suelos en forma soluble, cuando existen ciclos de humedad-sequía, se redistribuyen lentamente pasando de formas solubles y cambiables a formas más estables, condicionando una disminución en su labilidad (HAN, F.X. et al., 2001).

10. Objetivos

Los objetivos de este estudio han sido: 1) evaluar la sorción y retención de Cu y Cd que presentan, en condiciones de laboratorio, las distintas capas sedimentarias de lagunas desecadas; 2) estudiar la influencia que la concentración de estos metales aportados, tiene en la capacidad de sorción de los sedimentos; 3) determinar los parámetros que contribuyen fundamentalmente a la sorción de estos metales.

11. Metodología

Área de estudio

Se seleccionaron muestras de sedimentos en el fondo de las lagunas desecadas Lucía (LU) y Muña (MU) localizadas en la provincia de Segovia, pertenecientes a la red hidrográfica del río Duero. Estos humedales están incluidos en el Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad de Castilla y León (B.O.C. y L., 1994). El área ha estado sometida a constantes acciones antrópicas. Se han cultivado suelos muy próximos a las lagunas aplicando lodos y pesticidas; se han bombeado aguas freáticas para riegos, causando el descenso de su nivel y la desecación de lagunas, lo que se ha aprovechado para actividad ganadera; se ha explotado la turba de las capas más profundas destruyendo estos ecosistemas.

Desde el punto de vista geológico la zona de estudio está formada por arenas eólicas holocenas (TEMIÑO, J., 1994), entre las que se encuentran las lagunas o áreas de encharcamiento permanente formando en su conjunto un sistema de dunas con áreas interdunares húmedas y secas, según las oscilaciones de la capa freática (GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. y REY BENAYAS, J.M., 1992). Estas arenas son de naturaleza cuarcítica, ricas en feldespato potásico, con bajos contenidos en macro y microconstituyentes como corresponde a arenas sedimentarias (ÁLVAREZ, A. et al., 1993), sobre ellas se han desarrollado suelos Gley; están depositadas sobre sustratos más arcillosos de edad terciaria (TEMIÑO, J. et al., 1997). La toma de muestras se llevó a cabo siguiendo la secuencia de capas: A, Cg, 2Ag, 2Cg, 3Ag, profundizando hasta el nivel freático (70-140 cm).

En cada uno de los puntos muestreados se determinaron *in situ* (mes de Julio) los valores de pH, Eh y Tª de las aguas freáticas, obteniéndose los siguientes datos (ALONSO, E., 1997; ALONSO, E. et al., 2000): Lucía (pH = 7,02; Eh = -150 mV; Tª = 16º) y Muña (pH = 6,90; Eh = -131 mV; Tª = 19,5º). Los contenidos en metales pesados (Pb, Zn, Cu y Cd) en el sistema suelo-sedimento-agua fueron estudiados por ALONSO et al., (1995).

Métodos analíticos

Las muestras se secaron a temperatura ambiente y se pasaron a través de un tamiz de 2mm, llevando a cabo las siguientes determinaciones: color (MUNSELL, 1994), pH en agua (1:2,5), análisis granulométrico, C orgánico, N total, CIC y cationes de cambio (ISRIC, 1993). El Fe_{ox} y Mn_{ox} solubles en oxalato y el Fe_d y Mn_d solubles en ditionito se extrajeron (MEHRA, O.P. y JACKSON, M.L., 1960) y se midieron por espectroscopia de absorción atómica (AAS).

Sorción de Cobre y Cadmio y valores Kd

La sorción de Cu y Cd se determinó usando la técnica de equilibrio en *batch* (AMACHER, M.C. et al., 1986). Las muestras (5,0 g) se introdujeron en tubos de centrífuga y se añadieron 50 ml de solución de $Cu(NO_3)_2$ o de $Cd(NO_3)_2$, por separado. Las concentraciones iniciales de Cu añadido fueron 1000 mg L^{-1} y 100 mg L^{-1} y de Cd 500 mg L^{-1} y 50 mg L^{-1}. Las suspensiones se agitaron durante 2 horas. Después de 1, 2 y 7 días de reacción las muestras se centrifugaron (30 minutos; 3.500 rpm) y filtraron, analizándose alícuotas del sobrenadante usando AAS. Las cantidades de Cu y Cd sorbidos, Qm, por cada muestra representan las diferencias entre el metal añadido y el que permanece en solución al cabo de 1, 2 y 7 días de contacto; se calcularon como sigue **(**WU, Z. et al., 2003):

$$Qm = (co - ce)\ V/P$$

Qm = cantidad adsorbida (mg L^{-1}); co = concentración inicial en solución (mg L^{-1}); ce = concentración en equilibrio en solución (mg L^{-1}); V = volumen de la solución (ml) y P = peso del sorbente (g).

El residuo fue guardado para el proceso de desorción.

El coeficiente de distribución (Kd) representa la afinidad de los componentes del suelo para un metal. Es la relación entre [M] adsorbido (mg kg^{-1})/ [M] solución (mg L^{-1}). Bajos valores de Kd indican que la mayor parte del metal presente en el sistema permanece en la solución y estará disponible para su absorción por plantas o transferencia a un sistema acuático. Altos valores de Kd indican que el metal ha sido retenido por la fase sólida mediante reacciones de sorción (ANDERSON, P.P. & CHRISTENSEN, T.H., 1988; RIEUWERTS, J.S. et al., 1998; MCBRIDE, M.B. et al., 2000).

Desorción de Cu y Cd

Inmediatamente después de la sorción, el residuo fue lavado añadiendo 10 ml de agua destilada, agitando durante 30 minutos, centrifugando y decantando el sobrenadante. La desorción se llevó a cabo añadiendo al residuo 50 ml de una solución de $Ca(NO_3)_2$ 0,5 M (pH = 5,40) (Amacher et al., 1986). Las muestras se agitaron durante 30 min. Después de 1, 2 y 7 días de reacción se centrifugaron y las alícuotas del sobrenadante después de cada periodo de desorción se analizaron usando AAS. Los valores de pH de cada sobrenadante fueron ligeramente inferiores a los encontrados en

suspensiones suelo: agua. Todos los experimentos de sorción-desorción se hicieron por duplicado.

La cantidad de metal retenido por cada muestra es la diferencia entre lo sorbido a los 7 días de contacto y la cantidad desorbida al cabo de 7 días de desorción.

Se establecieron los coeficientes de correlación de Pearson entre parámetros edáficos y entre estos y las cantidades de Cu y Cd desorbidas a partir de las fases sólidas, usando SPSS v.17 (SPSS, Chicago, INC)

4. Resultados

Las características de las muestras se presentan en la Tabla 1. La textura es arenosa, pero el contenido en arena disminuye en capas 3Ag aumentando la fracción fina (limo+ arcilla), en éstas capas hay mayor acumulación de materia orgánica que en horizontes A superficiales. Los valores de pH disminuyen en 3Ag siendo inferiores a 6,3. Capacidad de intercambio catiónico, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe_{ox} y Fe_d siguen la misma dinámica que el C orgánico, aumentando en capas más próximas al nivel freático (3Ag). Las capas Cg tienen contenidos muy bajos en CO, fracción fina y óxidos de Fe y Mn.

En la Tabla 2 se expresan los resultados de la sorción de Cu cuando se añaden soluciones a concentraciones 1000 mg L^{-1} (10 g kg^{-1}) y 100 mg L^{-1} (1 g kg^{-1}). A menor concentración los porcentajes de sorción son más elevados. Las capas más profundas, 3Ag, presentan la mayor sorción. Los valores Kd indican igualmente que son los horizontes órgano minerales (3Ag, A y 2Ag) los de mayor capacidad de sorción de Cu a cualquier concentración añadida. En general no existen apenas diferencias entre el porcentaje de metal sorbido a 1 día o 7 días de contacto.

Tabla 1. Características morfológicas, físicas y químicas de los perfiles seleccionados

Perfil	Hrte/ Sdto.	Prof. (cm)	Munsell Color Hum.	Arena[#] total (%)	FF[#] (%)	CO g kg^{-1}	N_t g kg^{-1}	pH (H_2O)	CIC	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Fe_{ox}	F_d	Mn_{ox}	Mn_d
									$cmol_{(+)}$ kg^{-1}			g kg^{-1}			
LU	A	0-15	10YR3/1	92,9	7,1	101,4	5,7	6,66	17,3	13,1	6,2	1,09	0,12	0,03	0,02
	Cg	15-25	10YR4/2	98,8	1,2	10,6	1,7	7,17	3,0	1,2	0,5	0,26	0,07	0,02	0,01
	2 Ag	25-35	10YR3/1	96,0	4	32,2	3,3	6,46	8,7	5,2	2,4	0,35	0,12	0,02	0,02
	2 Cg	35-65	10YR5/2	72,4	0	1,1	1,4	6,56	3,7	0,9	0,4	0,05	0,09	0,01	0,01
	3 Ag	65-70	10YR3/1	86,0	13,9	196,7	11,6	5,38	38,2	21,0	5,8	0,68	0,20	0,02	0,01
MU	A	0-18	10YR2/2	95,1	4,9	70,3	6,4	7,71	25,4	27,7	6,1	2,08	0,46	0,22	0,02
	Cg	18-28	10YR5/3	98,6	1,4	6,3	1,6	7,56	3,6	1,9	0,35	0,22	0,16	0,02	0,01
	2 Ag	28-66	10YR3/1	93,3	6,7	53,2	5,7	6,28	21,2	19,7	3,3	1,63	0,30	0,09	0,01
	2 Cg	66-96	10YR6/3	99,9	0	1,8	1,2	6,78	3,2	1,4	0,4	0,16	0,12	0,01	0,01
	3 Ag	96-140	10YR2/1	24,1	75,9	113,6	13,2	6,05	46,6	27,7	8,5	3,58	0,54	0,14	0,02

[#] Granulometría: arena total (2 - 0.02 mm), FF (limo + arcilla) (< 0.02 mm).
CO: carbono orgánico; Nt: Nitrogeno total
CIC: Capacidad de intercambio catiónico
Ca^{2+}, Mg^{2+}: Cationes de cambio.
Fe_{ox}, Mn_{ox}:Óxidos de Fe y Mn extraídos con oxalato
Fe_d, Mn_d: Óxidos de Fe y Mn extraídos con ditionito.

Tabla 2. Porcentajes de sorción de Cu cuando se añade en concentraciones de 10 g kg^{-1}(1) y 1 g kg^{-1}(2).Valores Kd

Perfil	Hzte/Sdto	% Cu sorbido (1)			Kd	% Cu sorbido (2)			Kd
		1 día	2 días	7 días		1 día	2 días	7 días	
LU	A	43	44	44	398	96	94	96	12000
	Cg	10	9	13	72	65	73	75	1500
	2Ag	12	11	13	72	89	91	94	7833
	2Cg	11	8	5	25	31	28	34	257
	3Ag	73	73	73	1386	96	99	99	49500
MU	A	83	90	92	5671	98	100	100	-
	Cg	8	7	14	78	70	72	76	1583
	2Ag	56	57	59	705	100	98	100	-
	2Cg	8	9	11	61	23	70	51	520
	3Ag	82	92	92	5672	100	100	100	-

Los porcentajes de desorción y retención de Cu vienen dados en la Tabla 3. Se pone de manifiesto una disminución de la desorción en capas 3Ag para cualquier concentración y no se desorbe Cu cuando la concentración es más baja (100 mg L^{-1}), por lo que la retención es total. A mayor concentración de metal añadido los horizontes órgano minerales (3Ag, A y 2Ag) son los que presentan mayores porcentajes de retención.

Tabla 3. Porcentajes de desorción de Cu respecto a lo sorbido al 7º día cuando se añade a concentraciones de 10 g kg^{-1} (1) y 1 g kg^{-1} (2). Porcentajes de Cu retenido respecto a lo añadido.

Perfil	Hzte/Sdto	% Cu desorbido (1)			% Cu retenido (1)	% Cu desorbido (2)			% Cu retenido (2)
		1 día	2 días	7 días		1 día	2 días	7 días	
LU	A	51	53	53	19	9	9	15	82
	Cg	35	41	48	7	45	45	45	41
	2Ag	92	85	92	1	39	36	33	63
	2Cg	60	95	77	1	67	92	100	0
	3Ag	37	36	38	45	3	0	0	99
MU	A	19	20	20	73	2	4	0	100
	Cg	38	38	45	7	39	36	41	44
	2Ag	40	42	41	34	10	8	6	94
	2Cg	20	20	18	9	23	27	20	41
	3Ag	17	18	18	75	2	2	0	100

En las Tablas 4 y 5 se expresan los resultados de sorción, desorción y retención de Cd cuando se añade a concentraciones de 500 y 50 mg L^{-1} (5 y 0,5 g kg^{-1}). Los porcentajes más elevados de sorción a las dos concentraciones, se presentan en horizontes órgano-minerales, siendo mayores a concentración más baja. La menor capacidad de sorción la presentan las capas Cg (menores valores Kd). Los horizontes 3Ag son los que menos desorben por lo que es mayor la retención de Cd.

Tabla 4. Porcentajes de sorción de Cd cuando se añade en concentraciones de 5 g kg^{-1}(1) y 0,5 g kg^{-1}(2). Valores Kd

Perfil	Hrte/Sdto	% Cd sorbido (1)			Kd	% Cd sorbido (2)			Kd
		1 día	2 días	7 días		1 día	2 días	7 días	
LU	A	71	77	77	1712	97	94	94	7833
	Cg	23	24	24	158	85	82	82	2277
	2Ag	43	46	45	412	90	90	92	5750
	2Cg	14	14	14	83	63	68	65	889
	3Ag	92	94	91	4930	94	92	94	7833
MU	A	95	95	94	8581	97	97	97	12000
	Cg	19	17	24	162	90	90	86	3071
	2Ag	80	78	76	1589	99	97	97	12000
	2Cg	3	3	4	20	72	74	71	1167
	3Ag	92	96	97	15109	99	99	97	12000

Tabla 5. Porcentajes de desorción de Cd respecto a lo sorbido al 7º día cuando se añade a concentraciones de 5 g k^{-1}(1) y 0,5 g kg^{-1}(2). Porcentajes de Cd retenido respecto a lo añadido.

Perfil	Hrte/Sdto	% Cd desorbido (1)			% Cd retenido (1)	% Cd desorbido (2)			% Cd retenido (2)
		1 día	2 días	7 días		1 día	2 días	7 días	
LU	A	74	77	82	14	84	70	66	32
	Cg	100	100	100	0	75	83	83	14
	2Ag	87	90	100	0	100	74	91	8
	2Cg	74	93	74	4	76	69	82	10
	3Ag	61	67	62	35	50	52	46	52
MU	A	55	53	55	43	21	23	23	74
	Cg	92	100	92	2	67	71	73	24
	2Ag	86	82	84	12	49	47	58	40
	2Cg	100	100	100	0	62	62	67	22
	3Ag	41	43	44	54	23	21	23	74

5. Discusión

Las correlaciones muy significativas y positivas entre CIC y C orgánico (r = 0,854***), fracción fina (r = 0,760**) y óxidos de hierro (Fe_{ox}) (r = 0,821***) indican que son los parámetros que contribuyen fundamentalmente a ésta propiedad. Al aumentar el pH existe mayor disociación de cargas variables de la materia orgánica y arcilla, incrementando CIC. Los óxidos de hierro (Fe_{ox} y Fe_d) están asociados a la fracción fina presentando correlaciones significativas (r = 0,776** y r = 0,719 **). El CO se correlaciona significativamente con Ca^{2+} y Mg^{2+} (r = 0,654* y r = 0,812 **), lo que indica la presencia de estos cationes cambiables en la materia orgánica.

La naturaleza y diferente composición de las capas sedimentarias de estas lagunas determinan su comportamiento frente a la sorción-desorción-retención de Cu y Cd a las dos concentraciones utilizadas. Los horizontes órgano minerales, preferentemente 3Ag (profundos) y A superficiales son lo que presentan mayor capacidad de sorción para los dos metales, debido a los mayores contenidos en CO, fracción fina (limo+arcilla) y óxidos de Fe y Mn (amorfos y cristalinos). Las diferencias de sorción entre horizontes A de superficie en los dos perfiles, LU y MU, pueden deberse en parte al efecto del pH ya que un valor más elevado supone mayor disociación de cargas variables de los componentes, aunque los contenidos en CO sean inferiores en MU. A las concentraciones más bajas añadidas de Cu y Cd incrementa el porcentaje de sorción de estos metales (valores más elevados de Kd).

Los horizontes 3Ag son los que presentan desorciones menores de los dos metales, lo que indica que en parte quedan mediante uniones específicas ligados a los componentes sólidos. Cuando la concentración de metal añadido es más baja, no existe desorción de Cu en 3Ag. Las correlaciones significativas y negativas entre metal desorbido y CO, fracción fina y óxidos, indican que los metales están fuertemente asociados a estos componentes y no en forma de cambio.

La retención de Cu y Cd es mayor en 3Ag que en A, y superiores a la retención en las demás capas. Aumentan los porcentajes de retención a concentraciones inferiores de metal añadido, siendo el 100 % para Cu e inferiores para Cd.

Por lo general la diferencia fundamental entre horizontes profundos (3Ag) y superficiales (A) es la menor desorción y mayor retención de Cu y Cd en 3Ag que en A por lo que las uniones entre metal y componentes del suelo serán más fuertes en 3Ag, esto es más patente a concentración más elevada de metal añadido.

Las capas Cg con CIC muy baja y escasos contenidos en CO, fracción fina y óxidos, no retienen Cu ni Cd cuando se aportan a concentraciones altas, pero a menores concentraciones existe ligera retención aunque suele ser inferior para Cd que para Cu.

6. Conclusiones

El comportamiento de las capas sedimentarias de fondo de lagunas desecadas frente a la contaminación con Cu y Cd va a depender de factores como pH y de los contenidos en componentes que contribuyen a la capacidad de intercambio catiónico: C orgánico, fracción fina y óxidos de Fe y Mn. A mayor proporción en todos estos componentes mayor es la capacidad de sorción de metales, correspondiendo los valores más elevados a horizontes órgano-minerales, 3Ag y A.

Los horizontes profundos 3Ag presentan mayor retención de Cu y Cd que los horizontes superficiales A. En las capas Cg no existe o es muy baja la retención de Cu y Cd cuando se aporta a elevadas concentraciones.

Al disminuir la concentración de metal añadido (Cu y Cd) aumenta la capacidad de sorción (valores más altos de Kd) en todas las capas. Disminuye la desorción en 3Ag y A respecto a los demás horizontes, reteniendo la totalidad de Cu añadido pero no la totalidad de Cd por lo que existe mayor riesgo de transferencia al agua para este metal.

El descenso del nivel freático por extracción de agua para regadío y desecado de las lagunas originando incremento de Eh, puede tener diferentes efectos en la movilidad de metales. Por una parte, quedarían asociados a los óxidos de Fe y Mn, y por otra no precipitarían como sulfuros metálicos como lo harían en condiciones reductoras.

La pérdida de material en capas sedimentarias órgano minerales, con mayores contenidos en arcilla y óxidos, dejando en superficie las capas Cg, supone un riesgo de transferencia de metales al agua por su escasa capacidad de retención.

7. Bibliografía

ADRIANO, D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer Berlin. 533. Heildelberg.

AINSWORTH, C. C., PILON, J. L., GASSMAN, P. L., VAN DER SLUYS, W., 1994. Cobalt, cadmium and Lead sorption to hydrous Iron Oxide: Residence Time Effect. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 1615-1623.

ALONSO, E., MORENO, A. Mª., GONZÁLEZ, J., 1995. Metales pesados en el sistema Suelo- Sedimento- Agua. *Historia Natural* 93, 15-21.

ALONSO ROMERA, E., 1997. Influencia de los parámetros edáficos en la retención de metales pesados en suelos afectados por hidromorfía. Tesis Doctoral. Facultad de Farmacia.UCM.

ALONSO, E., MORENO, A. Mª., GONZÁLEZ, J., 2000. Humedales de la provincia de Segovia. Características morfológicas, físicas y químicas de suelos. *Ecología* 14, 27-36.

AMACHER, M. C., KOTUBY- AMACHER, J., SELIM, H. M., ISKANDAR, I. K., 1986. Retention and release of metals by soils. Evaluation of several models. *Geoderma* 38, 131-154.
ANDERSON, P. P., CHRISTENSEN, T.H., 1988. Distribution coeficientes of Cd, Co, Ni and Zn in soils. *J. Soil Sci.* 39, 15-22.

ALVAREZ, A. Mª., CALA, V., GONZÁLEZ, J., 1993. El factor edáfico en humedales de Cantalejo (provincia de Segovia). *Ecología* 7, 37-45.

B.O.C. y L. 1994. Nº 168. Decreto 194/1994, 31 agosto.

BOSTICK, B. C., HANSEL, C. M., LA FORCE, M. J., FENDORF, S., 2001. Seasonal fluctuations in Zinc speciation within a contaminated wetland. *Environ. Sci. Technol*. 35, 3823-3829.
BRUEMMER, G. W., GERTH, J., TILLER, K. G., 1988. Reaction Kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals. *J. Soil Sci.* 39, 37-52.

DU LAING, G., DE GRAUWE, P., MOORS, W., VANDECASTEELE, B., LESAGE, E., MEERS, E., TACK, F.M.G., VERLOO, M.G., 2007. Factors affecting metal concentrations in the upper sediment layer of intertidal reedbeds along the river Scheldt. *J. Environ. Monitor.* 9, 449-455.

DU LAING, G., RINKLEBE, J., VANDECASTEELE, B., MEERS, E., TACK, F.M.G., 2009. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Sci. Total Environ.* 407, 3972-3985

FAN MING F., BOON-FUENG T., XU Y., AXE L.,TYSON T., 2005. Modeling Pb sorption to microporous amorphous oxides as deiccrete particles and coatings. *J. Colloid and Interface Sci.* 281, 39-48.

FÖSTNER, V., 1986. Changes in metal mobilities in acuatic and terrestrial cycles. En:. Patterson (ed.): Speciation, separation and recovery of metals. 3-26. Lewis Publishers. Chelsea.

GAMBRELL RP., 1994. Trace and toxic metals in wetlands- a review. *J. Environ. Qual.* 23, 883- 891.

GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. y REY BENAYAS, J.M., 1992. Geochemical relationships between grounwater and wetland soils and their effects on vegetation in Central Spain. *Geoderma* 55, 273-288.

HAN, F. X., BANIN, A., TRIPLETT, G. B., 2001. Redistribution of heavy metals in arid-zone soils under a wetting-drying cycle soil moisture regime. *Soil Sci.* 166, 18-28.

ISRIC., 1993. Procedure for soil analysis. Wageningen.

MCBRIDE, M. B., 1989. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. *Adv. Soil Sci.* 10, 1-56.

MCBRIDE, M. B., MARTINEZ, C.E., TOPP, E., EVANS, L., 2000. Trace metal solubility and speciation in a calcareous soil 18 years after no-till sludge application. *Soil Sci.* 165, 646-656.

MEHRA, O. P. & JACKSON, M. L., 1960. Iron oxide removal from soils and clay by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *Clays. Clay Miner*. 7, 317-327.

MUNSELL. 1994. Soil Color Charts. Mcbeth Division of Kollmorgen Instruments Corporation.

RIEUWERTS, J. S., THORNTON, I., FARAGO, M. E., ASHMORE, M. R., 1998. Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chem. Spec. Bioavailab.* 10, 61-75.

SALOMONS W., DE ROOIJ NM, KERDIJK H, BRIL J., 1987. Sediments as a souce for contaminants? *Hydrobiologia* 149, 13-30

SAUVÉ, S., MARTINEZ, A. E., MCBRIDE, M., HENDERSHOT, W., 2000. Adsorption of free lead (Pb^{2+}) by pedogenic oxides, ferrihydrite, and leaf compost. *Soil Sci. Am. J.* 64, 595-599.

STEVENSON, F. J., 1977. Nature of divalent transition metal of some Oxisols and Alfisols of the tropics. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 587-593.

TEMIÑO, J., 1994 Caracterización hidrogeológica del entorno del vertedero de residuos sólidos urbanos de Cantalejo (Segovia) y su enclave de contaminación. Tesis Doctoral Universidad de Alcalá.

TEMIÑO, J., GARCIA-HIDALGO, J. E., SEGURA, M., 1997. Caracterización y evolución geológica del sistema dunas-humedales de Cantalejo (Segovia). *Estudios Geol.* 53, 135-143.

WU, Z., GU, Z., WANG, X., EVANS, L., GUO, H. 2003. Effects of organic acids on adsorption of lead onto montmorillonite, goethite and humic acid. *Env. Pollution* 121, 469-475.

Dispersión de elementos tóxicos en clima árido/semiárido

GONZÁLEZ ANDRÉS[1], V., SIMÓN TORRES, M., SÁNCHEZ GARRIDO, J. A., DEL MORAL TORRES, F., DE HARO LOZANO, S., SALVADOR RAMÓN, M., GARCÍA FERNÁNDEZ, I.

[1]Dpto. de Edafología y Química Agrícola. CITE IIB, Universidad de Almería, Carretera Sacramento s/n, 04120. Almería

Resumen

Se estudian 35 muestras de suelo en el entorno de la mina de azufre del Trovador (Almería**,** España). Las muestras se dividieron en tres áreas. El área A representa a los residuos mineros, el área B a las zonas de drenaje (ramblas), y el área C a los relieves elevados de tipo calizo. Los residuos mineros presentan un pH muy ácido, sin carbonatos, con baja capacidad de intercambio catiónico y alta concentración en S, Zn, As, Cd y Pb, mientras que los suelos del área C presentan un pH básico, carbonatos, y baja conductividad eléctrica. Al oxidarse el S presente en los residuos mineros, éstos se acidifican y solubilizan a los elementos traza que, de esta forma, son esparcidos por las aguas de drenaje, acumulándolos en los suelos del área B llegando a zonas cercanas a núcleos de población

Palabras clave

Minas de azufre, acidificación, elementos traza, dispersión.

1. Introducción

La provincia de Almería (España), desde el Mioceno, se ha visto afectada por una intensa actividad tectónica, volcánica e hidrotermal. Las inyecciones hidrotermales a través del complejo sistema de fallas que se creó, dieron lugar a vetas ricas en diversos metales (hierro, plomo, cobre, plata, e incluso, oro) lo que desde muy antiguo propició una importante actividad minera. A finales del siglo XIX y principios del XX, la provincia experimentó un gran desarrollo industrial debido a la minería. En la actualidad, los vestigios de la antigua actividad minera se pueden apreciar en las numerosas ruinas de construcciones mineras y hornos de fundición que salpican toda la provincia de Almería, así como en los millones de toneladas de residuos esparcidos por su superficie.

El inicio de la minería de S en la comarca se remonta aproximadamente a 1874, año en el que se registraron las primeras concesiones en el paraje de los de las Balsas de Gádor con los nombres de “La Familia” y “La Gracia” (GIL, 1883). A principios del siglo XX comienzan las labores mineras en el coto de Benahadux, en una concesión denominada “El Trovador”. Esta zona conoció un auge importante con las explotaciones de alunita (MARÍN, 1911), tomando más tarde importancia el azufre hacia los años 1920-1930 (VARGAS, 1919, WILLIAMS, 1936). La producción de azufre estuvo ligada en gran medida al consumo local, con destino a los parrales de la provincia de Almería.

Geológicamente, los depósitos de azufre de Benahadux y las Balsas de Gádor presentan morfología estratiforme y encajan en filitas del Trías Inferior, próximos a la base de la formación carbonatada del Trías Medio-Superior de tipo alpino (ALONSO *et al*., 1990). También aparecen pequeños depósitos de relleno de fracturas en la base de la formación carbonatada y en rocas postorogénicas adyacentes que abarcan desde el Tortoniense Superior al Plioceno Superior. El azufre se encuentra en niveles de arcillas negras o grises asociados a yesos, pirita/marcasita, alunita y pequeñas cantidades intersticiales de sustancias bituminosas. Los horizontes mineralizados alcanzan varios metros de espesor, con leyes medias del 40%, y alternan con niveles de arcillas blancas (aluníticas) producto de la alteración en las filitas encajantes.

A pesar de la importante superficie afectada por las explotaciones mineras y del hecho conocido de que los suelos bajo su influencia tienden a incrementar su contenido en diferentes elementos por encima de niveles considerados tóxicos, los estudios sobre el contenido en elementos tóxicos de los suelos de la Provincia de Almería son relativamente recientes. Así, los primeros trabajos abordan los procesos de alteración supergénica de los sulfuros de las escombreras (LÓPEZ Y ARANA, 1987; HUESO, 1991; ARANA Y GUILLEN, 1997; entre otros), en ellos se ponen de relieve la oxidación de los sulfuros a sulfatos y los principales minerales que se forman, destacando la aparición de copiapita, halotrichita, bianchita, alunógeno, coquimbita, paracoquimbita y, especialmente, jarosita que toma su nombre del barranco del Jaroso (Provincia de Almería) donde se describió por primera vez. Los primeros estudios de la contaminación de suelos afectados por las explotaciones mineras fueron llevados a cabo por COLLADO (2001), en Sierra Almagrera y por WRAY (1998) en la zona minera de Rodalquilar. Este último autor pone de manifiesto que, a pesar de las condiciones semiáridas de la zona, durante los eventos lluviosos tuvo lugar una intensa erosión de los lodos de mina y una fuerte dispersión de los contaminantes, entre los que destacan: Mo, Sb, Bi, As, Cu y Zn.

En la Sierra de Gádor, dentro de los estudios de contaminación de suelos por actividades mineras, destacan los trabajos de SIERRA (2005, 2007) que indican elevados valores de As, Pb, Zn y puntualmente Cd y Hg, superando As y Pb los niveles máximos establecidos por la Junta de Andalucía (AGUILAR *et al*. 2006).

2. Objetivos

Nuestro objetivo es analizar las características y contenido en elementos potencialmente tóxicos de de los residuos de la minería de azufre, así como estimar su capacidad de dispersión en un clima seco como el que afecta a la provincia de Almería.

3. Metodología

3.1. Localización del área de estudio

La zona de estudio se centra en la minería de azufre de Sierra de Gádor, se localiza en las coordenadas 546388 - 4086208 a 246 m de altitud media (hoja 1045 del MTN) y se conoce como Minas de azufre de El Trovador (Inventario de la Geodiversidad en Andalucía de la Junta de Andalucía, 2005). Está delimitada por las

Ramblas de la Partala (al N) y de D. Nicolás Godoy (al S), localizándose a menos de 2000 m en línea recta de importantes núcleos de población como Benahadux, Rioja, Pechina y Gádor (Figura 1).

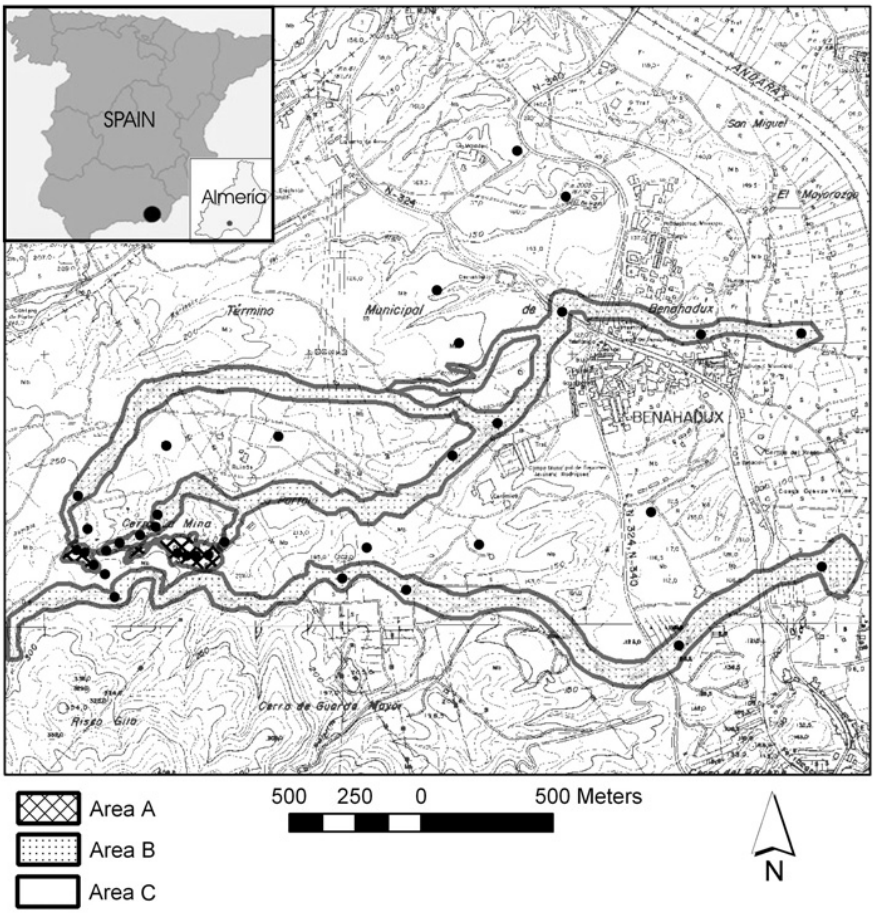


Figura 1. Localización del área de estudio.

3.2. Toma de muestras

Se han diferenciado tres áreas: Área A (residuos mineros), Área B (zonas de ramblas), y Área C (superficie presumiblemente no contaminada) En cada área, se ha tomado un número de muestras en relación con la superficie afectada y el rango de elementos potencialmente tóxicos. Así, se han seleccionado un total de 35 puntos de muestreo, 7 en el área A, 17 en el área B y 11 en la C. En las áreas B y C, los puntos de muestreo estaban a una distancia de los residuos mineros comprendida entre 20 y 2500 m. Todas las muestras (Figura 1) se tomaron a una profundidad de 20 cm.

De acuerdo con World Reference Base for Soil Resources (FAO, 2006) los suelos más representativos de cada zona son: Spolic Technosols (Área A), Haplic y Technic Fluvisols (Área B), y Litic and Haplic Leptosols y Leptic Cambisols (Área C).

3.3. Clima del área de estudio

La característica más acusada del paisaje natural almeriense, a primera vista, es su aridez. La zona de estudio se encuadra dentro de un régimen de humedad arídico (el suelo permanece seco 10 meses al año). La precipitación total es inferior a 300 mm anuales, con un régimen de lluvia muy irregular caracterizado por tormentas cortas de gran intensidad, mientras que la ETP supera los 900 mm anuales.

3.4. Métodos analíticos

Las muestras fueron secadas al aire y tamizadas a 2 mm, para determinar el porcentaje en grava. En la tierra fina se determinó la distribución del tamaño de las partículas por el método de la pipeta (LOVELAND & WHALLEY, 1991), el pH mediante una suspensión suelo:agua 1:2,5, y el contenido en carbonato cálcico equivalente por el método de WILLIAMS (1948). La capacidad de cambio catiónico (CEC) se calculó con acetato sódico 1N a pH 8,2, y el contenido en materia orgánica (CO) por el método de TYURIN (1951). La concentración total de elementos traza se determinó mediante ICP-MS (Hewlett Packard, modelo 4500 STS) en muestras de suelo finamente molidas (<0,05 mm) y digeridas con ácidos fuertes (HNO_3 + HF + HCl). La seguridad del método fue confirmada mediante análisis (seis réplicas) de un material de referencia: SRM 2711 (SIMÓN *et al*. 2002). Se prepararon pastillas de suelo y tetraborato de litio (0,6:5,5) y el contenido de elementos mayoritarios se determinaron por fluorescencia de rayos X (Philips PW-1404).

4. Resultados

4.1. Características analíticas de las muestras

Los residuos mineros (Area A) están caracterizados por una fuerte acidez, sin carbonatos y con muy bajo contenido en carbono orgánico (Tabla 1); mientras que los suelos no afectados (Area C) son básicos, con elevado contenido en carbonato cálcico y relativamente alto contenido en CO. Los suelos de las ramblas, (Área B) presentan unos valores intermedios entre los de las áreas A y C. Los valores medios de pH son significativamente diferentes en las tres áreas. Los contenidos medios en arcilla, limo y arena son similares en las tres áreas, aunque la desviación estándar de limo y arena es claramente mayor en los suelos de las áreas A y B.

Tabla 1. Media (M) y desviación estándar (DS) de pH, $CaCO_3$, carbono orgánico (CO), arcilla, limo y arena, por área. Valores medios seguidos por la misma letra no tienen diferencias significativas, según el test Scheffé (p<0,05).

	Áreas		
	A (n=7)	B (n=17)	C (n=11)
	M ± DS	M ± DS	M ± DS
pH	$2,8^a \pm 0,5$	$6,2^b \pm 2,2$	$8,5^c \pm 0,5$
$CaCO_3$ (g kg^{-1})	nd	$110^b \pm 130$	$297^c \pm 77$
CO (g kg^{-1})	$0,4^a \pm 0,9$	$7,4^b \pm 6,8$	$9,7^b \pm 4,3$
Arcilla (g kg^{-1})	$191^a \pm 75$	$181^a \pm 73$	$133^a \pm 53$
Limo (g kg^{-1})	$339^a \pm 47$	$297^a \pm 186$	$306^a \pm 96$
Arena (g kg^{-1})	$470^a \pm 77$	$516^a \pm 244$	$561^a \pm 141$

4.2 Composición elemental de las muestras

Los elementos analizados se pueden incluir en cuatro grupos en relación a su distribución en las diferentes áreas (Tabla 2). El primer grupo está formado por Si, Fe, Cu, Ni, Mn y Sb, con un valor medio similar en todas las áreas y sin diferencias significativas entre ellas. El segundo grupo está formado por Ca y Mg, con valores medios más elevados en el área C, más bajos en A e intermedios en B; solamente en el caso de Ca hay diferencias entre las tres áreas. El tercer grupo incluye S y Al con un contenido medio más elevado en las áreas A y B, y con diferencias significativas respecto al área C. El cuarto grupo incluye Zn, As, Pb y Cd, con un contenido medio más alto en el área A que decrece gradualmente en las áreas B y C, siendo las diferencias significativas en el área A respecto a las áreas B y C en el caso de Zn, Pb y Cd, y en las áreas A y B con respecto al área C en el caso de As.

Tabla 2. Media (M) y desviación estándar (DS) del contenido en elementos mayoritarios y elementos traza por Área. Valores medios seguidos por la misma letra no tienen diferencias significativas, según el test Scheffé ($p<0.05$).

		Áreas		
		A (n = 7)	B (n= 17)	C (n = 11)
Elemento	Grupo	M ± DS	M ± DS	M ± DS
Si (g kg^{-1})	I	210^{a} ± 69	212^{a} ± 38	205^{a} ± 36
Fe (g kg^{-1})	I	62^{a} ± 32	54^{a}± 10	45^{a} ± 7
Cu (mg kg^{-1})	I	27^{a} ± 15	26^{a} ± 21	14^{a} ± 8,7
Ni (mg kg^{-1})	I	23^{a} ± 15	19^{a} ± 22	12^{a} ± 10
Mn (mg kg^{-1})	I	200^{a} ± 243	110^{a} ± 104	208^{a} ± 167
Sb (mg kg^{-1})	I	$2,6^{a}$ ± 0,86	$2,9^{a}$ ± 0,93	$2,4^{a}$ ± 0,61
Mg (g kg^{-1})	II	$7,5^{a}$ ± 3,3	13^{ab} ± 8,2	18^{b} ± 6,7
Ca (g kg^{-1})	II	23^{a} ± 21	74^{b} ± 48	189^{c} ± 43
S (g kg^{-1})	III	79^{a} ± 41	42^{a} ± 36	$1,2^{b}$ ± 0,37
Al (g kg^{-1})	III	89^{a} ± 15	88^{a} ± 19	75^{b} ± 12
Zn (mg kg^{-1})	IV	638^{a} ± 771	259^{ab} ± 298	42^{b} ± 17
As (mg kg^{-1})	IV	96^{a} ± 78	84^{a} ± 12	22^{b} ± 9,3
Pb (mg kg^{-1})	IV	419^{a} ± 417	124^{b} ± 48	61^{b} ± 23
Cd ((mg kg^{-1})	IV	$4,6^{a}$ ± 4,5	$1,8^{b}$ ± 1,2	$0,29^{b}$ ± 0,45

El análisis de componentes principales realizado con los elementos mayoritarios y traza (Tabla 3), en el que únicamente se recogen los pesos superiores a 0,5, revela la existencia de cuatro factores que explican el 78% de la varianza.

Tabla 3.Análisis de componentes principales (matriz de pesos)

	Factores			
	F1	F2	F3	F4
Si (g kg^{-1})	-0,50			0,69
Al (g kg^{-1})		0,66		0,56
Fe (g kg-^{1})	0,80			
S (g kg^{-1})			-0,57	-0,59
Ca (g kg^{-1})			0,86	
Mg (g kg^{-1})			0,85	
Zn (mg kg^{-1})	0,89			

As (mg kg^{-1})	0,91			
Cd (mg kg^{-1})	0,73			
Pb (mg kg^{-1})	0,90			
Cu (mg kg^{-1})		0,76		
Mn (mg kg^{-1})		0,59		
Ni (mg kg^{-1})		0,87		
Sb (mg kg^{-1})				0,71
Varianza acumulada (%)	31	49	65	78

El factor F1 incluye elementos de los cuatro grupos (Zn, As, Cd y Pb) y el Fe con un elevado peso (>0,6), también Si con un bajo peso y signo menos. El factor F2 incluye elementos del primer grupo (Mn, Ni y Cu) y Al con peso elevado. El factor F3 incluye los elementos del segundo grupo (Ca y Mg) y S con un peso relativamente bajo y signo menos. Factor 4 incluye elementos del primer grupo (Si y Sb) y tercero (Al) con signo positivo y S con signo negativo.

4.3. Análisis de correlación en el área B

En los suelos de las zonas de ramblas, el contenido de S y Zn y pH está significativamente relacionado ($p<0,001$) con la distancia en metros (D) a la zona de los estériles mineros (Figura 2).

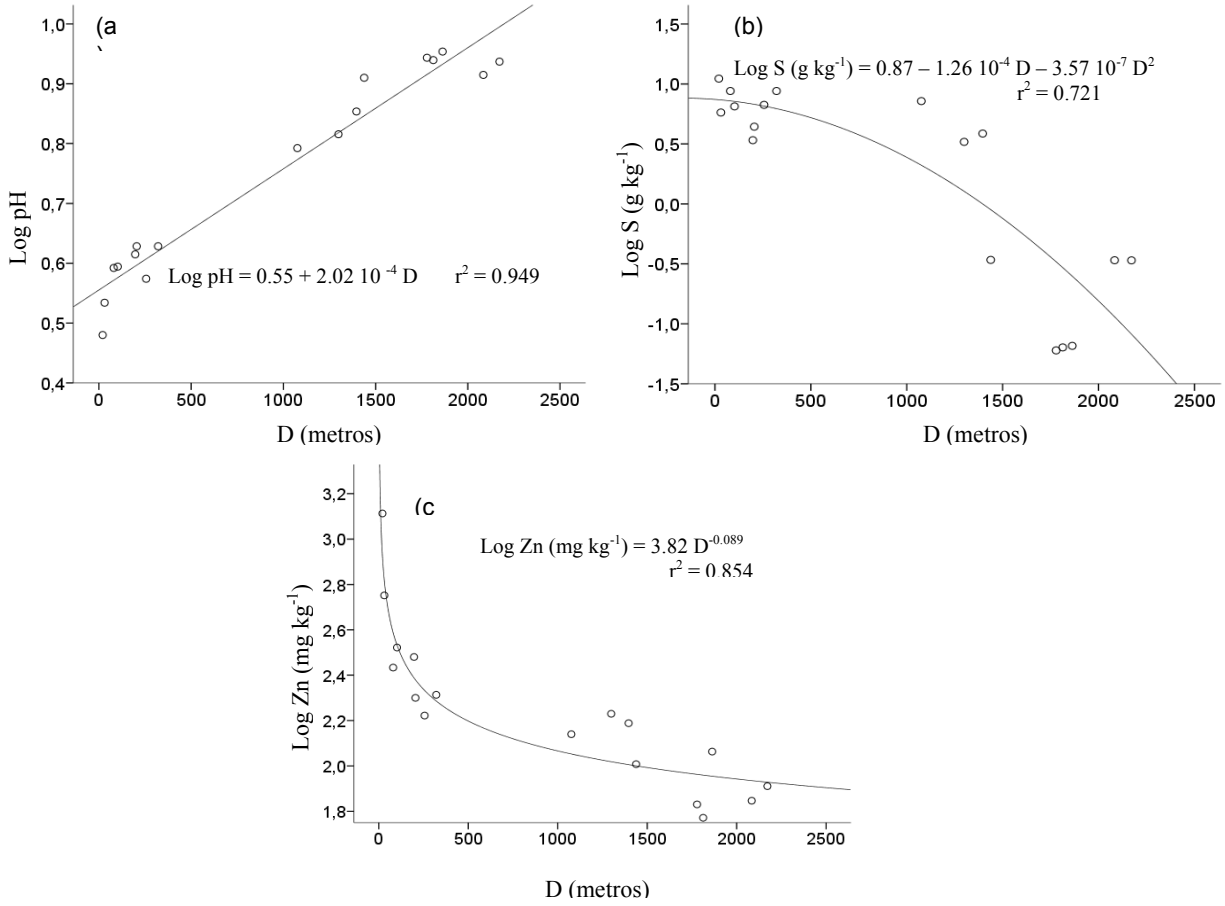


Figura 2. Distribución de pH, S y Zn en suelos del área B en relación con la distancia a la mina.

Las concentraciones de los otros elementos no están significativamente relacionadas con D. Sin embargo, cuando los suelos del área B se agrupan en tres sectores, dependiendo de la distancia al área A (Sector B1: <500m, n=8, Sector B2: 500-1500m, n=4; Sector B3 >1500 m, n=5), las concentraciones de As y Cd (Figura 3) tienden a permanecer relativamente altas en los tres sectores (más elevadas que el límite superior de los suelos del área C), las concentraciones de Pb y Al son relativamente altas en los dos primeros sectores (mayores que el límite superior de los suelos en el área C) y desciende bruscamente en el sector B3 (mas bajo que el límite superior de los suelos del área C). Estos elementos no están significativamente relacionados con otras propiedades de los suelos.

Los otros elementos (Si, Fe, Cu, Ni, Mn y Sb) tienen un contenido medio similar en todas las áreas y sin diferencias significativas entre ellos.

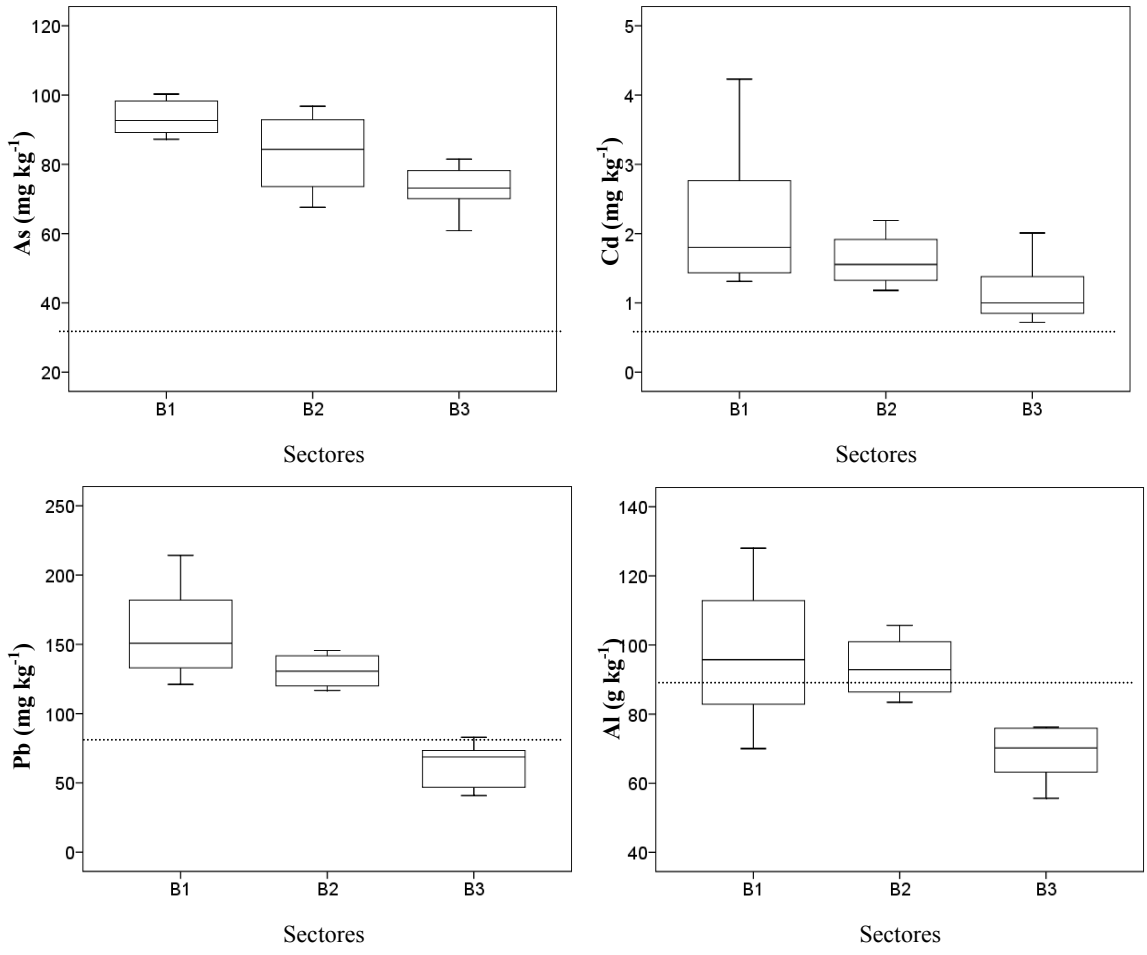


Figura 3. Diagramas de caja de la concentración total de As, Cd, Pb, y Al en los sectores del área B (línea punteada representa el límite más elevado en los suelos del área C).

5. Discusión

5.1. Suelos no afectados y residuos mineros

Los suelos no contaminados de la zona de estudio (área C) se caracterizan por un pH básico, un contenido en $CaCO_3$ en torno a 300 g kg^{-1}, y una textura franco arenosa (Tabla 1). Por el contrario los suelos del área A tienen una textura limosa, sin carbonatos, pH fuertemente ácido y una concentración de S, Zn, As, Pb y Cd (Tabla 2) muy superior que los suelos del área C. Las concentraciones de los otros elementos son ligeramente superiores (Fe, Cu, Ni y Al) o similares (Sb y Si) a las del área C. Solamente las concentraciones medias de Mn, Ca y Mg son superiores en los suelos no contaminados.

El análisis de componentes principales de todas las muestras, incluyendo elementos traza y mayoritarios (Tabla 3), indica que los elementos forman cuatro asociaciones distintas. La primera asociación (F1) representaría a los residuos mineros donde Zn, As, Cd, Pb y Fe tienen mayor concentración. El contenido en S, también es mucho más elevado en los residuos mineros, pero no está incluido en este factor y, por tanto, no está claramente asociado con los elementos anteriormente citados, probablemente porque mayoritariamente está presente en forma elemental (S^o). La segunda asociación (F2) incluye elementos con concentraciones similares en todas las áreas (Al, Mn, Ni y Cu). La tercera asociación (F3) representa la mineralogía de de las áreas A y C, mostrando que la concentración de S tiende a incrementar cuando la concentración de Ca y Mg desciende (área A) y viceversa (área C). La cuarta asociación representa el contenido en arcillas mineralógicas (aluminio y sílice), disminuyendo cuando la concentración de S aumenta (residuos mineros).

Los residuos mineros contienen una elevada concentración en azufre que, al ponerse en contacto con la atmósfera, reacciona con el oxigeno y el agua de acuerdo con la siguiente reacción:

$$2S^o + 3O_2 + 2H_2O \longrightarrow 2SO_4^{2-} + 4H^+ \quad \text{Ecuación 1}$$

La fuerte producción de H^+ disminuye bruscamente el pH de los suelos del sector A (Tabla 1). Así mismo, estos materiales contienen concentraciones en elementos traza mucho más elevadas que los materiales que rodean a la explotación minera (fundamentalmente calizas). Por otra parte, la fuerte acidez generada meteoriza los minerales del sector A, formando una solución acuosa muy rica en iones SO_4^{2-} y con alta concentraciones en iones de diferentes elementos traza; en definitiva una solución con alta conductividad eléctrica reflejo de su elevada concentración iónica.

5.2 Dispersión de contaminantes

Las cortas y torrenciales tormentas, propias de la zona de estudio, originan un drenaje ácido (Ecuación 1) que erosiona y disuelve los compuestos solubles de los residuos mineros (Tabla 2). El aumento en el contenido medio en arcilla y limo y la alta desviación estándar en los suelos del área B comparada con los del área C (Tabla 1), revela que las aguas de drenaje transportan partículas sólidas en suspensión que son depositadas en los suelos del área B.

El contenido en carbonato cálcico y pH en los suelos del área B comparados con los del área C, confirma que la acidez generada discurre por las zonas de ramblas, diminuyendo ambos valores (Tabla 1). Además, el incremento en la concentración en elementos mayoritarios y elementos traza (Tabla 2) en los suelos del área B, comparados con los del área C, muestra que los elementos disueltos en las aguas de drenaje ácidas tienden a precipitar y a acumularse en los suelos del área B.

Sucesivas entradas de H^+ en los suelos del área B esparcen la acidificación hacia abajo, aunque cada elemento se comporta de manera diferente. Así, tomando el valor mas bajo de pH (7,4) y la concentración de cada elemento en los suelos del área C como referencia de suelos no contaminados, el drenaje acidificó los suelos del área B hasta una distancia de unos 1600 m (Figura 2 a) y el S (valor superior en los suelos del área C = 1,65 g S kg^{-1}) fue esparcido a una distancia aproximada de 1200 m de los residuos (Figura 2 b). Sin embargo, concentraciones por encima de 57 mg Zn kg^{-1}, 37 mg As kg^{-1}, y 0,4 mg Cd kg^{-1} (concentraciones superiores en los suelos del área C), se encontraron en todos los suelos del área B (Figura 2 c y Figura 3). Este comportamiento se podría explicar por la solubilidad relativamente alta de estos compuestos en condiciones básicas. Así, el elevado pK_1 del zinc (7,69) y cadmio (10,10) implica que Zn^{+2} y Cd^{+2} son las especies dominantes para pH =7,5 y, consecuentemente su solubilidad bajo condiciones básicas permanece elevada. Por otro lado, los iones Ca^{+2} reducen la adsorción de Cd^{+2} e incrementan su solubilidad (LAGERWERFF & BROWER, 1972). Mientras que RAVEN *et al*. (1998) indican que la baja adsorción y elevada solubilidad del As a pH básicos puede ser atribuida a la mayor carga iónica del anión formado en estas condiciones ($HAsO_4^{-2}$). En el caso de Pb y Al, concentraciones mayores a 88 mg kg^{-1} y 89 g kg^{-1} solo se encontraron en los primeros 1000 m de los residuos mineros (Figura 3).

En el caso de Cu, Ni y Mn, es difícil determinar con precisión la distancia a la que han sido transportados, ya que sus concentraciones son similares en las áreas A y C, e incluso mayores en el área C en el caso del Mn.

6. Conclusiones

Los residuos de las minas de azufre de Gádor son potencialmente tóxicos en As, Cd, Zn y Pb. Muchos de estos elementos, fundamentalmente As y Cd, son arrastrados por las aguas de drenaje que tienden a concentrarlos en las ramblas, especialmente en los relieves más bajos que es donde se localizan los núcleos de población, por lo que constituyen un potencial riesgo de toxicidad.

7.- Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (Secretaría General para la Prevención de la Contaminación y el Cambio Climático) gracias al proyecto 272/PC08/2-01.1

8.- Bibliografía

AGUILAR, J., DORRONSORO, C., FERNÁNDEZ, J.A., SIERRA, M., GALÁN, E., GONZÁLEZ, I., BELLIFANTE, N., APARICIO, P., GÓMEZ, J.L., GARCÍA, T.,

2006. Definición de Niveles Genéricos de Referencia para Elementos Traza en la Comunidad Andaluza y Procedimiento de Evaluación de Emplazamientos Afectados por este tipo de Contaminante. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

ALONSO, J.M., MOLINS. A.L., RUIZ, M., 1990. Geología de los yacimientos de azufre de Benahadux y Las Balsas de Gádor (Almería). *Boletín Geológico Minero* 101-3, 419-429.

ARANA, R., GUILLEN, F., 1997. Mineralogía de sulfatos en Sierra Almagrera (Almería). En: Navarro, A., Sánchez, J., Collado, D. (eds.). *Minería y Medio Ambiente en el SE Peninsular,* pp.283-290.

COLLADO, D., 2001. Movilización de contaminantes en el terreno a partir de suelos contaminados. Tesis de la Universidad de Granada, 328 pp.

FAO, 2006. World reference base for soil resource. Bol 103. FAO, SICS, ISRIC. 130 p. Roma.

GIL, L., 1883. Los azufres de la balsa de Gádor de la provincia de Almería. Exposición de Minería de Madrid.

HUESO, R., 1991. Alteraciones supergénicas en Sierra Almagrera (Almería). Tesis Universidad de Granada. 132 p.

LÓPEZ, F., ARANA, R., 1987. Alteración supergénica de sulfuros en algunos yacimientos del SE de España. Nota preliminar. *Estudios Geológicos* 43, 117-125.

LAGERWERFF, J.W., BROWER ,D.L., 1972. Exchange adsorption of trace quantities of cadmium in soils treated with chlorides of aluminium, calcium and sodium. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 734-737.

LOVELAND, P.J. AND WHALLEY, W.R., 1991. Particle size Analysis. In K.A. Smith and ChE Mullis (ed.) *Soil Analysis: physical methods*. Marcel Dekker. 271-328. New York.

MARÍN, A., 1911. Las minas de calafalita de Benahadux (Almería). *Bol. Com. Mapa geológico de España*, 12, 223-241.

RAVEN, K.L, JAIN, A, LOEPPERT, R.H., 1998. Arsenite and Arsenate Adsorption on Ferrhydrite: Kinetic, Equilibrium, and Adsorption Envelopes. *Environ. Sci. Technol.* 32, 344-349.

SIERRA, M., 2005. Niveles de metales pesados y elementos asociados en suelos de la provincia de Almería. Parámetros que los afectan y riesgos de contaminación. Tesis Doctoral Universidad de Granada, 328 p.

SIERRA, M., MARTÍNEZ, F.J., AGUILAR, J., 2007. Baselines for trace elements and evaluation of environmental risk in soils of Almería (SE Spain). *Geoderma,* 139, 209-219.

SIMÓN, M., DORRONSORO, C., ORTIZ, I., MARTÍN, F., AGUILAR, J., 2002. Pollution of carbonate soils in a Mediterranean climate due to a tailing spill. *Eur. J. Soil Sci. 53*, 321-330.

TYURIN, I.V., 1951, Analytical procedure for a comparative study of soil humus. *Trudy. Pochr. Inst. Dokuchaeva*, 38, 5.

VARGAS, E., 1919. Estudio sobre los criaderos de azufre de Sierra de Gádor. *Bol. Of. Min. Y Met.* 28, 19-41.

WILLIAMS, D., 1936. Sulphur deposits of the Sierra de Gádor, Province of Almería, Spain. Meeting of the Institution of Mining and Metallurgy, London, 29 p.

WILLIAMS, D.E., 1948. A rapid manometric method for the determination of carbonate in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*13,127-129.

WRAY, D.S., 1998. The impact of unconfined mine tailings and anthropogenic pollution on a semi-arid environment – an initial study of the Rodalquilar mining district, south east Spain. *Environ. Geochem. Health.* 20, 29-38.

Condiciones físico-químicas y dinámica del Fe en residuos mineros sometidos a variaciones del nivel freático: ensayos en perfiles simulados con diferentes tratamientos de suelo y planta

ÁLVAREZ-ROGEL, J., GONZÁLEZ-ALCARAZ, M. N., EGEA, C.

[1] Área de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. ETSIA-UPCT. Paseo Alfonso XIII, 48. 30203, Cartagena, Murcia. * Autor para correspondencia (mnga@upct.es).

Resumen

En este trabajo se presentan los primeros datos correspondientes a un experimento en el que se emplearon residuos mineros para simular *perfiles* edáficos que se sometieron a variaciones del nivel freático, monitorizando, a tres profundidades (0-20, 20-45 y > 45 cm), las condiciones de pH, Eh y la composición de la solución del suelo. Los *perfiles* consistieron en tubos de metacrilato de 60 cm de altura rellenos con los residuos mineros, que se colocaron en contenedores a los que se adicionó agua eutrofizada preparada para el experimento. Los tratamientos ensayados fueron las combinaciones de: tipo de residuo (pH ~3.1 y de pH~6.4), enmienda (~60% $CaCO_3$) o no enmienda, y planta (*Sarcocornia fruticosa*) o no planta. Las variaciones de nivel freático consistieron en mantener el nivel del agua eutrofizada a 20 cm de profundidad durante 4 semanas, para llevarlo las 4 semanas siguientes a 45 cm de profundidad. Este ciclo se repitió dos veces, de manera que a partir de 45 cm los *perfiles* estuvieron siempre sumergidos, entre 20 y 45 cm sumergidos la mitad del tiempo y entre 0 y 20 cm nunca sumergidos. Las subidas y bajadas del nivel del agua provocaron variaciones del pH y, sobre todo, del Eh, que, como era de esperar, fueron más acusadas entre 20 y 45 cm (excepto en el residuo ácido sin enmienda en el que el Eh estuvo siempre entre +400 y +600 mV). Las variaciones de Eh fueron mayores en los tratamientos con enmienda, existiendo alternancia de condiciones óxicas (> +300 mV) y anóxicas (< +100 mV). A más de 45 cm el Eh fue disminuyendo de forma progresiva a lo largo de las 16 semanas de experimento llegando a ser anóxico, mientras que entre 0 y 20 cm se mantuvo siempre óxico. La movilización de Fe se manifestó en la aparición de rasgos redoximórficos. La dinámica de este metal estuvo influida por el sistema Eh-pH y *Sarcocornia fruticosa* pareció tener algún papel sobre dicho sistema tendiendo a favorecer la bajada del Eh y, para el residuo ácido sin enmienda, a elevar el pH. Además de las variaciones de concentración atribuibles a los cambios en las condiciones físico-químicas, los datos indican que existió un ascenso capilar de Fe disuelto que contribuyó a que se elevaran la concentraciones en los *horizontes* superficiales, en especial en los tratamientos con *Sarcocornia* la cual pudo favorecer este fenómeno a consecuencia del bombeo de agua por la acción de sus raíces.

Palabras clave

Contaminación, rasgos redoximórficos, humedales, enmiendas calizas, microcosmos, Sarcocornia fruticosa.

1.Introducción

Los impactos de las actividades mineras ocurren en las zonas de extracción de mineral pero también en áreas circundantes cuando los sedimentos con elevado

contenido en metales son arrastrados por las aguas de escorrentía. En particular, los humedales cercanos a las explotaciones mineras suelen encontrarse entre los ecosistemas más afectados, al estar situados en áreas topográficamente deprimidas que reciben materiales transportados a través de los cauces superficiales. Los metales presentes en los residuos mineros pueden afectar a los suelos y, si se solubilizan, pasar al agua y a la cadena trófica al ser absorbidos por la vegetación. En condiciones óxicas las concentraciones de metales en la solución edáfica dependen fundamentalmente del pH y en su dinámica intervienen procesos de adsorción y coprecipitación con óxidos e hidróxidos (Van der Berg et al., 1999). Sin embargo, cuando el suelo sufre procesos de hidromorfía, como sucede en los humedales, los cambios en el estado de oxidación del suelo pasan a ser un factor fundamental en la regulación de las concentraciones de metales solubles. A bajos potenciales redox (Eh) los microorganismos utilizan otros aceptores de electrones diferentes del oxígeno para consumir la materia orgánica lo que puede provocar, si se dan ciertas condiciones, la disolución de los óxidos y la solubilización de los metales. A cambio, los metales pueden insolubilizarse bajo condiciones reductoras si se forman ciertos compuestos de hierro reducido (Huerta-Díaz & Morse, 1992; Otero et al., 2000).

Uno de los lugares con mayores impactos ambientales en España debido a la minería se encuentra la Sierra de la Unión-Cartagena, en la provincia de Murcia. En esta área se explotaron, desde tiempos de los romanos, diferentes minerales entre los que destacan los sulfuros metálicos como blenda (ZnS), pirita (Fe_2S) y galena (PbS) así como diferentes óxidos e hidróxidos. Actualmente las consecuencias de estas explotaciones permanecen en la zona, con más de 160 hectáreas cubiertas por estériles mineros expuestas a la erosión y por tanto constituyendo un foco de contaminación. Entre los sitios más afectados están los humedales de la costa del Mar Menor, que han recibido toneladas de residuos mineros a través de diversas ramblas que van a parar a ellos. Numerosos trabajos de campo han demostrado la presencia de metales en suelos, aguas y organismos (Álvarez-Rogel. et al., 2004; Jiménez-Cárceles et al., 2006, 2008; María-Cervantes et al., 2009) de la zona, pero se han desarrollado pocos trabajos experimentales para tratar de conocer mejor la dinámica de dichos metales cuando cambian las condiciones redox así como el papel que juegan la vegetación y el pH en la dinámica de dichos metales.

En este trabajo se presentan los primeros datos relativos a la evolución del pH, el potencial redox y la dinámica del Fe soluble, incluyendo una descripción de los rasgos redoximórficos, en *perfiles* simulados preparados con residuos mineros a los que se sometió a condiciones de hidromorfía variables con y sin la presencia de rizosfera vegetal.

2.Objetivos

El objetivo fue conocer en qué manera pueden afectar los cambios en las condiciones redox a las concentraciones de Fe soluble en el perfil del suelo cuando éste se encuentra contaminado por residuos mineros y si el pH, la adición de enmiendas calizas y la presencia de rizosfera vegetal pueden afectar a dichos cambios. Estudiar la dinámica de los metales en los suelos de los humedales afectados por estos residuos puede ayudar a implementar medidas correctoras para disminuir el riesgo debido a la contaminación.

3. Metodología

Se recogió residuo minero de zonas desprovistas de vegetación en dos saladares de la costa del Mar Menor (SE de España), uno con pH neutro (procedente de la Marina del Carmolí) y otro de pH ácido (procedente del saladar de Lo Poyo) (Tabla 1) y se establecieron los tratamientos indicados en la Tabla 2. La enmienda caliza se añadió a dosis de 20 g kg^{-1} y consistió en un residuo de la industria de corte del mármol con un 60% de carbonato cálcico, que se mezcló y homogeneizó con el residuo correspondiente antes del comienzo del experimento.

Tabla 1. Características físico-químicas, carbonatos, granulometría y metales totales en los residuos mineros utilizados. Promedios ±1DE (n=3). Car.: Carmolí; L.P.: Lo Poyo.

						Metales totales						
	pH	CE	$CaCO_3$	Arena	Limo + arcilla	Al	As	Zn	Cu	Mn	Pb	Cd
		dS m^{-1}	g kg^{-1}	%	%	g kg^{-1}						
Car.	6,43 ± 0,06	20,3 ± 2,8	5,88 ± 1,15	40 ± 4	60 ± 4	13,2 ± 1,7	0,22 ± 0,03	53 ± 10	0,18 ± 0,06	3,51 ± 0,67	6,75 ± 0,86	0,016 ± 0,006
L.P.	3,09 ± 0,01	24,8 ± 1,3	n.d.	67 ± 3	33 ± 3	16,4 ± 2,4	0,31 ± 0,03	3,78 ± 1,10	0,16 ± 0,07	0,40 ± 0,09	5,03 ± 0,24	0,001 ± 0,0006

Sarcocornia fruticosa es una quenopodiácea suculenta característica de las zonas más salinas de los saladares Mediterráneos. Las plántulas de *Sarcocornia* se recogieron de zonas no contaminadas de la Marina del Carmolí. Se rellenaron 40 macetas de 13,5x14 cm (~1,5 kg de residuo) por tratamiento. Estas macetas se regaron con agua recogida en las ramblas de la zona durante 38 semanas y tras ese periodo se evaluó que efecto habían tenido los tratamientos sobre el crecimiento de las plantas (fase 1 del proyecto), observándose que la enmienda había favorecido el desarrollo de *Sarcocornia fruticosa* (González.-Alcaraz et al., 2010, en este volumen).

Tabla 2.Tratamientos ensayados en el experimento.

Procedencia del residuo	pH	*Sarcocornia fruticosa*	Enmienda
Carmolí	≈ 6,5	Sí	Sí
		Sí	No
		No	Sí
		No	No
Lo Poyo	≈ 3,1	Sí	Sí
		Sí	No
		No	Sí
		No	No

Tras la fase 1 del proyecto, se inició la fase 2, cuyos resultados son el objeto de este artículo. Para eso se construyeron 24 microcosmos, consistentes en *perfiles* simulados formados por cilindros de metacrilato de 60 cm de altura que se rellenaron con los mismos tratamientos que las macetas de la fase 1. Por cada tratamiento se transplantaron tres macetas a los correspondientes cilindros, de manera que se obtuvieron tres perfiles simulados (considerados tres repeticiones) por tratamiento. Partimos, por tanto, de plantas que desde el inicio tenían diferentes tamaños, como consecuencia de su mayor o menor crecimiento en las macetas. Consideramos que esto no merma la validez de los resultados obtenidos, puesto que en la fase anterior ya se comprobó que la enmienda favorece el desarrollo de *Sarcocornia*, pero sí hay que tenerlo en cuenta de cara a la interpretación de los resultados.

Los cilindros se equiparon con sensores para la medida del Eh y el pH y de muestreadores Rhizon ® de 10 cm de longitud para extraer la solución edáfica a 5, 30 y 55 cm de profundidad (simulando los *horizontes* A, C1 y C2 del suelo). Los cilindros se colocaron en contenedores de plástico de tamaño mayor y, a fin de que las condiciones se estabilizaran y las plantas se establecieran después del transplante, se regaron durante cinco meses con el mismo agua que en la fase previa, monitorizando el Eh para comprobar que no se produjeron condiciones anóxicas. A continuación comenzó el experimento propiamente dicho. Para ello, estos *perfiles* se sometieron a un régimen de subida y bajada del nivel freático durante 16 semanas como sigue: - entre 0 y 20 cm nunca estuvieron sumergidos; - entre 20 y 45 cm estuvieron sumergidos entre las semanas 0 a 4 y entre la 10 a 14; - a partir de 45 cm estuvieron siempre sumergidos. La Figura 1 recoge un esquema del diseño de los perfiles simulados. A fin de facilitar la explicación de los resultados, llamaremos inundación a los periodos en los que el nivel del agua estuvo a 20 cm y desecación a los periodos en los que el nivel del agua estuvo a más de 45 cm, quedando claro que en todo momento la parte inferior de los cilindros siempre estuvo bajo el agua.

Para cada profundidad, se midieron el Eh y pH semanalmente con un equipo portátil pH/Eh Crison 507, corrigiendo el dato de potencial redox obtenido añadiendo +200 mV (valor del electrodo de referencia de Ag/AgCl, Vepraskas & Faulkner, 2001). Además, se sacaron muestras de la solución edáfica cada dos semanas en las que se midieron varios parámetros, entre ellos la conductividad eléctrica (conductivímetro Crison Basic 30) y el Fe disuelto (ICP-MS, Agilent 7500a). El agua que se utilizó para la inundación de los perfiles consistió en una solución especialmente preparada (Tabla 2) cuyas características se basaron en las del agua de las ramblas de la zona, pero, al ir preparándola según se iba necesitando se evitó la variabilidad inherente a las condiciones de campo. La solución se ajusto para una conductividad eléctrica de ~ 11dS m^{-1} y un pH ~ 7,5.

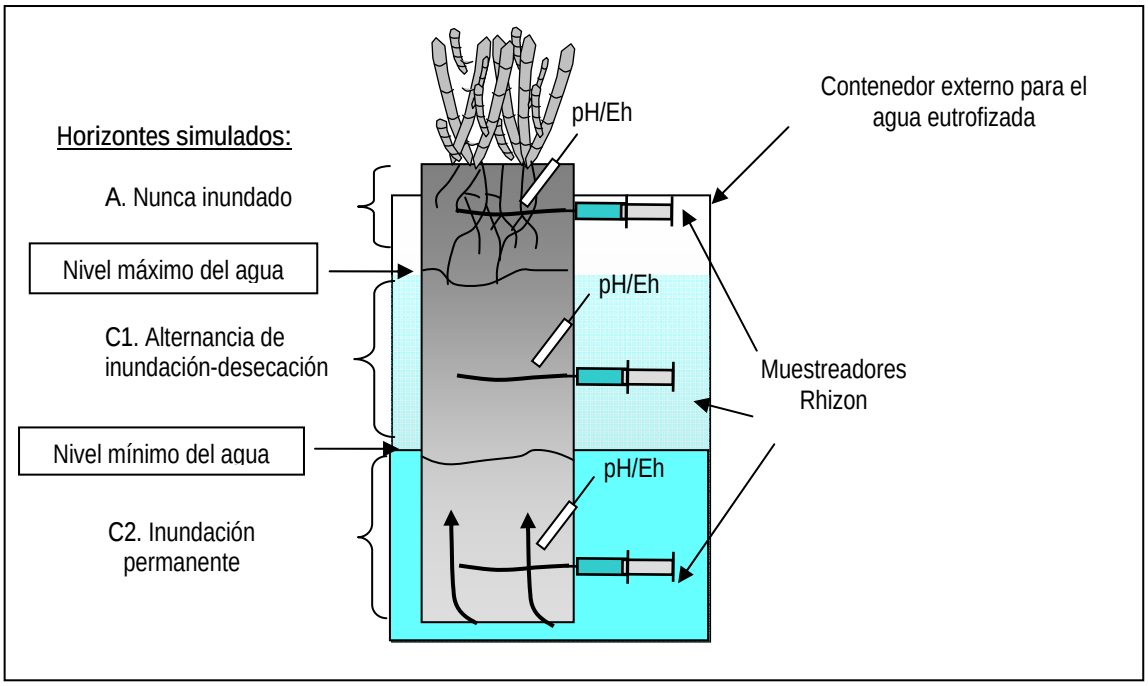


Figura 1. Diseño y equipamiento de los microcosmos construidos para simular perfiles de suelo.

Tras las 16 semanas se sacaron los cilindros de los contenedores, se cortó el metacrilato de arriba a abajo y se abrieron los *perfiles* en dos mitades. Para cada *horizonte* se describieron los colores de la matriz así como los moteados según la guía de colores Munsell® Soil Color Charts (1994) y FAO (2009), a fin de identificar los posibles rasgos redoximórficos (Vepraskas, 2001).

Tabla 2. Características del agua eutrofizada utilizada en la inundación de los perfiles simulados.

Reactivo	Dosis
$Ca(NO_3^-)_2$	0,31 g L^{-1}
NaCl	3,8 g L^{-1}
$MgSO_4$	3 g L^{-1}
$CaCl_2$	0,8 g L^{-1}
KCl	0,2 g L^{-1}
H_3PO_4 al 85%	0.043 ml L^{-1}
$C_6H_{12}O_6$	150 mg L^{-1}
Extracto de carne SIGMA (46% carbono orgánico)	100 mg L^{-1}

12. Resultados y discusión

4.1. Condiciones físico-químicas y salinidad

El potencial redox presentó una dinámica de variación claramente ligada a los cambios de nivel freático (Figura 2).

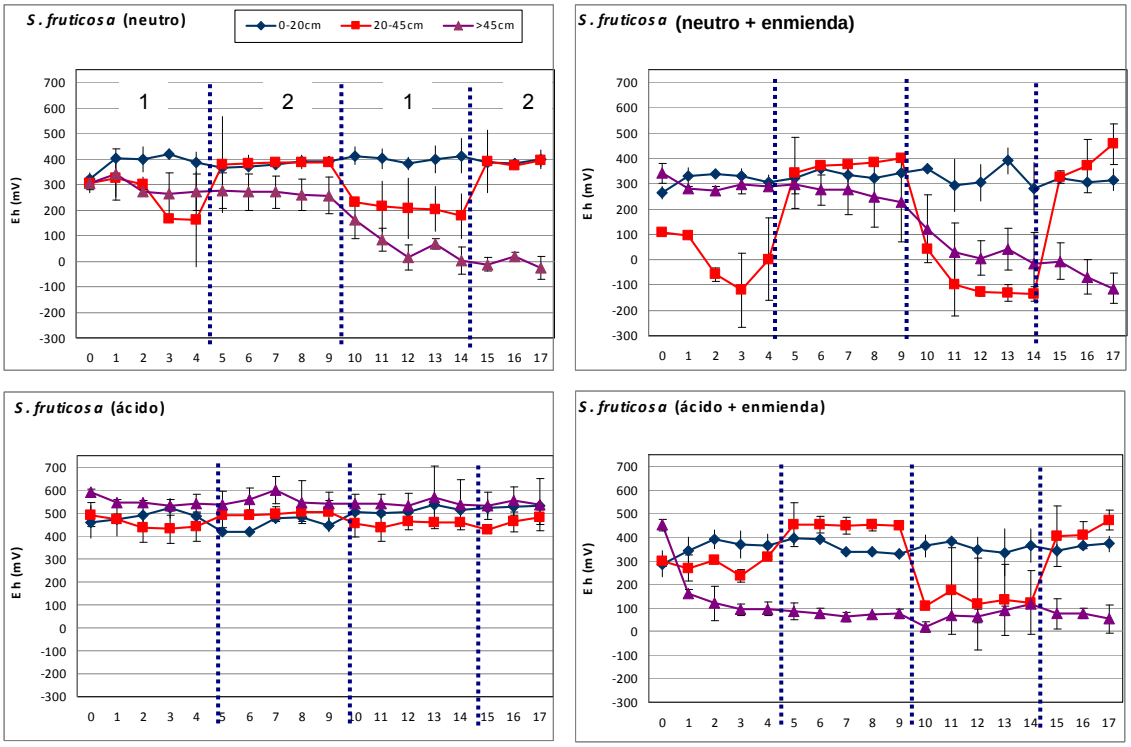
En los primeros 20 cm el Eh apenas varió; entre 20 y 45 cm disminuyó cuando se elevó el nivel del agua y esta zona quedó sumergida, para incrementarse de nuevo en las fases de secado; y por debajo de 45 cm el Eh fue descendiendo progresivamente a lo largo del tiempo. Sin embargo, la magnitud de este patrón de variación mostró diferencias entre los distintos tratamientos.

Los potenciales más bajos se obtuvieron, en general, entre 20 y 45 cm de profundidad durante los periodos de inundación y fueron los residuos básicos enmendados los que tendieron a alcanzar los valores mínimos, llegando a presentarse condiciones fuertemente anóxicas (Eh<-100 mV). La brusca caída de los potenciales a esa profundidad durante las fases de inundación estuvo, con toda probabilidad, ligada a una mayor actividad microbiológica favorecida, en los tratamientos con planta, a la existencia de rizosfera. Por debajo de 45 cm el descenso de Eh fue más progresivo a pesar de permanecer permanentemente inundados, probablemente a causa de las mayores dificultades para la actividad microbiana. No obstante, en las últimas semanas se observó una tendencia a que se alcanzasen los potenciales más bajos en la parte inferior de los *perfiles* para los tratamientos con *Sarcocornia* (excepto en el residuo ácido sin enmendar) evidencia de que, poco a poco, las condiciones para la actividad microbiana fueron mejorando.

El pH varió en mucha menor magnitud que el Eh y apenas mostró oscilaciones en función de las fases de inundación-desecación del suelo. Lo que sí se observó fue una tendencia hacia la neutralidad en los horizontes que alcanzaron los potenciales más

bajos durante las fases de inundación. Los promedios para cada tratamiento, teniendo en cuenta los tres horizontes, fueron: pH básico = 6,85±0,16; pH básico+enmienda = 7,29±0,38; pH ácido = 4,34±0,51; pH ácido + enmienda = 6,26±0,25; pH básico + *Sarcocornia* = 6,77±0,21; pH básico + *Sarcocornia* + enmienda = 7,49±0,32; pH ácido + *Sarcocornia* = 3,93±0,32; pH ácido + *Sarcocornia* + enmienda = 6,31±0,21.

La conductividad eléctrica presentó un patrón de variación claro en función de la profundidad y de las fases de inundación-secado. En los 20 cm superficiales las sales tendieron concentrarse debido al ascenso capilar del agua salada. Este efecto fue mucho más evidente para los tratamientos con *Sarcocornia fruticosa* debido, probablemente, al efecto de bombeo ejercido por la planta al absorber agua. Como ejemplo se muestran los resultados para el residuo básico enmendado con y sin planta (Figura 3).



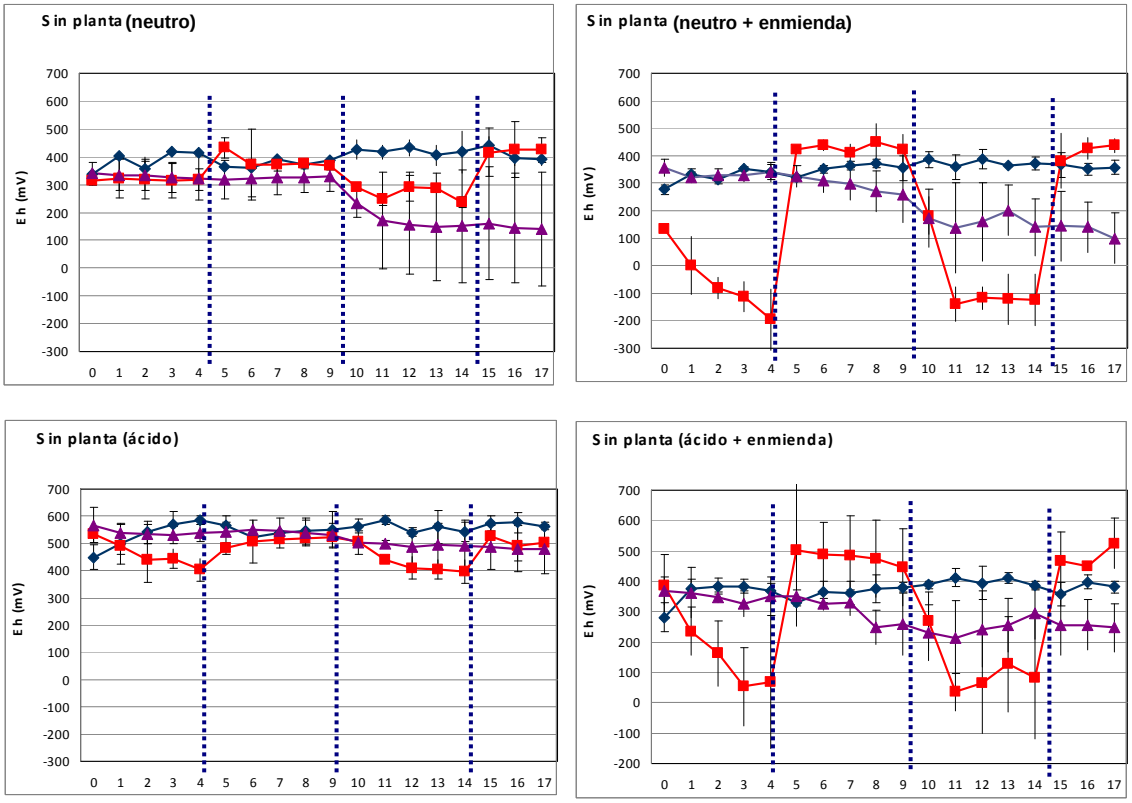


Figura 2. Variación temporal del potencial redox (Eh) en los perfiles simulados. Los datos son promedios de tres repeticiones (±1SD). En el eje X se indican las semanas. 1 indica fases de inundación y 2 indica fases de secado.

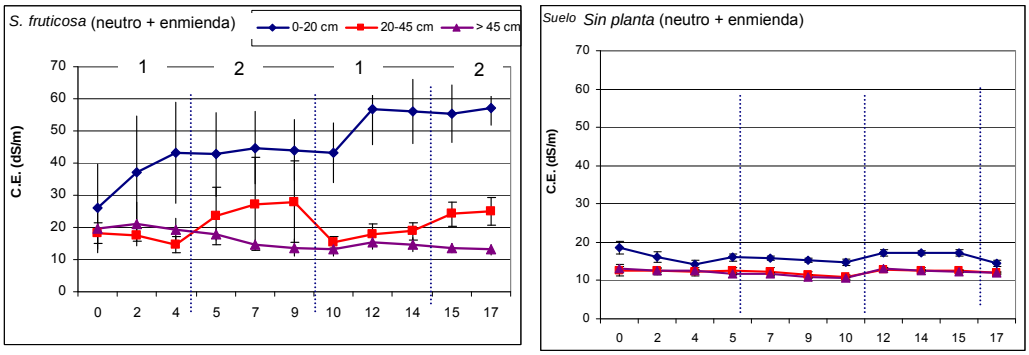


Figura 3. Variación temporal de la conductividad eléctrica (CE) en los perfiles simulados. Los datos son promedios de tres repeticiones (±1SD). En el eje X se indican las semanas. 1 indica fases de inundación y 2 indica fases de secado.

4.2. Rasgos redoximórficos

Independientemente del tratamiento, en el residuo neutro la matriz tuvo colores pardos a pardo amarillentos a las tres profundidades (HUE 10YR, VALUE 4 a 4,5 y CHROMA 3,5 a 6) y en el ácido fue pardo amarillento oscuro en superficie (10YR 3,5/6) y pardo oliva a pardo amarillento claro (HUE 2,5Y, VALUE de 4 a 6 y CHROMA de 4 a 5) en profundidad. Para ambos tipos de residuo se observaron manchas y moteados con colores gley, que fueron más abundantes en los *perfiles* con *Sarcocornia* (Tabla 3). La abundancia y tamaño de las manchas tendió a incrementarse en profundidad, sobre todo en el residuo ácido, correspondiendo las de mayor tamaño a zonas grisáceas (5Y 7/2,5) decoloradas con respecto a la matriz (2,5Y 4/4) indicativas

de la movilización del Fe. También se observaron, casi siempre en los *horizontes* C2, moteados negro-azulados (10B-5PB 2,5/1) y verde-azulados (10B-5PB 5/1) indicativos de condiciones gley (FAO, 2009).

Tabla 3. Descripción de los colores de los moteados y manchas en los perfiles simulados. Para cada "horizonte" se indica el color de cada tipo de manchas y, a continuación, según FAO (2009), la abundancia, tamaño, contraste y tipo de límite entre el moteado y la matriz.

		Tratamiento			
		Sarcocornia	*Sarcocornia* + enmienda	Sin planta	Sin planta + enmienda
pH neutro	A	*10YR 6/8; F, M, D, C	*10YR 7/8; F, F, D, D *2,5Y 8/8; F, F, D, D	No se observan	No se observan
	C1	*10YR 6/8; C, M, D, C	*10YR 7/8; M, F, D, D	*10B-5PB 2,5/1; V, V, P, S	No se observan
	C2	*10YR 6/8; A, M, D, C *2,5Y 6,5/1; C, F, D, D *10B-5PB 2,5/1; F-V, V, P, D	*10YR 7/8; M-A, F, D, C-D *2,5Y 6,5/1; C, F, D, D *10B-5PB 2,5/1; F-V, V, P, S	*10B-5PB 2,5/1; V, F, P, S *2,5Y 6,5/1; F, F-M, D, D	*10B-5PB 2,5/1; V, F, P, S
pH ácido	A	*5Y 7/2,5; F, V, D, D	*5Y 8/4; V, V, D, D	No se observan	No se observan
	C1	*5Y 7/2,5; C-F, F, D, C *5BG 7/1; F-C, V-F, D, S *10B 5/1; F-C, V-F, D, S	*5Y8/4; C, V, D, D *5Y 7/2,5; C, F, D, D	*5Y 7/2,5; F, M, D, C-D	*5Y 7/2,5; F-C, M-F, D, D *10B 5/1; F-C, V-F, P, S
	C2	*10YR 6/8; C, V, F, S *5Y 8/4; M, F, D-P, D *5Y 7/2,5; M, F-M, D-P, D *10B 5/1; C, V, P, S	*10YR 6/8; C, M, D, D *5Y 7/2,5; C, M, D, D *5Y 8/4; C, F, D, D *10B 5/1; V-F, V, P, S	*5Y8/4; M, F, D, C *10B 5/1; V, V, D, S	*5Y 7/2,5; C, M, D, D *10B 5/1; C, F-M, P, C-S

Abundancia: V: muy pocos, F: pocos, C: común, M: muchos, A: abundante. Tamaño: V: muy finos, F: finos, M: medio, A: grueso. Contraste: F: débil, D: distinto, P: prominente. Límite: S: agudo, C: claro, D: difuso

4.3. Variaciones en la concentración de Fe soluble

La presencia de Fe en la solución extraída presentó importantes variaciones en función del tipo de residuo y tratamiento, de la profundidad y de los periodos de inundación-desecación. Independientemente de la presencia de planta, los residuos ácidos tuvieron concentraciones de hierro más altas que los neutros sin que la adición de la enmienda provocara una disminución sustancial de dichas concentraciones. Excepto en los tratamientos enmendados con planta, hubo una tendencia a incrementarse las concentraciones de hierro en los *horizontes* C2, mientras que en los enmendados con planta ocurrió lo contrario al presentarse los contenidos más elevados en el horizonte A.

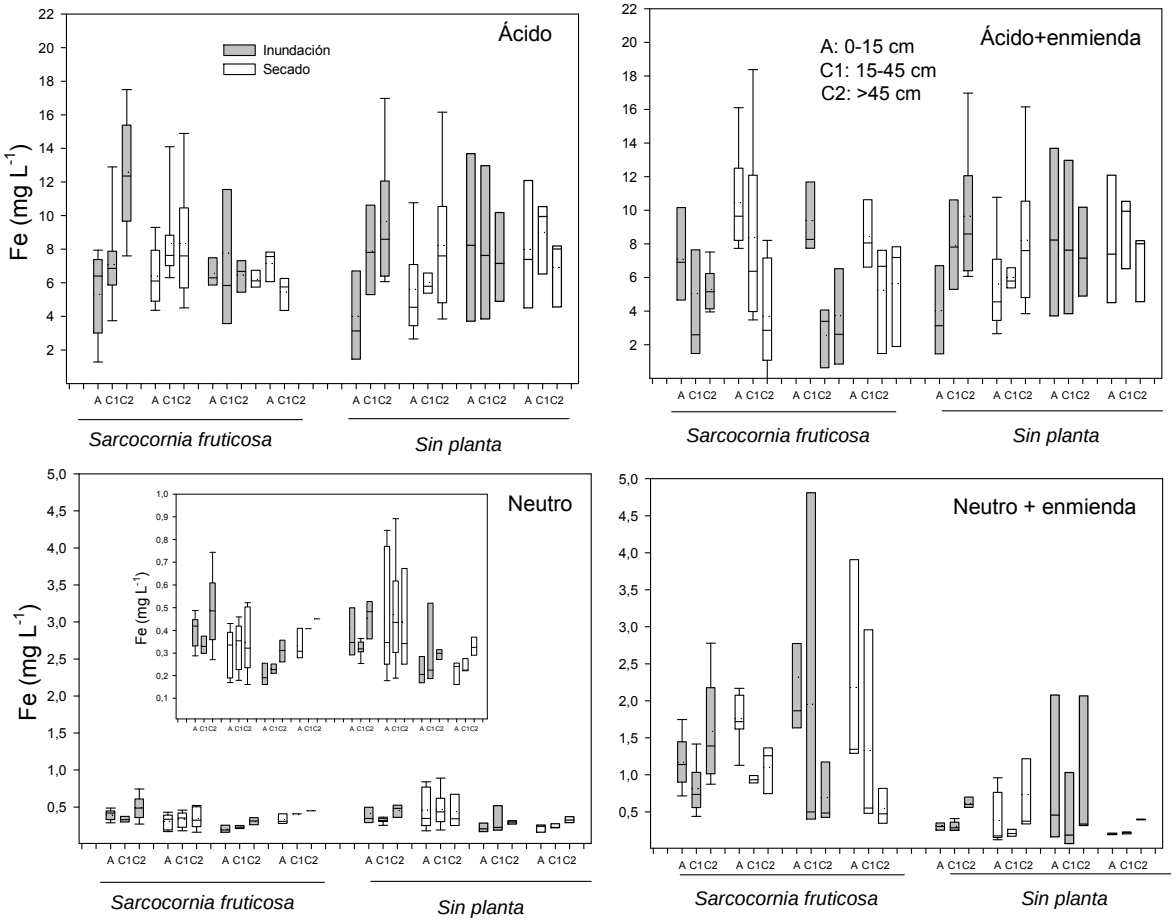


Figura 4. Variación temporal de las concentraciones de hierro en la solución extraída en los perfiles simulados. Cada box-plot representa los rangos de concentración para cada horizonte durante las fases de inundación y secado. La línea continua dentro de las cajas es la mediana y la punteada la media. Los "bigotes" incluyen los datos entre el 5 y 95 percentil

4.4. Valoración del efecto de los tratamientos sobre las condiciones físico-químicas y la movilización del hierro en los perfiles simulados

En base la evolución del pH, del Eh, a las concentraciones de hierro soluble y a la presencia de rasgos redoximórficos, se puede hacer una primera interpretación del comportamiento de estos sistemas.

En los residuos ácidos la adición de la enmienda incrementó el pH hasta valores entre 6 y 7, lo que llevó a una mejora de las condiciones del medio y facilitó la caída del potencial redox, probablemente al favorecer el consumo de carbono por los microorganismos. Es interesante observar que este efecto fue más intenso en el *horizonte C1* durante los periodos de inundación que en el C2, que estuvo bajo el agua durante las 16 semanas, probablemente debido a unas condiciones menos desfavorables para la actividad microbiana en la profundidad intermedia. En los tratamientos con planta, la presencia de *Sarcocornia fruticosa* fue suficiente para elevar el pH en los *horizontes* C1, simplemente como consecuencia del consumo de H^+ que se produce con la bajada del Eh, proceso que pudo estar favorecido por el aumento de actividad microbiana en el entorno rizosférico. En la combinación planta+enmienda el efecto positivo sobre dicha actividad fue mayor, lo que llevó a una caída más acentuada del Eh

en los *horizontes* C2 en las últimas cuatro semanas, facilitado seguramente porque en este tratamiento gran número de raíces alcanzaron la parte inferior de los perfiles.

En el residuo neutro, con un pH de partida ≈ 6,5 no fue necesaria la adición de la enmienda para provocar condiciones anóxicas en la parte inferior de los perfiles a partir de las semana once. Aquí la presencia de *Sarcocornia fruticosa* aceleró la caída del potencial en el *horizonte* C1, que ya fue patente en la primera fase de inundación a partir de la tercera-cuarta semana. La subida de medio punto en el pH a consecuencia del enmendado facilitó en gran medida la aparición de condiciones anóxicas, sobre todo en los *horizontes* C1, tanto con planta como sin planta.

La presencia de abundantes zonas decoloradas en todos los tratamientos indicó la movilización del Fe. Las variaciones de pH en combinación con los cambios de potencial redox fueron los principales responsables de este fenómeno, observándose que la disminución en la concentración de hierro soluble que podría esperarse con el aumento del pH no se produjo de forma evidente al verse compensado su efecto por la disolución del Fe a consecuencia del acusado descenso del Eh en los tratamientos enmendados. Al representar los valores de pH y potencial redox obtenidos en diagramas de pH-Eh, y considerando la presencia de Cl^- y otros aniones en el agua de inundación y la aparición de zonas grisáceas y verde-azuladas en la matriz, se deduce que podemos encontrarnos en la zona de formación de minerales del tipo *Green Rust* (Trolard *et al*., 1997) que tienen una estructura donde el Fe^{2+} y Fe^{3+} son *emparedados* en estratos con aniones Cl^-, SO_4^{2-}, CO_3^{2-}, OH^- y moléculas de agua (Génin *et al*., 1998; Bourrié *et al*., 1999). La formación de estos minerales sería anterior a la formación de pirita, aunque no tenemos evidencias para descartar la existencia de ésta última.

Los movimientos de la solución a través de la matriz redistribuyeron el Fe soluble en el perfil y la planta pareció ejercer un importante papel en ellos, como se puede deducir cuando se observa la evolución de sus concentraciones en los tres *horizontes* en las fases de inundación y secado (Figura 4). En los tratamientos sin planta y con planta sin enmienda (en los que *Sarcocornia* creció escasamente) nunca se observó una clara acumulación de Fe soluble en los horizontes A, mientras que en los tratamientos con *Sarcocornia* enmendados (en los que las plantas fueron de mayor tamaño - González-Alcaraz et al., 2010, este volumen) se observó muy claramente cómo la concentración de Fe se incrementó en la parte superficial. Estos resultados concuerdan con los obtenidos para la conductividad eléctrica e indican que existió un importante movimiento capilar de agua ascendente por efecto del bombeo de las raíces que propició la acumulación de elementos solubles en los *horizontes* A.

13. Conclusiones

La adición de la enmienda caliza fue el factor principal que desencadenó la caída del potencial redox a consecuencia de la inundación del suelo, independientemente de las características del residuo minero, siendo la presencia de *Sarcocornia fruticosa* un factor secundario cuya principal influencia se observó en los tratamientos con enmienda en los *horizontes* C1, en los que la densidad de raíces fue mayor que en los C2.

La efectividad de la enmienda para disminuir la solubilidad del hierro al aumentar el pH debió verse mermada como consecuencia de disolución de dicho

elemento a consecuencia de la bajada del potencial redox, que puede atribuirse a una mayor actividad microbiológica.

No se obtuvieron evidencias de que la planta influyera sobre la solubilización del Fe, pero sí de que contribuyó a su redistribución en el perfil, ya que facilitó la acumulación de solutos disueltos en el *horizonte* superficial.

En base a los resultados obtenidos podrían plantearse dos alternativas para reducir la concentración de hierro soluble bajo condiciones de inundación prolongadas en estos sistemas: aumentar las dosis de enmienda para tratar de elevar aún más el pH y tratar de frenar la disolución del hierro o tratar de llevar el Eh a valores más bajos y buscar evidencias de la precipitación del Fe en forma de pirita.

14. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología de España (Proyecto CGL2007-64915). M.N. González-Alcaraz dispone de una beca predoctoral (FPU) financiada por el Ministerio de Educación y Ciencia de España. Gracias a Vicente Muñoz por su labor como técnico en el laboratorio y a AnaVanesa Caparrós, Magdalena Vázquez y Ana Belén Rodríguez, del Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica de la UPCT por su trabajo con el analizador de carbono, el cromatógrafo iónico y el ICP-MS.

7. Bibliografía

ÁLVAREZ-ROGEL, J., RAMOS, M.J., DELGADO, M.J., ARNALDOS, R., 2004. Metals in soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of the Mar Menor lagoon, SE Spain. *Fresenius Environmental Bulletin* 13, 274-278.

BOURRIÉ, G., TROLARD, F., GÉNIN, J.M.R., JAFFREZIC, A., MAÎTRE, V., ABDELMOULA, M., 1999. Iron control by equilibria between hydroxy-Green Rusts and solutions in hydromorphic soils. *Geochim. Cosmochim*. Acta 63, 3417-3427.

FAO, 2009. Guía para la descripción de suelos. Cuarta edición. Roma.

GÉNIN, J.M.R., BOURRIÉ, G., TROLARD, F., ABDELMOULA, M., JAFFREZIC, A., REFAIT, P., MAÎTRE, V., HUMBERT, B., HERBILLON, A., 1998. Thermodynamic Equilibria in Aqueous Suspensions of Synthetic and Natural Fe(II)-Fe(III) Green Rusts: Occurrences of the Mineral in Hydromorphic Soils. *Environ. Sci. Technol*. 32, 1058-1068.

GONZÁLEZ-ALCARAZ, M.N., TERCERO GÓMEZ, M.C., CONESA ALCARAZ, H.M., ÁLVAREZ ROGEL, J., EGEA NICOLÁS, C., 2010. Efecto de las enmiendas calizas en la acumulación y translocación de metales pesados por el halófito *Sarcocornia fruticosa*. IV Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo. En este volumen.

HUERTA-DÍAZ, M.A., MORSE, J.W., 1992. Pyritization of trace metals in anoxic marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 56, 2681-2702.

JIMÉNEZ-CÁRCELES, F.J., ÁLVAREZ-ROGEL, J., CONESA-ALCARAZ, H.M., 2008. Trace Element Concentrations in Saltmarsh Soils Strongly Affected by Wastes from Metal Sulphide Mining Areas. *Water Air Soil Poll*. 188, 283-295.

JIMÉNEZ-CÁRCELES, F.J., EGEA, C., RODRÍGUEZ-CAPARRÓS, A.B., BARBOSA, O.A., DELGADO, M.J., ORTIZ, R., ÁLVAREZ-ROGEL, J., 2006. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides and heavy metals, in a salt marsh on the coast of the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Fresenius Environmental Bulletin* 15, 370-378.

MARÍA-CERVANTES, A., JIMÉNEZ-CÁRCELES, F.J., ÁLVAREZ-ROGEL, J., 2009. As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn Contents in Sediments and Mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from Coastal Zones of a Mediterranean Lagoon (Mar Menor, SE Spain) Affected by Mining Wastes. *Water, Air Soil Pollut*. DOI 10.1007/s11270-008-9913-7.

MORSE, J.W., 1994. Interactions of trace metals with authigenic sulphide minerals: Implications for their bioavailability. *Marine Chemistry* 46, 1-6.

Munsell® Soil Colour Charts, 1994. Revised Edition. Macbeth Division of Kollmorgen Instruments Corporation. NY.

OTERO, X.L., HUERTA-DIAZ, M.A. & MACÍAS, F., 2000. Heavy metal geochemistry of saltmarsh soils from the Ría of Ortigueria (mafic and ultramafic areas, NW Iberian Peninsula). *Environmental Pollution* 110, 285-296.

TROLARD, F., GENIN, J.M.R., ABDELMOULA, M., BOURRIE, G., HUMBERT, B., HERBILLON, A., 1997. Identification of a green rust mineral in a reductomorphic soil by Mössbauer and Raman spectroscopies. *Geochim. Cosmochim. Acta* 61, 1107-1111.

VAN DEN BERG, G.A., GUSTAV, J.P., VAN DER HEIJDT, L.M. & ZWOSMAN, J.J.G., 1999. Mobilisation of heavy metals in contaminated sediments in the River Meuse, The Netherlands. *Water, Air Soil Poll*. 116, 567-586.

VEPRASKAS, M.J., 2001. Morphological Features of Seasonally Reduced Soils. En: Richardson, J.L., Vepraskas, M.J. (eds): Wetlands Soils. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton.

VEPRASKAS, M.J., FAULKNER, S.P., 2001. Redox chemistry of hidrics soils. En: Richarson, J.L., Vepraskas, M.J. (Eds.), Wetland soils (pp. 85-107). Florida: Lewis Publishers).

Contaminación por arsénico en suelos afectados por actividades mineras del sector oriental de la Sierra de Guadarrama (España)

RECIO-VÁZQUEZ L. [1], CARRAL P. [2], ÁLVAREZ A. [2], GARRIDO F.[1], GARCÍA-GUINEA J.[3]

[1]Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano, 115B 28006 Madrid, España. E-mail: lorena.recio.vazquez@gmail.com
[2]Departamento de Geología y Geoquímica, Facultad Ciencias, Universidad Autónoma Madrid, Cantoblanco, 28049 Madrid, España.
[3]Departamento de Geología, Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid, España.

Resumen

La minería extractiva, asociada a los yacimientos de sulfuros metálicos en la Sierra Norte de Madrid, desarrollada a mediados del siglo XX, dejó una gran cantidad de escombreras abandonadas que actualmente suponen un foco de contaminación para los suelos y los recursos hídricos de la región. Con el objetivo de cuantificar el impacto de la minería sobre el suelo, se seleccionó una finca localizada en el término municipal de Guadalix de la Sierra (Madrid, España) con alta presencia de escorias de una antigua fundición minera. Se tomaron muestras de minerales y rocas depositadas en las escombreras para su posterior análisis por DRX, así como de los diferentes horizontes de los perfiles estudiados. En laboratorio, se determinaron las propiedades físicas y químicas diagnósticas para su posterior clasificación según la WRB (2006). Se determinaron las concentraciones totales de arsénico (As) en cada horizonte y se realizó el fraccionamiento secuencial para el horizonte superficial por el método de la BCR. La DRX reveló la existencia mayoritaria de fragmentos de arsenopirita alterada a escorodita y jarosita en las escombreras. La descripción de campo y la determinación de las propiedades físico-químicas del suelo permitieron clasificarlo como *Tecnosol espólico tóxico*. Las concentraciones totales de As detectadas fueron muy elevadas a lo largo de todo el perfil, encontrándose valores de hasta 16527 $mg \cdot kg^{-1}$ en el horizonte superficial. La distribución del As en las diferentes fracciones del suelo apunta a que éste se encuentra mayoritariamente retenido en la fracción residual (78%), formando parte de la estructura de los minerales primarios y secundarios del suelo, unido a la materia orgánica (11%) y a los oxi-hidróxidos de Fe y Al (10%). La cantidad de As presente en forma fácilmente intercambiable o soluble, aunque apenas representa un 1%, implica que existe una gran cantidad de As fácilmente biodisponible en el suelo. Estos resultados sugieren que nos encontramos ante un suelo altamente contaminado debido a la alteración y posterior dispersión de los residuos mineros abandonados en las escombreras y destacan la necesidad de llevar a cabo tareas de descontaminación en la zona.

Palabras clave

Arsénico, minería, especiación, Tecnosol.

1.Introducción

La ubicuidad del arsénico en el medio ambiente se debe a causas naturales, si bien es cierto que su presencia se ve amplificada por la actividad humana, responsable de problemas de contaminación a escala local. Las mayores concentraciones de arsénico en la naturaleza se presentan en asociación con diversos minerales, principalmente sulfuros, ya que se trata un elemento calcófilo (Leermarkers et al., 2006). Así, es posible encontrar diversos minerales de arsénico como la arsenopirita (FeAsS), oropimente (As_2S_3) o rejalgar (As_4S_4), asociados a otros minerales de interés comercial como la galena (PbS), esfalerita (ZnS), calcopirita ($CuFeS_2$), pirita (FeS_2), wolframatos [$(Fe,Mn)(WO_4)$, $(FeWO_4)$, $(PbWO_4)$], e incluso en mineralizaciones de estaño, plata y oro (Lázaro et al., 1997). El escaso valor económico que en el pasado se otorgaba a los minerales de arsénico encontrados en este tipo de yacimientos, es responsable de que, en la actualidad y a lo largo de todo el mundo, existan grandes cantidades de residuos de mina abandonados en escombreras. Si este tipo de residuos quedan expuestos durante el suficiente tiempo a las condiciones ambientales, el mineral se torna inestable y se produce su oxidación, con la consiguiente liberación de arsénico y contaminación del medio próximo (Filippi, 2004). Este proceso constituye la principal fuente antropogénica de arsénico en el suelo y su impacto en algunas zonas del mundo resulta especialmente problemático, no sólo desde el punto de vista ambiental, sino también por sus repercusiones sobre la salud humana (Liu et al., 2010; Salvarredy-Aranguren et al., 2008; Lee et al., 2006; Rapant et al., 2006; Peplow & Edmons, 2004; Flynn & Meharg, 2003).

Para conocer hasta qué punto un suelo puede estar contaminado por un elemento tóxico es necesario disponer de información sobre sus niveles de referencia. El contenido medio total de arsénico en suelos no contaminados se encuentra en torno a los 5 – 6 $mg \cdot kg^{-1}$, con un rango típico de entre 0.1 – 40 $mg \cdot kg^{-1}$ (Tamaki & Frankenberger, 1992). No obstante, estos valores varían en función del área geográfica en el que nos encontremos: en las regiones sometidas a procesos de vulcanismo reciente el promedio de concentración de arsénico se encuentra en torno a 20 $mg \cdot kg^{-1}$; los suelos derivados de rocas sedimentarias ricas en arsénico, pueden presentar un valor de 20 – 30 $mg \cdot kg^{-1}$; y los suelos desarrollados sobre material granítico o esquistoso con mineralizaciones de arsénico importantes pueden llegar a contener concentraciones muy elevadas e incluso superiores a los 250 $mg \cdot kg^{-1}$ (Wang & Mulligan, 2006). En el caso concreto de los suelos de la Comunidad de Madrid desarrollados sobre rocas metamórficas, donde se ubica el presente trabajo, el valor de fondo definido para el arsénico es de 51 $mg \cdot kg^{-1}$ (de Miguel et al., 2002).

Aunque es indudablemente importante conocer el contenido total de arsénico en el suelo, este dato no proporciona ninguna información acerca de la distribución del elemento en el equilibrio sólido-líquido y su movilidad potencial hacia otros compartimentos. Para la evaluación de un proceso de contaminación, los análisis de especiación aportan una información crucial acerca de las características ecotoxicológicas (reactividad, biodisponibilidad, toxicidad, movilidad, etc.) de los contaminantes, ya que los elementos traza pueden aparecer en el suelo en diferentes estados de solubilidad y movilidad en función de su interacción con las fases sólidas del mismo (Van Herreweghe et al., 2003).

2. Objetivos

El ámbito geográfico donde se enmarca la zona de estudio, se trata de un área tradicionalmente dedicada a la minería debido a la presencia de numerosos yacimientos metálicos de gran valor comercial como la plata, el cobre, el estaño o el wolframio. En este marco geológico resulta por tanto habitual, encontrar antiguas minas abandonadas en las que los residuos mineros aun permanecen en su ubicación original. El presente trabajo se centra en una zona minera especialmente perturbada por la actividad extractiva con el objetivo de conocer el grado de contaminación que presentan los suelos y hasta qué punto esa contaminación podría suponer un riesgo para los demás recursos naturales.

3. Metodología

Zona de estudio

La zona de estudio del presente trabajo se localiza en el término municipal de Guadalix de la Sierra, situado al norte de la Comunidad de Madrid (España), en la vertiente sur del sector oriental de la Sierra de Guadarrama. Concretamente, el muestreo se llevó a cabo en una finca llamada "El Verdugal" de coordenadas geográficas 40º45'20''N, 3º40'30''O (Figura 1), donde se ubican una serie de filones pneumatolíticos hidrotermales de Sn-W con mineralizaciones de arsenopirita, casiterita y moscovita. A unos 60 metros de los filones se encuentra una antigua fundición en ruinas donde se aprovechaba la mena al tiempo que la ganga quedaba acumulada en las escombreras asociadas a la fundición. Actualmente, estas escombreras permanecen en su ubicación original, donde los residuos mineros se encuentran ampliamente diseminados ocupando una extensión aproximada de unos 300 m^2.

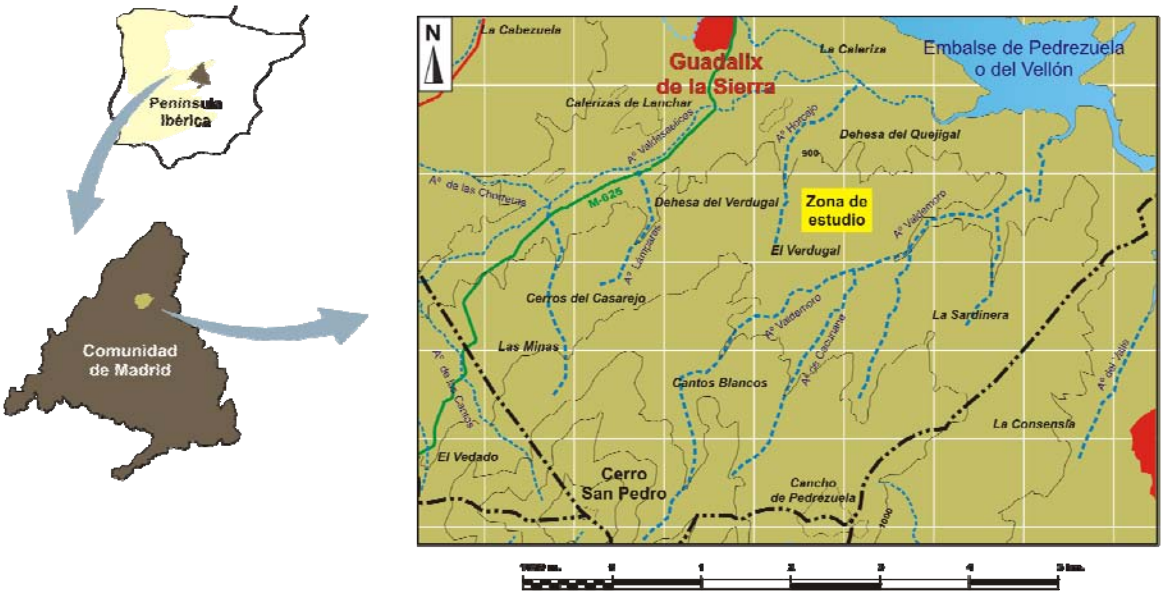


Figura 1. Mapa de localización de la zona de estudio

De cara a una futura interpretación de los resultados de dispersión de la contaminación, cabe destacar que la finca está atravesada por varios arroyos de escaso caudal entre los que destacan, por su proximidad a los puntos de muestreo, el arroyo del Horcajo y el arroyo de Valdemoro, así como numerosos regueros de tipo estacional.

Trabajo de campo

Se tomaron muestras de los residuos mineros depositados sobre las escombreras (Figura 2) para su posterior caracterización mineralógica. Estos residuos se componen mayoritariamente de un material pulverulento, de color verde-grisáceo y tacto untoso, muy extendido por toda la zona de estudio; así como de una serie de fragmentos minerales de tamaño variable (2 – 15 cm) en los que a simple vista pueden diferenciarse diferentes fases minerales.



Figura 2. Fotografía de la antigua fundición en ruinas rodeada de las escombreras en la finca "El Verdugal"

Por su parte, la toma de muestras de suelo tuvo lugar tras un previo reconocimiento de la zona y selección de los puntos más representativos. Se procedió a la apertura de los perfiles para la diferenciación de horizontes y se llevó a cabo la descripción macromorfológica del suelo. En cada punto seleccionado para el muestreo, se tomaron muestras de todos los horizontes y se llevaron a cabo tres réplicas espaciales de cada muestra, separadas de su original unos 50 – 70 cm.

Análisis mineralógicos

Las muestras minerales tomadas de las escombreras fueron caracterizadas por Difracción de Rayos X (DRX) mediante un difractómetro Philips PW-1710/00, empleando la radiación Kα del Cu y un monocromador secundario (filtro de Níquel). La intensidad y el voltaje del tubo generador de rayos X se ajustaron en todas las medidas a 40 mA y 40 KV respectivamente. Los difractogramas se registraron para el intervalo 2θ entre 3 y 65º, con una velocidad de paso de 7º/min y un tiempo de acumulación de 0.5 segundos. El procedimiento de búsqueda de coincidencia cualitativa se apoyó en las bases de datos ICDD-PDF2 y DIFDATA.

Análisis edafológicos

Las propiedades fisicoquímicas se determinaron sobre las muestras de suelo seco y pasado por tamiz de 2 mm. La clase textural se determinó por el método del densímetro (Bouyoucos, 1962). La densidad real, la densidad aparente y la porosidad según metodología propuesta por Blake & Hartge (1986). El color del suelo fue determinado en seco y en húmedo por comparación con patrones de color (Munsell, 1975). El pH se midió en relación 1:2.5 (Chapman & Pratt, 1961) y la conductividad

eléctrica en relación 1:5 (Bower & Wilcox, 1965). El contenido de carbonato cálcico de las muestras se estimó por reacción con ácido clorhídrico y posterior volumetría con hidróxido sódico (Allison & Moodie, 1965). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue determinada por el método propuesto por Hendershot & Duquette (1986) y la concentración amonio se valoró mediante electrodo de ión selectivo. Las bases de cambio del suelo (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+}) fueron desplazadas por sucesivas extracciones con una solución 1*M* de acetato amónico a pH 7 con posterior cuantificación mediante espectrofotometría de absorción atómica. El contenido de materia orgánica de los dos primeros horizontes de cada perfil fue estimado por oxidación parcial en húmedo (Walkley and Black, 1934).

Contenidos totales y especiación del arsénico en el suelo

Con el fin de comparar las cantidades de arsénico presentes en los suelos de la zona de estudio con los límites establecidos por la legislación vigente, se han determinado las cantidades totales del elemento en cada uno de los horizontes de tres de los perfiles muestreados, mediante digestión con *aqua regia* según el procedimiento establecido en la norma ISO 11466 (1995).

Sobre las mismas muestras se ha realizado un estudio de especiación del arsénico en las diferentes fases del suelo siguiendo el procedimiento revisado de la *Community Bureu of Reference* (BCR) (Mossop & Davidson, 2003). Este procedimiento consta de tres etapas que permiten diferenciar entre las siguientes fracciones: (i) fracción soluble en agua, intercambiable y unida débilmente; (ii) fracción unida a los oxi-hidróxidos de Al, Fe y Mn; (iii) fracción unida a la materia orgánica; y (iv) fracción residual incorporada en la estructura interna de los minerales primarios o secundarios. La metodología de extracción parte de 1 g de suelo y las diferentes etapas experimentales aparecen resumidas en la Tabla 1.

Tabla 1. Esquema de la metodología experimental adoptada para el estudio de la especiación del arsénico en las diferentes fases del suelo (procedimiento revisado de la BCR).

Etapa	Fases del suelo	Extractante	Tiempo de agitación y temperatura
I	Soluble en agua, intercambiable y unida débilmente	40 mL de CH_3COOH 0.11M	16 h a temperatura ambiente
II	Oxi-hidróxidos de Al, Fe y Mn	40 mL de $HONH_2 \cdot HCl$ 0.5M (pH 1.5)	16 h a temperatura ambiente
III	Materia orgánica	10 mL de H_2O_2 30 % (pH 2)	1 h a temperatura ambiente y 1 h a 85ºC
		10 mL de H_2O_2 30 % (pH 2)	1 h a 85ºC
		50 mL de NH_4OAc 1M (pH 2)	16 h a temperatura ambiente

(Modificado de Mossop & Davidson, 2003)

Los procedimientos de extracción total, extracción secuencial BCR y respectivos blancos, se realizaron por triplicado. Los extractos resultantes se conservaron a 4ºC en botes de polietileno herméticos hasta la determinación de las cantidades de arsénico

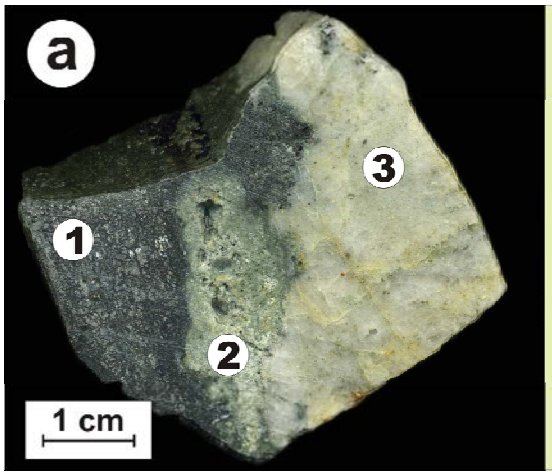
mediante espectrometría de emisión atómica (ICP-AES) en un Perkin Elmer OPTIMA 4300DV, con un límite de detección para el arsénico de 4 $\mu g \cdot L^{-1}$.

4. Resultados

Composición mineralógica de las muestras de las escombreras

Los análisis de DRX sobre las muestras del material pulverulento, han permitido identificar dos minerales mayoritarios en todas ellas: escorodita [$FeAsO_4 \cdot 2H_2O$] y jarosita [$KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$]. Ambos son minerales secundarios que se forman como resultado de una serie de procesos de oxidación de los sulfuros arsenicales largamente expuestos a un ambiente oxidante (Foster et al., 1998).

Estos resultados son coherentes con los análisis llevados a cabo sobre los fragmentos minerales tomados de las escombreras, los cuales revelan que, en la mayoría de las muestras estudiadas, las tres fases minerales predominantes son el cuarzo, la arsenopirita y la escorodita. La presencia de cuarzo y arsenopirita se explica por la propia naturaleza hidrotermal de las muestras que, antes de su explotación minera, formaban parte de los filones pneumatolíticos referidos anteriormente. Por su parte, la escorodita es un mineral secundario frecuente en este tipo de mineralizaciones ya que es un producto de la alteración de los sulfuros arsenicales y por lo tanto, suele aparecer formando costras verdosas sobre la superficie de los arseniuros (Craw et al., 1999). La Figura 3 recoge una fotografía de una de las muestras empleadas para los análisis de DRX antes de su destrucción, así como los valores medios de abundancia relativa de las fases minerales identificadas.



b

Análisis semicuatitativos de DRX

	1	2	3
Arsenopirita	38	–	–
Escorodita	34	78	–
Cuarzo	6	11	87
Illita	16	–	–
Trazas	7	11	13

Figura 3. (a) Fotografía de una de las muestras empleadas para los análisis mineralógicos de los residuos mineros. (b) Resultados de los análisis de DRX sobre cada una de las fases minerales identificadas.

Propiedades morfológicas y fisicoquímicas del suelo

El marco edafológico en el que se halla encuadrada la zona de estudio, se caracteriza por una serie de suelos desarrollados sobre rocas metamórficas (esquistos, gneises, pizarras, cuarcitas, etc.), incluyendo pequeñas extensiones de coluviones y conos de deyección situados sobre estos materiales. De forma genérica, los suelos naturales que aparecen en este ámbito geográfico han sido clasificados como Cambisoles húmicos, Leptosoles dístricos y Leptosoles úmbricos (de Miguel et al.,

2002). Sin embargo, la zona en la que se ubica el presente trabajo se encuentra totalmente perturbada por la actividad antrópica, de modo que los horizontes primitivos del suelo han quedado eliminados total o parcialmente. Adicionalmente, una característica destacable de estos suelos es la gran abundancia de residuos mineros, cenizas y escorias de fundición, que ocupan un 30 – 40% del volumen total de los horizontes superficiales.

Cada uno de los perfiles estudiados muestra características muy heterogéneas debido, precisamente, a la perturbación introducida por la actividad minera. A grandes rasgos, se han podido identificar tres horizontes: (i) un ***horizonte Ap*** (2 – 15 cm) de color marrón claro y con gran actividad biológica, fuertemente marcado por la presencia de artefactos de diferente tamaño, que se apoya gradualmente y de forma irregular en (ii) *un* ***horizonte Bw*** (40 – 60 cm) de color pardo-rojizo, también con gran número de artefactos en su composición y con un límite difuso e irregular con respecto al (iii) ***horizonte C***, constituido por gneises ligeramente alterados que aun conservan la apariencia de la roca.

Los resultados de los análisis fisicoquímicos del suelo aparecen recogidos en la Tabla 2. Las propiedades físicas más relevantes están relacionadas con la textura del suelo, definida entre la clase textural franco arenosa y franco arcillo limosa, por lo que se trata de un suelo con una buena capacidad de drenaje y, por tanto, una buena aireación. Esta facilidad de difusión del aire en el suelo se ve favorecida por la elevada porosidad del horizonte superficial (54%). En cuanto a las propiedades químicas, cabe destacar el hecho de que nos encontramos frente a un suelo entre moderada y ligeramente ácido, con un importante contenido de materia orgánica en el horizonte superficial (7.4%) y con elevados valores de CIC.

Tabla 2. Valores medios de las principales propiedades fisicoquímicas del suelo en la zona de estudio.

Horizonte	**Ap**	**Bw**	**C**
Profundidad (cm)	0 – 15	15 – 60	> 60
Arcilla (<0.002 mm, %)	8	22	18
Limo (0.05–0.002 mm, %)	23	25	19
Arena (2–0.05mm, %)	69	53	63
Clase textural	*Franco arenosa*	*Franco arcillosa*	*Franco arcillo limosa*
Densidad aparente ($Mg \cdot m^{-3}$)	0.93	1.84	1.95
Densidad real ($Mg \cdot m^{-3}$)	2.00	2.33	2.27
Porosidad (%)	54	21	14
Color (seco)	10YR 3/2	2.5Y 7/4	10YR 6/3
Color (húmedo)	10YR 2/2	10YR 4/6	10YR 5/6
$CaCO_3$ (%)	-	-	-
pH (w/s 1:2.5)	5.6	6.1	5.8
C.E. ($dS \cdot m^{-1}$ to 25ºC)	$6.16 \cdot 10^{-2}$	$5.92 \cdot 10^{-2}$	$4.85 \cdot 10^{-2}$
CIC ($cmol_c \cdot kg^{-1}$)	125.0	172.2	180.6
Saturación en bases (%)	11.8	15.7	9.4
Materia orgánica (%)	7.4	1.2	No determinada

Contenidos totales y especiación del arsénico en el suelo

Los contenidos medios totales de arsénico en los horizontes Ap, Bw y C de los tres perfiles seleccionados para el estudio de contaminación, aparecen recogidos en la Figura 4.

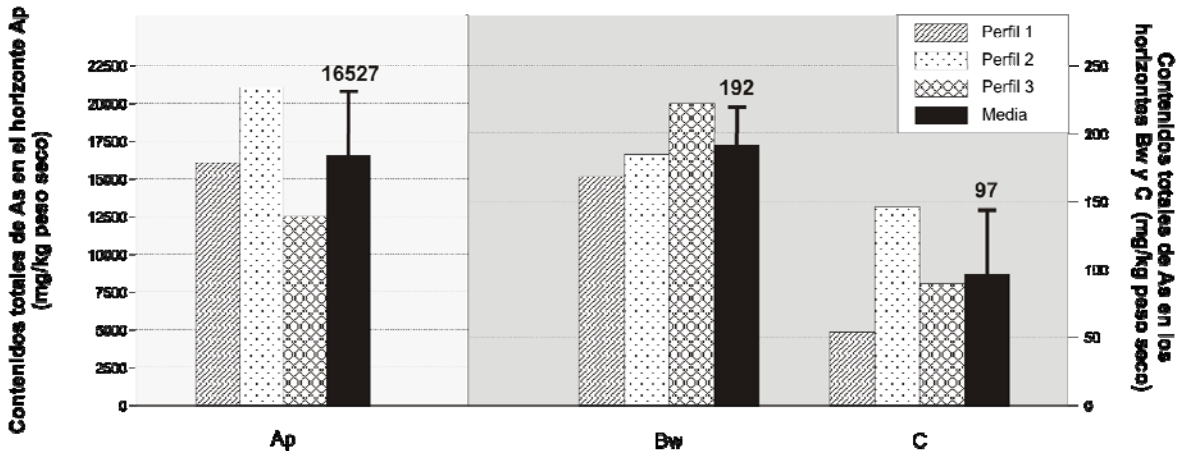


Figura 4. Contenidos totales de arsénico (mg·kg^{-1} de peso seco) en los horizontes Ap, Bw y C de los tres perfiles seleccionados para el estudio de contaminación.

Por su parte, los resultados del procedimiento de extracción secuencial revelan que sólo existen valores detectables de arsénico en aquellos extractos en los que se partió de muestras del horizonte superficial del suelo. Por esta razón no se dispone de datos sobre la especiación del arsénico en los horizontes Bw y C. En cuanto a los resultados de dicha especiación en las muestras del horizonte Ap éstos aparecen recogidos en la Tabla 3.

Tabla 3. Valores medios de especiación del arsénico (mg·kg^{-1} peso seco) en las muestras del horizonte superficial del suelo calculados tras la aplicación del procedimiento de extracción secuencial de la BCR.

Fracción Muestra	Soluble en agua, intercambiable y unida débilmente	Asociada a oxi-hidróxidos de Al, Fe y Mn	Asociada a materia orgánica	Residual	Total
Ap1	178	1872	1561	12419	16030
Ap2	197	1682	1643	17527	21049
Ap3	205	1836	1601	8860	12502
Media	193	1797	1602	12935	16527

5. Discusión

Procesos de de alteración de los residuos mineros

Los resultados de los análisis de DRX sobre las muestras de las escombreras ponen de manifiesto que los residuos de mina de la zona se encuentran sometidos a procesos de alteración importantes debido a su exposición a las condiciones ambientales. Los sulfuros arsenicales se encuentran marcadamente sustituidos por fases secundarias como la escorodita o la jarosita, que crecen a expensas del mineral primario en sus bordes y fracturas. La formación de estas fases secundarias ocurre como consecuencia de la oxidación y posterior disolución de la arsenopirita en contacto con una solución acuosa, y se ve magnificada cuando dicha solución se encuentra cargada de especies oxidantes como en el caso de las aguas de escorrentía que circulan próximas

a los residuos mineros (Olias et al., 2004). La solución formada por disolución del sulfoarseniuro penetra en el cuerpo mineral, donde se enriquece en As^{5+} y Fe^{3+}, y finalmente precipita como un cemento secundario (Foster et al., 1998).

Tanto la escorodita como la jarosita son fases minerales secundarias de mayor solubilidad que la arsenopirita lo cual, unido a la condición de encontrarse como material pulverulento diseminado por toda la superficie de la zona de estudio, hace que exista un alto riesgo de dispersión del arsénico en el medio natural convirtiendo a las escombreras en focos de contaminación a escala local.

Impacto de la contaminación sobre los suelos de la zona de estudio

Los contenidos totales de arsénico en los horizontes Ap, Bw y C de los perfiles seleccionados para el estudio de contaminación superan en todos los casos el nivel de fondo establecido para los suelos desarrollados sobre rocas metamórficas (51 $mg \cdot kg^{-1}$) (de Miguel et al., 2002). Más aun, estos valores son muy superiores a la cantidad de arsénico fijada como valor límite para suelos no contaminados de uso forestal o ganadero en la legislación vigente de la Comunidad de Madrid (Orden 2770/2006). Mientras que el valor límite está establecido en 24 $mg \cdot kg^{-1}$, los suelos estudiados presentan contenidos totales medios superiores a 16500 $mg \cdot kg^{-1}$ en los horizontes Ap, 190 $mg \cdot kg^{-1}$ en los horizontes Bw y 90 $mg \cdot kg^{-1}$ en los horizontes C. Estos resultados apuntan a que el suelo afectado por la actividad minera se encuentra gravemente contaminado.

Por otra parte, destaca el notable contraste entre las cantidades de arsénico detectadas en los horizontes superficiales y las cantidades halladas en los horizontes subsuperficiales: el horizonte Ap contiene 90 y 170 veces más arsénico que los horizontes Bw y C, respectivamente. Esta comparativa confirma el hecho de que la contaminación del suelo no obedece a causas naturales, sino que procede de los residuos mineros de las escombreras.

La marcada influencia antrópica se hace también patente en las características morfológicas del perfil. Debido a la importante cantidad de artefactos inmersos en el suelo y a la influencia de los mismos sobre todas sus propiedades, la clasificación según la WRB (FAO, 2006) permitiría definir el suelo de estudio como *Tecnosol espólico tóxico*.

Especiación del arsénico en las diferentes fracciones del suelo

Puesto que sólo ha sido posible obtener resultados de las concentraciones de arsénico unidas a las diferentes fracciones del suelo para los horizontes superficiales, cabe concluir que en los horizontes Bw y C de la zona de estudio, el arsénico aparece fundamentalmente en la fracción residual del suelo (probablemente como fragmentos de arsenopirita y minerales secundarios), la cual es la fracción menos preocupante desde el punto de vista de la contaminación debido a su escasa movilidad. Es muy común en suelos contaminados históricamente que los metales aparezcan exclusivamente en esta fracción (Voigt et al., 1996).

Por su parte, los resultados del fraccionamiento en los horizontes Ap señalan que, también en este caso, la fracción residual es la que mayor cantidad de arsénico retiene

(78%) subrayando el papel condicionante de los artefactos mineros inmersos en el suelo. A pesar de la baja movilidad de dicha fracción, ésta representa un foco de arsénico en el ambiente a largo plazo, especialmente en el caso de estudio, en el que se ha comprobado que los residuos mineros se encuentran altamente alterados hacia formas más solubles.

La fracción oxidable del suelo, representada fundamentalmente por la materia orgánica, resulta especialmente relevante en el suelo de estudio, pues la proporción de arsénico retenida en la misma supone un 11% del total. La razón por la que esta fracción interviene de forma tan efectiva en la retención del arsénico se debe a su alta reactividad con los metales, siendo frecuente la formación de complejos organometálicos con las especies aniónicas del arsénico a través de cationes puente (Redman et al., 2002). Adicionalmente, la cantidad de materia orgánica en los horizontes Ap del suelo asciende a unos valores especialmente elevados (7%) de modo que esta fracción interviene especialmente en la retención del arsénico.

Las cantidades detectadas en la fracción reducible (10%) representan también una proporción importante, debido a que los oxi-hidróxidos metálicos del suelo reúnen unos requisitos especialmente apropiados para la retención de este elemento. Así, los hidróxidos de hierro y aluminio presentan unos puntos isoeléctricos que varían desde 8.0 a 8.6, de modo que en la mayoría de los ambientes geológicos tienen carga neta positiva y por tanto, muestran gran afinidad por las especies de arsénico cargadas negativamente (Wang & Mulligan , 2008; Cheng et al., 2009).

En lo que concierne a la proporción de arsénico asociada a la fracción soluble o intercambiable, ésta representa sólo un 1% del total debido probablemente a los demás efectos de retención ejercidos por las demás fracciones del suelo. Sin embargo, el contenido absoluto de arsénico en esta fracción ofrece un valor de 193 $mg \cdot kg^{-1}$ de peso seco, especialmente elevado si se tiene en cuenta que en esta fracción, el arsénico es fácilmente transferible a otros compartimentos ambientales.

6. Conclusiones

La acumulación y exposición continuada durante décadas de los residuos mineros a los factores ambientales, ha provocado una gran dispersión de las fases minerales secundarias de arsénico por toda la superficie de la zona de estudio. Esta dispersión afecta de forma directa al medio edáfico, de modo que se han detectado cantidades muy elevadas de arsénico en los diferentes horizontes del suelo superándose en todos los casos el límite legal vigente. Concretamente, en el caso del horizonte superficial directamente expuesto a la fuente contaminante, el contenido de arsénico detectado supera 660 veces el valor permitido para suelos no contaminados en la Comunidad de Madrid. Aunque las cantidades de arsénico disminuyen en los demás horizontes del suelo, los resultados de especiación ponen de manifiesto la posibilidad de que la contaminación alcance mayores profundidades e incluso pueda extenderse hacia otros medios, fundamentalmente las aguas de escorrentía de carácter estacional que discurren por la zona.

La contaminación del suelo y los recursos hídricos supone un grave riesgo para el medio ambiente y la salud humana, pues los suelos estudiados se dedican mayoritariamente al uso ganadero. Debido a que los animales pastan en la zona sin

encontrar ningún tipo de impedimento para acceder al área contaminada, se cree necesaria la implantación de medidas de prevención que comenzarían con la retirada de las escombreras y la recogida de los lixiviados producidos en las estaciones lluviosas. Adicionalmente, habría que valorar la presencia de otros elementos tóxicos y el grado de dispersión de la contaminación para aplicar tareas secundarias de descontaminación.

15. Agradecimientos

Este trabajo de investigación se llevó a cabo durante el desarrollo del Proyecto de Fin de Carrera de Lorena Recio Vázquez, presentado en septiembre de 2008 en la Universidad Autónoma de Madrid, con la colaboración imprescindible del personal y las instalaciones del Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN-CSIC) y el Centro de Ciencias Medioambientales (CCMA-CSIC).

16. Bibliografía

ALLISON, L.E., MOODIE, C.D., 1965. Carbonates. En: Black, C.A. (ed.): Methods of Soil Analysis, Part 2. 1379–1396. American Society of Agronomy. Wisconsin, USA.

BLAKE, G.R., HARTGE, K.H., 1986. Particle density. En: Klute, A. (ed.): Methods of Soil Analysis, Part 1 (2nd ed.). 363–375. American Society of Agronomy & Soil Science Society of America. Wisconsin, USA.

BOUYOUCOS, G.J., 1962. Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils. *Agron. J.* 54, 464–465.

BOWER, C.A., WILCOX, L.V., 1965. Chemical and Microbiological Properties. En: Black, C.A. (ed.): Methods of Soil Analysis, Part 2. 933–951. American Society of Agronomy. Wisconsin, USA.

CHAPMAN, H.D., PRATT, P.F., 1961. Methods of Analysis for Soil Plants and Water. University of California, Division of Agricultural Science. 280 pp. California, USA.

CHENG, H.F., HU, Y.N., LUO, J., XU, B., ZHAO J.F., 2009. Geochemical processes controlling fate and transport of arsenic in acid mine drainage (AMD) and natural systems. *J. Hazard. Mater.* 165, 13–26.

CRAW, D., CHAPPELL, D., NELSON, M., WALROND, M., 1999. Consolidation and incipient oxidation of alkaline arsenopyrite-bearing mine tailings, Macraes Mine, New Zealand. *Appl. Geochem.* 14, 485–498.

DE MIGUEL, E., CALLABA, A., ARRANZ, J.C., CALA, V., CHACÓN, E., GALLEGO, E., ALBERRUCHE, E., ALONSO, C., FERNÁNDEZ-CANTELI, P., IRIBARREN, I., PALACIOS, H., BARETTINO, D., CALLABA, A., 2002. Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en los suelos de la Comunidad de Madrid. Instituto Geológico y Minero de España (IGME). 167 pp. Madrid, España.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2006. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84. 88 pp. Roma, Italia.

FILIPPI, M., 2004. Oxidation of the arsenic-rich concentrate at the Prebuz abandoned mine (Erzgebirge Mts., CZ): Mineralogical evolution. *Sci. Total Environ.* 322, 271–282.

FLYNN, H.C., MEHARG, A.A., BOWYER, P.K., PATON, G.I., 2003. Antimony bioavailability in mine soils. *Environ. Pollut.* 124, 93–100.

FOSTER, A.L., BROWN, G.E., TINGLE, T.N., PARKS, G.A., 1998. Quantitative arsenic speciation in mine tailings using x-ray absorption spectroscopy. *Am. Mineral.* 83, 553–568.

HENDERSHOT, W.H., DUQUETTE, M. A., 1986. Simple barium-chloride method for determining cation-exchange capacity and exchangeable cations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 605–8 608.

ISO-11466, 1995. Soil quality. Extraction of trace elements soluble in aqua regia. International Organization for Standarization.

LÁZARO, I., CRUZ, R., GONZÁLEZ, I., MONROY, M., 1997. Electrochemical oxidation of arsenopyrite in acidic media. *Int. J. Miner. Process.* 50, 63–75.

LEE, S.W., LEE, B.T., KIM, J.Y., KIM, K.W., LEE, J.S., 2006. Human risk assessment for heavy metals and as contamination in the abandoned metal mine areas, Korea. *Environ. Monit. Assess.* 119, 233–244.

LEERMAKERS, M., BAEYENS, W., DE GIETER, M., SMEDTS, B., MEERT, C., DE BISSCHOP, H.C., MORABITO, R., QUEVAUVILLER, P., 2006. Toxic arsenic compounds in environmental samples: Speciation and validation. *Trac-Trend. Anal. Chem.* 25, 1–10.

LIU, C.P., LUO, C.L., GAO, Y., LI, F.B., LIN, L.W., WU, C.A., LI, X.D., 2010. Arsenic contamination and potential health risk implications at an abandoned tungsten mine, southern China. *Environ. Pollut.* 158, 820–826.

MOSSOP, K.F., DAVIDSON, C.M., 2003. Comparison of original and modified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soils and sediments. *Anal. Chim. Acta* 478, 111–118.

Munsell Color, 1975. Co Directions for the use of the Charts in the Munsell Book of Color. Munsell Color Co. Inc. 8 pp. Baltimore, USA.

OLIAS, M., NIETO, J.M., SARMIENTO, A.M., CERON, J.C., CANOVAS, C.R., 2004. Seasonal water quality variations in a river affected by acid mine drainage: The Odiel river (south west Spain). *Sci. Total Environ.* 333, 267–281.

Orden 2770/2006, de 11 de agosto, de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, por la que se procede al establecimiento de niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos contaminados de la Comunidad de Madrid (BOCM de 28 de agosto de 2006).

PEPLOW, D., EDMONDS, R., 2004. Health risks associated with contamination of groundwater by abandoned mines near Twisp in Okanogan County, Washington, USA. *Environ. Geochem. Hlth.* 26, 69–79.

RAPANT, S., DIETZOVA, Z., CICMANOVA, S., 2006. Environmental and health risk assessment in abandoned mining area, Zlata Idka, Slovakia. *Environ. Geol.* 51, 387–397.

REDMAN, A.D., MACALADY, D., AHMANN, D., 2002. Natural organic matter affects arsenic speciation and sorption onto hematite. *Environ. Sci. Technol.* 36, 2889–2896.

SALVARREDY-ARANGUREN, M.M., PROBST, A., ROULET, M., ISAURE, M.P., 2008. Contamination of surface waters by mining wastes in the Milluni Valley (Cordillera Real, Bolivia): Mineralogical and hydrological influences. *Appl. Geochem.* 23, 1299–1324.

TAMAKI, S., FRANKENBERGER, W.T., 1992. Environmental biochemistry of arsenic. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 124, 79–110.

VAN HERREWEGHE, S., SWENNEN, R., VANDECASTEELE, C., CAPPUYNS, V., 2003. Solid phase speciation of arsenic by sequential extraction in standard reference materials and industrially contaminated soil samples. *Environ. Pollut.* 122, 323–342.

VOIGT, D.E., BRANTLE, S.L., HENNET, R.J.C., 1996. Chemical fixation of arsenic in contaminated soils. *Appl. Geochem.* 11, 633–643.

WALKLEY, A., BLACK, A.I., 1934. Organic matter was determined by wet digestion: an examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37, 29–38.

WANG, S., MULLIGAN, C.N., 2006. Occurrence of arsenic contamination in Canada: Sources, behavior and distribution. *Sci. Total Environ.* 366, 701–721.

WANG, S., MULLIGAN, C.N., 2008. Speciation and surface structure of inorganic arsenic in solid phases: A review. *Environ. International* 34, 867–879.

Flujo vertical de agua en el suelo bajo cultivo de maíz y una plantación de eucaliptos en la provincia de A Coruña (NO-España)

MESTAS VALERO, R. M.[1], MIRÁS AVALOS, J.M.[1], PAZ GONZÁLEZ, A.[1]

[1] Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña (UDC). Campus A Zapateira. Alejandro de la Sota 1, 15008, A Coruña.

Resumen

La optimización en el manejo del recurso hídrico constituye una cuestión clave para desarrollar unas buenas prácticas agrícolas y reducir los procesos de drenaje y el riesgo de lixiviación de contaminantes de origen agrícola. En este contexto, el objetivo de este trabajo fue estudiar el movimiento vertical del agua en el suelo bajo un cultivo de maíz y una plantación de eucaliptos utilizando sondas de capacitancia (FDR). El trabajo se realizó durante los años 2008 y 2009 en la cuenca El Abelar y en una parcela del el Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo, en la provincia de A Coruña. En cada parcela, las medidas de humedad en el perfil del suelo se llevaron a cabo mediante seis sondas FDR, situadas a 0,1; 0,2; 0,4; 0,6; 0,9 y 1,4 m de profundidad y conectadas a un data-logger, registrándose datos cada hora. La humedad volumétrica del suelo se obtuvo a partir de las medidas de capacitancia usando la ecuación de calibración de fábrica. Se estimó el tiempo de desplazamiento del agua en el suelo durante los procesos de percolación. Para ello, en cada uno de los episodios en los que se produjo percolación hasta 1,4 m de profundidad, se determinó el tiempo que transcurre desde que se detecta el aumento de humedad a 0,1 metros de profundidad hasta que se alcanza el pico más alto de humedad en cada uno de los niveles de profundidad a los que corresponden los datos de las sondas FDR. El promedio de aporte de agua de lluvia para cada episodio fue de 10,7 mm para el eucalipto y 36 mm para el maíz. La humedad volumétrica media en las capas superficiales fue 21,21% y 36,24 % para el eucalipto y el maíz respectivamente. La velocidad de infiltración media del agua en el suelo con eucalipto fue 20,7 cm h-1 y 4,37 cm h-1 en el suelo con maíz. Se concluye que es factible el uso de sondas FDR para estudiar el movimiento vertical del agua en el suelo y poder mejorar el manejo de este recurso, incrementando la productividad y disminuyendo la degradación y contaminación de los suelos.

Palabras clave

Humedad del suelo, FDR, Infiltración, Maíz, Eucalipto.

1. Introducción

En zonas Agroforestales, la medición y el control del contenido de humedad y de nutrientes en el suelo son requerimientos necesarios para optimizar la gestión y el manejo del recurso hídrico y reducir los procesos de drenaje y el riesgo de lixiviación de contaminantes de origen agrícola.

La evolución espacio-temporal de la humedad del suelo a escala de parcela o microcuenca está influida por diferentes factores (edafológicos, hidrológicos, topográficos etc.) que interactúan de forma compleja. En general se suele observar una relación cóncava entre la desviación típica de la humedad media, con un máximo para

valores de humedad intermedios y un mínimo para suelos secos o saturados (Famiglietti et al., 2008), indicando que el número de observaciones necesarias para estimar la humedad con cierta fiabilidad depende de la humedad media.

Otro aspecto a tener en cuenta es el fenómeno de la estabilidad temporal o persistencia temporal de patrones de humedad del suelo (Vachaud et al., 1985), observada de manera rutinaria en distintas condiciones (Pachepsky et al., 2005; Guber et al., 2008). La estabilidad temporal da lugar a puntos donde las series temporales de humedad son muy similares a la media de la zona de estudio, lo que permite optimizar la red de medición una vez identificados estos puntos.

La disponibilidad de técnicas para la monitorización en continuo del agua del suelo resulta de gran interés en el ámbito de la investigación agrícola, ya que permite conocer su dinámica en el suelo y adaptar el manejo del recurso agua a las condiciones específicas de cada escenario (tipo de suelo, cultivo, topografía etc.).

Los sensores de última generación son los denominados de capacitancia que, basándose en la reflectometría en el dominio de la frecuencia (FDR), constituyen una de las herramientas más ampliamente utilizadas actualmente para tal fin (Hidalgo et al. 2003).

Los sensores FDR miden el coeficiente dieléctrico del suelo y, a través de él, determinan el contenido de agua en el mismo. Mediante un sistema de transmisión de los datos, se consigue una monitorización de la humedad del suelo, permitiendo de esta manera conocerla y analizarla de forma continua y en tiempo real. Es decir, permite hacer un seguimiento del estado hídrico del suelo, resultante de los aportes de agua al suelo (lluvia y riegos), pudiéndose acompañar las variaciones espacio-temporales del agua en el perfil del suelo.

La técnica para estimar el contenido de agua en el suelo con el FDR está basada en la medida del coeficiente dieléctrico del agua, suelo y el aire, cuya determinación se realiza a través de su capacitancia, debido a que el coeficiente dieléctrico del agua es igual a 75, muy elevado comparado con el del suelo y el del aire que son 5 y 1 respectivamente. La medida de capacitancia nos da el coeficiente dieléctrico y a partir de este, el contenido de agua del suelo. La señal de radiofrecuencia es transformada en porcentaje de humedad volumétrica (Hv) mediante la ecuación de calibración propuesta por Paltineanu & Starr (1997) la cual es facilitada por el software de calibración de la sonda.

2. Objetivos

Este trabajo se realizó con el objeto de estudiar el movimiento vertical del agua, en dos suelos gallegos de cobertura vegetal diferentes, utilizando sondas de capacitancia (FDR) de lectura continúa. Uno de los suelos se encontraba dedicado al cultivo de maíz y el otro a una plantación de eucalipto.

.

3. Metodología

El trabajo se realizó en la provincia de La Coruña, en los años 2008 y 2009 en una plantación de eucaliptos (*Eucalyptus globulus Labill*) y un cultivo de maíz (*Zea mays L.*) .

La plantación de eucalipto se ubica en una pequeña cuenca experimental "El Abelar" (área de 10,7 ha), en el municipio de Abegondo,. El sustrato geológico es esquisto del complejo de Órdenes. La textura del suelo es básicamente arcillo-limosa en toda la cuenca. La media del contenido en materia orgánica es 9,5% y pH en el agua de 5,2. (Soto et al, 2005). Las coordenadas geográficas son 43º09'10"N, 8º21'15"O, altitud de 395 metros sobre el nivel del mar.

El cultivo de maíz está ubicado en el Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo (CIAM), situado en una zona costera atlántica, con suelo profundo de textura franco-limosa desarrollado sobre esquistos de Órdenes. El contenido en materia orgánica es de 5,8% y pH en el agua de 5,5. Las coordenadas geográficas son 43º14'03"N, 8º15'11"O, altitud de 91 metros sobre el nivel del mar.

.

En ambos casos el clima es templado con inviernos suaves y lluviosos y veranos suaves relativamente secos, con una precipitación media anual alrededor de 1.450 mm y temperatura media anual de aproximadamente 12,8 °C. (Ingaramo, 2003). En la figura 1 se muestra la localización de ambas zonas de estudio.



Figura 1. Ubicación geográfica de las parcelas experimentales: Mabegondo (CIAM) y la cuenca forestal El Abelar

Los equipos FDR (EnviroSCAN Solo de Sentek, Australia) fueron instalados en cada lugar de estudio del siguiente modo: Se introdujeron verticalmente dos tubos de acceso de PVC de 1.6 m de longitud de acuerdo con el protocolo proporcionado por el fabricante, tomando la precaución de que las paredes externas del tubo tengan un contacto completo con el suelo en todo su perímetro (Figura 2). Previamente, se sellaron los extremos inferiores de los tubos de acceso con una tapa teniendo en cuenta que el mismo debe encontrarse totalmente hermético en sus paredes y el fondo, y en su extremo superior se acopló una caperuza hermética sellada con silicona y que presenta un orificio para pasar el cable de transmisión de datos.

En cada tubo de acceso se instalaron seis sensores de humedad situados a 0,1; 0,2; 0,4; 0,6; 0,9 y 1,4 m de profundidad y conectados a un data-logger (Figura 2), registrando y almacenándose datos de humedad en el suelo a una frecuencia horaria, para posteriormente transferir los datos a un ordenador portátil.

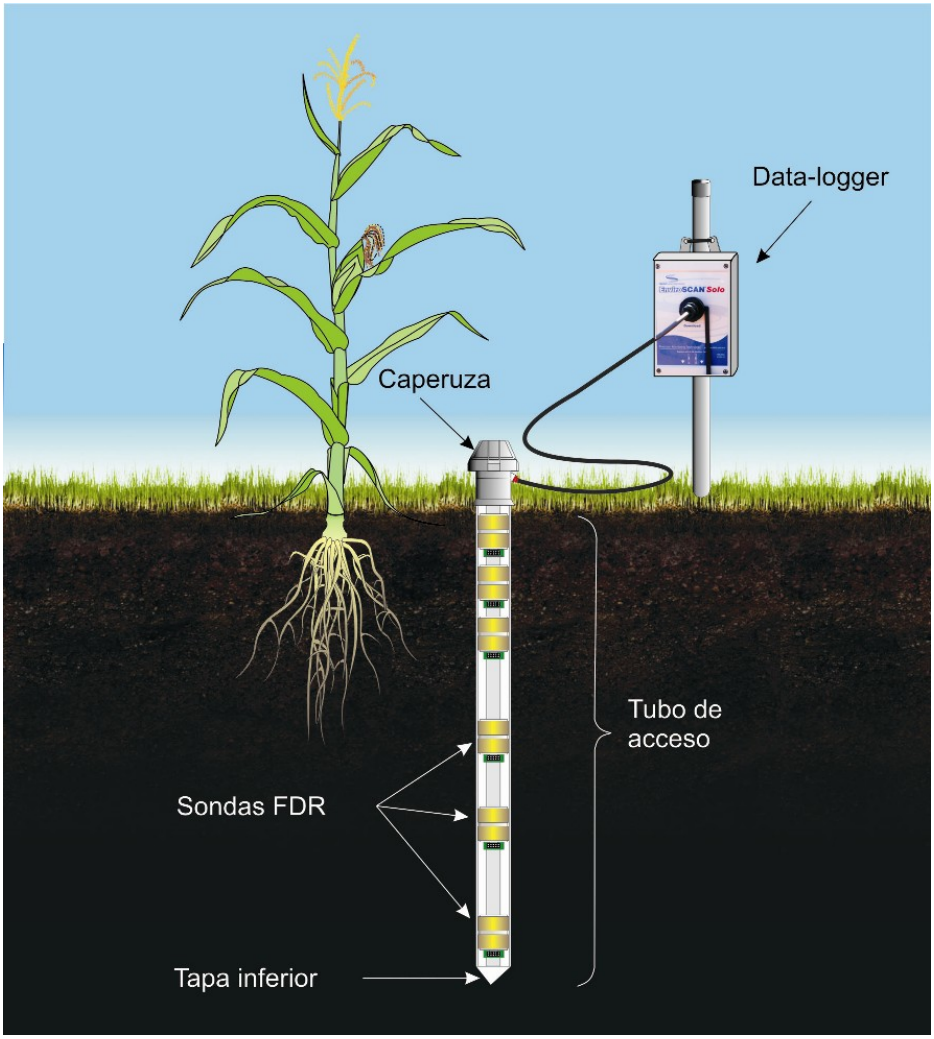


Figura 2. Disposición del tubo de acceso, los sensores y el Capacitor-datalogger en el campo.

Los datos climatológicos fueron registrados en estaciones meteorológicas ubicadas en las dos áreas experimentales.

Para este estudio se escogieron en total nueve episodios de análisis: cuatro en El Abelar y cinco en CIAM. Para escoger cada episodio se tuvo que tomar en cuenta que existiese un periodo seco más o menos prolongado seguido de un periodo de carga mediante aporte de agua a través de precipitaciones considerables, que permitan diferenciar claramente los cambios del contenido de agua en el suelo.

Con ayuda del sofware IrriMAX v.8 (Sentek, Australia), se estimó el tiempo de desplazamiento del agua en el suelo durante los procesos de percolación. Para ello, como se ha explicado anteriormente, en cada uno de los episodios en los que se produjo percolación hasta 1,4 m de profundidad, se determinó el tiempo que transcurre desde que se detecta el aumento de humedad a 0,1 m de profundidad hasta que se alcanza el

pico más alto de humedad en cada uno de las profundidades a las que corresponden los datos de las sondas FDR.

4. Resultados

Se analizaron cuatro episodios en la plantación de eucaliptos y cinco episodios en el cultivo del maíz, tomándose en cuenta la fecha en la que se produjeron aportes significativos de agua mediante las precipitaciones (Tabla 1).

Tabla 1. Datos de Precipitación, humedad volumétrica y velocidad de infiltración del agua en el suelo para cada episodio estudiado, en Mabegondo CIAM y El Abelar

	EL ABELAR			
Episodio de análisis	**Fecha**	**Precipitación. (mm)**	**Humedad Volumétrica. (%)**	**Velocidad Infiltración ($cm.h^{-1}$)**
1	04/Julio/2008	4,75	14,53	16,43
2	10/Julio/2008	18,05	24,09	19,32
3	04/Agosto/2008	10,6	20,14	23,20
4	11/Septiembre/2008	10,07	26,11	24,11
Media		**10,78**	**21,21**	**24,11**
	MABEGONDO (CIAM)			
1	16/Agosto/2008	36,04	8,99	4,99
2	04/Agosto/2008	28,00	24,22	1,08
3	21/Octubre/2008	28,04	22,27	1,31
4	13/Diciembre/2008	55,40	18,29	13,30
5	05/Marzo/2009	36,24	19.38	1,21
Media		**36,24**	**18,63**	**4,37**

Con el uso del Software IrriMAX (Figura 3) se obtienen gráficos espacio-temporales del contenido de agua en cada profundidad donde fueron instaladas las sondas a lo largo del tubo de acceso, y con las herramientas que el software nos ofrece pudimos detectar y estimar los aumentos (cambios) de humedad en cada profundidad a lo largo del tiempo para cada episodio.

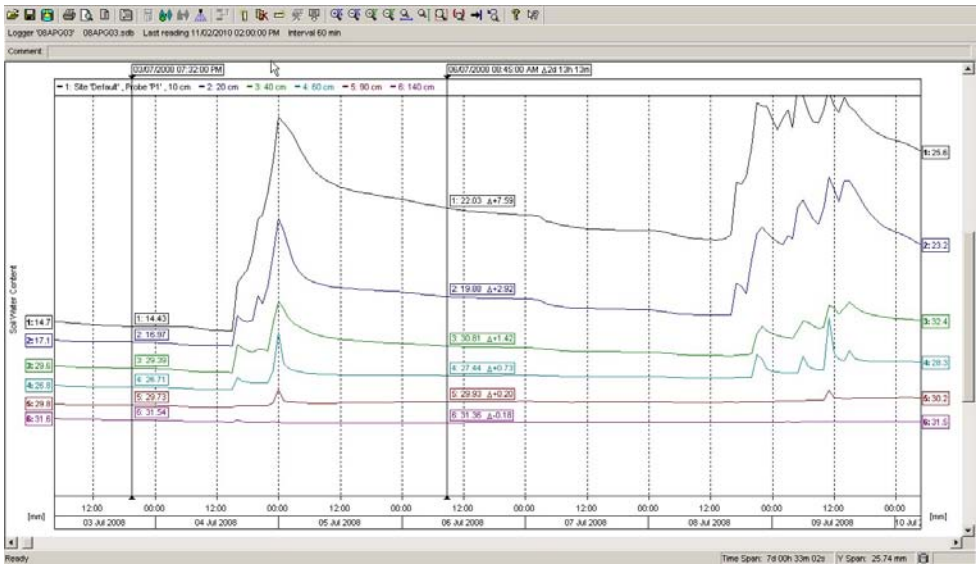


Figura 3. Curvas del contenido hídrico en suelo a diferentes profundidades, mostradas por el IrriMAX v.8

El promedio de aporte de agua de lluvia para los episodios estudiados fue de 10,78 mm en la plantación de eucalipto (El Abelar) y 36 mm en el cultivo de maíz (CIAM). La humedad volumétrica media en las capas superficiales fue 21,21% y 36,24 % para el eucalipto y el maíz respectivamente. La velocidad de infiltración media del agua en el suelo con plantación de eucalipto fue 20,7 cm h^{-1} y 4,37 cm h^{-1} para el suelo con cultivo maíz (Figura 4).

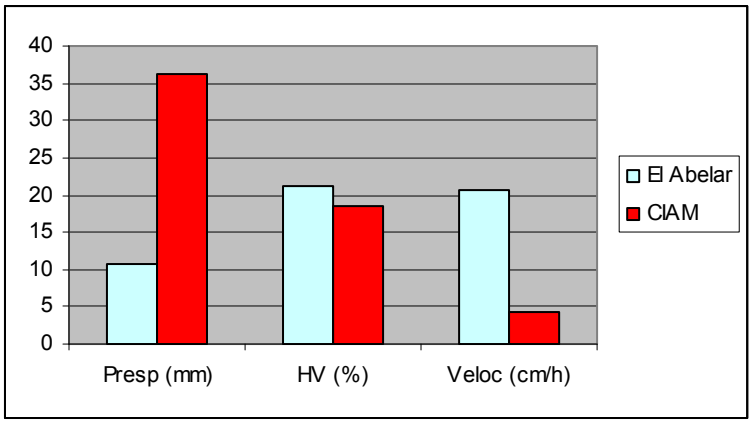


Figura 4. Precipitación (mm) Humedad Volumétrica (%) y velocidad de flujo de agua en el suelo (cm h^{-1})

5. Discusión

Se observó en media una mayor velocidad de flujo de agua en El Abelar, inclusive teniendo esta cuenca un menor aporte de agua mediante las precipitaciones, lo que se puede atribuir a la cobertura vegetal, a la textura del suelo y al contenido de materia orgánica en las capas superficiales.

La mayor pedregosidad que presenta el suelo de El Abelar, le confiere una mayor conductividad hidráulica, (incrementando el riesgo de lixiviación de contaminantes de origen agrícola). Por el contrario, la menor cantidad de gravas y la elevada proporción de limos y arcillas en el suelo de Mabegondo, dificultan y retardan

notablemente la percolación del agua y retienen la humedad en las capas superiores del suelo, constituyendo una barrera eficaz frente a la lixiviación.

Se observó en El Abelar que existe una correlación entre el contenido de humedad del suelo y la velocidad de flujo del agua.

La influencia radicular menos profunda y más intensa permite al cultivo de maíz absorber el agua antes de que se desplace hacia las capas profundas. De este modo, se mantiene la humedad en el nivel radicular del suelo y se evita el drenaje y la lixiviación de contaminantes hacia la zona saturada.

En el suelo cultivado, el nivel freático se encontraba más próximo a la superficie lo que podría explicar su menor velocidad de infiltración con respecto a la obtenida en El Abelar

6. Conclusiones

El uso sondas de capacitancia (FDR) para el estudio de la dinámica del agua en el suelo a diferentes profundidades y el seguimiento del flujo (variación) vertical de la humedad del suelo, mostró ser una herramienta muy sensible y robusta para la investigación en campo. Proporcionando, entre otras informacioness: 1) La aparente capacidad de retención de agua en el suelo a diferentes profundidades. 2) Puede ser observada en tiempo real la distribución espacial vertical de la infiltración del agua en el perfil del suelo, pudiéndose estudiar y analizar la dinámica de agua en el mismo a lo largo del tiempo.

Estas capacidades son necesarias para una mejor comprensión del flujo (dinámica) del agua y agroquímicos en el suelo y los efectos que el pueda ocasionar, dándonos información para una mejor toma de decisiones en la conservación (protección) del medio ambiente incrementando la productividad y disminuyendo la degradación y contaminación de los suelos.

La cobertura vegetal y las características edafológicas influyeron en la retención y la velocidad del flujo de agua en el perfil del suelo, pudiendo la técnica del FDR monitorizar y cuantificar en tiempo real.

En las parcelas con cultivos anuales, en nuestro caso maíz, es recomendable utilizar cultivos de cobertura que protejan al suelo durante los periodos de intercultivo, ya que las frecuentes lluvias del otoño-invierno generan un elevado riesgo de drenaje y lixiviación de contaminantes.

7. Agradecimientos

Agradecimiento al Programa AlBan, Programa de Becas de Alto Nivel de la Unión Europea para América Latina, beca nº E07D403924PE

8. Bibliografía

FAMIGLIETTI, J.S., RYU, D., BERG, A.A., RODELL, M. Y JACKSON, T.J. 2008. Field observations of soil moisture variability across scales. *Water Resour. Res*. 44,

W01423, doi:10.1029/2006 WR005804.

GUBER, A.K., GISH, T.J., PACHEPSKY, Y.A., VAN GENUCHTEN, M.T., DAUGHTRY, C.S.T., NICHOLSON T.J. Y CADY, R.E. 2008. Temporal stability in soil water content patterns across agricultural fields. *Catena* 73, 125-133.

HIDALGO, J., M. PASTAR, J.C. HIDALGO, 2003. Evaluación de una sonda FDR para la estimación de la evolución del contenido de agua en el suelo y para el control de riegos en el olivar. En: *Investigación de la zona no saturada, Vol. VI, ZNS'03*. J. Álvarez-Benedí y P. Marinero (eds.), 171-176.

INGARAMO, O. E., 2003. Indicadorres fisicos de la degradacion del Suelo. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de la Coruña. 121 pp.

PACHEPSKY, Y.A., GUBER, A.K., Y JACQUES, D. 2005. Temporal persistence in vertical distributions of soil moisture contents. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 347–352.

PALTINEANU I. C. Y J. STARR (1997), Real-time soil water dynamics using multisensor capacitance probes: Laboratory calibration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1576

SOTO B., BREA M.A., PÉREZ R., DÍAZ-FIERROS F. (2005). Influence of 7-year old eucaliptus globulus plantation in the low flow of a small basin l. In: The Fourth Inter Celtic Colloquium on Hydrology and Management of Water Resources. Guimarães, Portugal.

VACHAUD, G., A. PASSERAT DE SILANS, P. BALABANIS, Y M. VAUCLIN, 1985. Temporal stability of spatially measured soil water probability density function. *Soil Sci. Soc. Am. J*. 49, 822-828.

Contribución de la materia orgánica disuelta procedente de residuos en la adsorción de plaguicidas en suelos calcáreos

JOSÉ ANTONIO RODRÍGUEZ-LIÉBANA, Mª DOLORES MINGORANCE Y ARÁNZAZU PEÑA

Química de Suelos y Ambiental. Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra (CSIC-Universidad de Granada).

Resumen

En la actualidad existen una serie de prácticas para optimizar los cultivos como la aplicación de lodos de depuradora al suelo para mejorar su calidad y el uso de aguas de baja calidad para riego. Ambos residuos contienen cantidades de materia orgánica que podrían suponer un posible riesgo medioambiental como consecuencia del aumento de la lixiviabilidad de los productos agroquímicos utilizados en la agricultura. En este trabajo se ha investigado el efecto de la materia orgánica disuelta de las aguas residuales depuradas (ARD) y procedente de extractos de lodos urbanos, con diferentes concentraciones de carbono orgánico disuelto (COD) (3 y 9 mg L^{-1}), en la adsorción/desorción de los plaguicidas dimetenamida y fenarimol en tres suelos calcáreos de la provincia de Granada: un suelo muy fértil dedicado a cultivos hortofrutícolas (S1) y otros dos dedicados al olivar (S2 y S3) en régimen de secano. Los datos analizados por cromatografía de gases, previa extracción asistida por microondas, se ajustaron al modelo de Freundlich ($X= K_f \times C_e^{1/n}$).Los valores de K_f ($mg^{1-1/n} L^{1/n} kg^{-1}$) reflejan que la adsorción de fenarimol (3,4-6,4) es mayor que la de dimetenamida (0,5-1,2), de acuerdo con sus coeficientes de partición octanol/agua (K_{ow}) y solubilidad en agua. Para dimetenamida, más polar, la adsorción es mayor en los suelos con un mayor contenido en fracción arcilla. Las fracciones minerales juegan un papel importante en la retención de compuestos relativamente polares en estos suelos con bajo contenido en CO (0,7-1,1%). Las soluciones de COD y de ARD sólo incrementan ligeramente su retención. La adsorción de fenarimol se ordena como S1>S3>S2, directamente relacionada con el contenido en CO de los suelos. La adición de ARD y de soluciones de COD aumenta la retención de fenarimol en S2 y S3. Estos dos suelos, con mayor contenido en arcilla, podrían favorecer la adsorción de la materia orgánica, ofreciendo al plaguicida más posiciones de sorción. El porcentaje de desorción, mayor para dimetenamida (37-95%), menos retenida, que para fenarimol (29-48%), muestra que para ambos plaguicidas la adsorción es un fenómeno parcialmente irreversible (coeficiente de histéresis 0,12-0,93 y 0,36-0,67, respectivamente). Por tanto, el riego con ARD y la aplicación de lodos en suelos calcáreos de la zona Mediterránea no supone un riesgo de contaminación de los acuíferos por parte de estos plaguicidas.

Palabras clave
Aguas residuales, lodos urbanos, adsorción, desorción, riesgo medioambiental

1. Introducción

Actualmente no es posible una agricultura con altos rendimientos sin la utilización de medidas de protección de los cultivos, entre las cuales los plaguicidas

siguen teniendo una participación considerable. La contaminación de aguas subterráneas por estos agroquímicos ha generado problemas medioambientales y toxicológicos, que han sido estudiados por distintos autores para intentar dilucidar los factores que influyen en el comportamiento de los plaguicidas en suelos (TORRENTS & JAYASUNDERA, 1997).

La adsorción de plaguicidas en suelos es debida a sus constituyentes orgánicos y minerales (principalmente arcillas). Los minerales de la arcilla tienen gran protagonismo en la adsorción de cationes orgánicos, pero su importancia en la adsorción de moléculas no iónicas, como es el caso de los plaguicidas estudiados, se limita a suelos con alto contenido en arcilla y bajo en materia orgánica (KAHN et al., 1979; SPARK & SWIFT, 2002). La adsorción desempeña un papel relevante en el impacto medioambiental de los plaguicidas, ya que controla la cantidad de los mismos en la solución del suelo y además determina su persistencia, movilidad y biodisponibilidad (DE JONGE et al., 1996). Por otro lado, la adsorción de plaguicidas no iónicos parece depender, no sólo del contenido en materia orgánica del suelo (SPARK & SWIFT, 2002; COQUET, 2003), sino también de la naturaleza de la misma (AHMAD et al., 2006; ARIAS-ESTÉVEZ et al., 2008).

Por otra parte, en los últimos años se ha observado un aumento en la utilización de aguas residuales depuradas (ARD) para irrigación en agricultura, especialmente en zonas áridas y semiáridas, como consecuencia del aumento de población y de la escasez, cada vez más acusada, de recursos hídricos naturales (MARECOS DO MONTE et al., 1996). El riego con ARD presenta algunas ventajas como el aporte de nutrientes y carbono orgánico disuelto (COD), la mejora de la estructura del suelo y el incremento de producción, aunque por otra parte, supone un riesgo potencial para la salud humana por la propagación de enfermedades infecciosas. Además, la adición de materia orgánica a través de riegos con ARD puede ser un factor clave por sus posibles efectos en el comportamiento de los plaguicidas en suelos (MÜLLER et al., 2007).

2. Objetivos

El objetivo de este estudio ha sido la evaluación del efecto del carbono orgánico disuelto (COD) procedente de aguas residuales depuradas (ARD) y de extractos de lodos urbanos, en el comportamiento de diversos plaguicidas aplicados a suelos representativos del sureste español, mediante la realización de isotermas de adsorción/desorción.. Para ello se ha seleccionado el herbicida dimetenamida y el fungicida fenarimol y tres suelos calcáreos agrícolas de la provincia de Granada (España).

3. Metodología

Suelos y soluciones

Se ha utilizado la capa arable (0-25 cm) de tres suelos calcáreos de la provincia de Granada (Tabla 1). Uno de ellos, de textura franco limosa (S1), situado en la comarca de La Vega de Granada, a orillas del río Genil, es un suelo aluvial muy fértil dedicado a cultivos hortofrutícolas. Los otros dos, de textura arcillosa y franco arcillosa (S2 y S3, respectivamente), están dedicados al olivar en régimen de secano, cultivo muy

extendido en la comarca del Poniente Granadino, la cual se expande por el extremo occidental de la provincia y que está conformada por sierras, valles, vegas y campiñas.

Tabla 1. Características físico-químicas de los suelos empleados (CO, carbono orgánico; CIC, capacidad de intercambio catiónico)

Suelo	pH	CO (%)	CIC (meq_z/100g)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	$CaCO_3$ (%)
S1	8,5	1,1	7,9	31,0	58,0	11,0	24,9
S2	7,9	0,7	18,3	9,9	39,2	50,9	42,1
S3	7,9	0,9	9,8	26,0	41,3	32,7	62,1

Los plaguicidas se prepararon en soluciones de agua Milli-Q (MQ), ARD de la estación depuradora de aguas residuales (EDAR) del área metropolitana de Granada (pH 7,6, conductividad eléctrica 1112 µS cm^{-1}, COD 30 mg L^{-1} y sólidos en suspensión 23 mg L^{-1}) y en soluciones acuosas de 3 y 9 mg L^{-1} de COD, procedentes de la extracción de lodos de la misma EDAR con Na_2HPO_4 0,05 M durante 24 horas (pH 7,3, conductividad eléctrica 9,7 mS cm^{-1}).

Plaguicidas y disolventes

Se usaron estándares de dimetenamida y fenarimol (figura 1) de pureza ≥ 97,5% (Dr. Ehrenstorfer, Alemania), sin purificación adicional. Sus coeficientes de partición octanol/agua (log K_{ow}) son 2,15 y 3,69, y sus solubilidades en agua 1200 y 13,7 mg L^{-1}, respectivamente (TOMLIN, 2003).

La dimetenamida es un herbicida selectivo de preemergencia ligeramente persistente del grupo de las cloroacetamidas. Actúa por traslocación inhibiendo el metabolismo en las membranas celulares e interfiriendo en la síntesis de proteínas, lípidos y otros componentes de las membranas; en conjunto reduce la división celular y termina por destruir la planta afectada. Se suele utilizar en cultivos de maíz y girasol como concentrado emulsionable a altos contenidos de materia activa (90%).

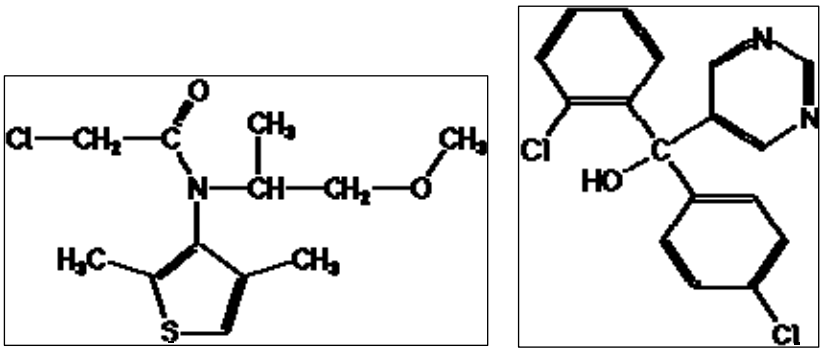


Figura 1. Estructura química de dimetenamida (izquierda) y fenarimol (derecha).

El fenarimol es un fungicida sistémico, con acción preventiva y curativa del grupo de las pirimidinas sustituídas. Se aplica sobre todo en campos e invernaderos de plantas ornamentales y cultivos hortofrutícolas como fresas, viñedos, tomates, pimientos y berenjenas, contra oídios y moteados (TOMLIN, 2003). Las formulaciones suelen ser en forma de concentrado emulsionable o soluciones concentradas con un contenido en materia activa entre 6 y 12%. Se formula solo o en mezcla con otros fungicidas como quinoxifen.

Todos los disolventes utilizados (acetona, hexano y acetato de etilo) fueron de calidad PAR (Pesticide Analysis Residue), para evitar la presencia de impurezas.

Isotermas de adsorción/desorción

Las isotermas de sorción de los plaguicidas se obtuvieron realizando experimentos en equilibrio "batch", utilizando la razón suelo/solución 5 g/20 mL de una mezcla de los plaguicidas con concentraciones entre 0,2 y 5 mg L^{-1} en las diferentes soluciones acuosas mencionadas. Las suspensiones de suelo se agitaron por volteo durante 24 horas a 20±1ºC en una cámara termostatizada. Los ensayos se realizaron por duplicado. Se utilizó una muestra sin suelo de las disoluciones de plaguicidas, como control, para evaluar las posibles pérdidas debidas a procesos de volatilización, degradación o adsorción en las paredes de los tubos de los plaguicidas.

La desorción se realizó con la misma cantidad de suelo y la mayor concentración de plaguicidas (5 mg L^{-1}) reemplazando una alícuota de 10 mL del sobrenadante con otros 10 mL de la solución sin plaguicidas. Tras cada etapa de 24 horas, las suspensiones de suelo se agitaron nuevamente y se mantuvieron a 20ºC. Se completaron un total de cuatro etapas consecutivas de desorción, realizando ensayos por duplicado y utilizando un control sin suelo de la misma forma que en los experimentos de sorción.

Extracción y análisis de datos

Una vez realizados los experimentos en batch, las suspensiones de suelo se centrifugaron a 3000 rpm durante 10 min. Se trasvasaron 2 mL del sobrenadante a vasos cerrados de PTFE para su extracción por microondas con 5 mL de acetato de etilo, previa adición de 20 µL de un estándar de bromopropilato a 100 mg L^{-1} en hexano, para la cuantificación por estándar interno. La mezcla orgánica, enfriada a -80 ºC para retirar la fase acuosa, se evaporó a sequedad en rotavapor a 40 ºC. Por último, el residuo seco se disolvió en 1 mL de n-hexano.

La determinación de la concentración de los plaguicidas en disolución se realizó mediante cromatografía de gases (Agilent 6890 Series II equipado con un detector de microcaptura electrónica (µ-ECD) y un inyector automático 6890 Series, Agilent).

Los datos obtenidos se ajustaron a la isoterma de Freundlich que proporciona una buena descripción de los resultados experimentales. La ecuación correspondiente es:

$$X = K_f C_e^{1/n}$$ y en su forma logarítmica

$$\log X = \log K_f + 1/n \log C_e$$

donde X es la cantidad de plaguicida adsorbido en el suelo (mg kg^{-1} suelo), C_e es la concentración de plaguicida en la disolución acuosa en equilibrio (mg L^{-1}), K_f es el coeficiente de adsorción ($mg^{1-1/n}$ $L^{1/n}$ kg^{-1}) y 1/n es un parámetro característico del suelo y del plaguicida. Cuando 1/n = 1 el coeficiente de adsorción es equivalente al coeficiente de distribución del soluto entre la solución y la superficie sólida (K_d) (CALVET, 1989).

Para la desorción los datos también se ajustaron a la ecuación de Freundlich. Cuando existe histéresis K_{fd} y $1/n_d$ son diferentes a los parámetros equivalentes de adsorción (K_f y $1/n_a$), definiéndose el coeficiente de histéresis (H) como la relación $1/n_d$ / $1/n_a$ (CALVET, 1989). El fenómeno de histéresis aparece cuando los puntos correspondientes al equilibrio de desorción no coinciden con los de la isoterma de adsorción. Este fenómeno depende en gran medida de los mecanismos de adsorción. Sin embargo, es aconsejable considerar fenómenos secundarios como degradación o fijación química cuando se interpretan los datos de desorción. El porcentaje de desorción (D) se define como la relación entre la cantidad de plaguicida adsorbida en el suelo al final de los cuatro ciclos de desorción y la cantidad de plaguicida adsorbida en el suelo antes de comenzar la desorción.

4. Resultados

En la Tabla 2 se muestran los parámetros de adsorción y de desorción obtenidos para dimetenamida y fenarimol, con los diferentes sistemas suelo-solución ensayados. Los datos se ajustaron bien a la ecuación de Freundlich con valores de R^2 >0,9 en todos los casos, excepto en uno (**9 COD-S1)**.

Tabla 2. Constantes de adsorción y parámetros de desorción de los plaguicidas para los suelos S1-S3. Soluciones empleadas Agua Milli Q (MQ), aguas residuales depuradas (ARD) y soluciones de COD a varias concentraciones

	DIMETENAMIDA					**FENARIMOL**				
	K_f ($mg^{1-1/n}$ $L^{1/n}$ kg^{-1})	**1/n**	**R^2**	**D (%)**	**H**	**K_f ($mg^{1-1/n}$ $L^{1/n}$ kg^{-1})**	**1/n**	**R^2**	**D (%)**	**H**
MQ-S1	0,54±0,05	1,06±0.07	0,93	37±1	0,12	5,80±0,18	0,81±0,02	0,99	29±1	0,36
3 COD-S1	0,72±0,04	0,92±0.05	0,96	37±14	0,34	6,31±0,23	0,78±0,02	0,98	32±1	0,41
9 COD-S1	0,71±0,08	0,76±0.08	0,89	76±8	0,86	6,38±0,38	0,73±0,04	0,96	35±2	0,41
ARD-S1	0,82±0,03	0,86±0.06	0,94	38±1	0,21	5,76±0,16	0,80±0,02	0,99	35±2	0,55
MQ-S2	1,11±0,08	0,80±0.05	0,96	54±9	0,36	3,42±0,22	0,72±0,05	0,93	45±2	0,67
3 COD-S2	1,22±0,08	0,90±0.06	0,93	51±6	0,34	4,38±0,13	0,86±0,02	0,99	44±1	0,37
9 COD-S2	0,97±0,06	1,01±0.05	0,96	42±2	0,23	4,46±0,13	0,84±0,02	0,99	44±2	0,58
ARD-S2	1,20±0,05	1,06±0.04	0,98	54±4	0,30	4,40±0,21	0,84±0,04	0,97	48±3	0,54
MQ-S3	0,63±0,03	0,80±0.03	0,98	72±8	0,66	4,25±0,11	0,79±0,02	0,99	41±2	0,49
3 COD-S3	0,70±0,05	0,94±0.06	0,95	95±7	0,93	5,02±0,20	0,84±0,03	0,98	38±1	0,46
9 COD-S3	0,60±0,05	0,98±0.07	0,93	49±9	0,19	5,12±0,11	0,83±0,02	0,99	45±1	0,61
ARD-S3	0,84±0,05	0,66±0.05	0,91	40±3	0,35	4,34±0,20	0,82±0,03	0,97	43±1	0,66

Se observa que las constantes de adsorción K_f ($mg^{1-1/n}$ $L^{1/n}$ kg^{-1}) del fenarimol (3,4-6,4) son mayores que las de dimetenamida (0,5-1,2), lo cual está de acuerdo con sus valores de K_{ow} y solubilidad en agua. Otros autores han encontrado valores de K_f para la dimetenamida distintos, como 0,39 (VASILAKOGLOU et al., 2001) o en el rango 0,61-6,87 (ARCHANGELO et al., 2004). Esta variabilidad en los resultados debe estar relacionada con las diferencias existentes en las propiedades de los suelos estudiados por estos autores en cuanto a su contenido en fracción arcilla (22-75 %) y en carbono orgánico (0,68-8,53 %).

Las isotermas de adsorción de dimetenamida son, en general, cercanas a la linealidad con valores de 1/n, en la mayoría de los casos, entre 0,85-1,06. Son de tipo C, según la clasificación de GILES et al. (1960), para la que la adsorción del soluto sigue un mecanismo de reparto sin un límite aparente en la adsorción. Para el resto de los casos de dimetenamida (9 COD-S1, MQ-S2, MQ-S3 y ARD-S3) y para todos los ensayos realizados con fenarimol, la isoterma fue de tipo L, con valores de $1/n < 1$. Este tipo de isoterma se caracteriza porque las posiciones de adsorción disponibles decrecen conforme aumenta la concentración del soluto en solución.

Como muestra el parámetro D, la desorción de dimetenamida (37-95%), menos retenida, fue mayor que la de fenarimol (29-48%), de acuerdo de nuevo con sus propiedades físico-químicas. No se observan diferencias en la desorción de fenarimol para un mismo suelo con respecto a la solución utilizada, sin embargo esto sí parece influir en la desorción de dimetenamida.

5. Discusión

En la figura 2 se muestran las isotermas de adsorción y desorción de dimetenamida y fenarimol para cada una de las soluciones y suelos ensayados. La capacidad de adsorción y desorción difiere en función de la polaridad de los plaguicidas, de acuerdo con otros estudios de adsorción en suelos de compuestos no iónicos (PIGNATELLO & XING, 1996; BENOIT et al, 2008).

La adsorción de dimetenamida sigue el orden S2>S3~S1, directamente relacionada con la capacidad de cambio catiónico y el contenido en fracción arcilla de los suelos. Algunos autores han demostrado que la materia orgánica es el factor más importante, tanto en la adsorción como en la bioactividad de las cloroacetamidas (WEBER & PETER, 1982; PETER & WEBER, 1985; CLAY et. al., 1997; OLIVEIRA et al., 2001). TORRENTS et al. (1997) afirman que los herbicidas del grupo de las cloroacetamidas, como la dimetenamida, pueden ser adsorbidos en la materia orgánica por transferencia de carga o fuerzas de Van der Waals entre el núcleo aromático y los anillos aromáticos de la superficie de la materia orgánica o por puentes de hidrógeno entre el oxígeno carbonílico del grupo amida del herbicida y el hidrógeno de los grupos carboxílicos e hidroxílicos presentes en la materia orgánica. La importancia relativa de la materia orgánica respecto a los componentes minerales del suelo en la adsorción de sustancias químicas apolares no iónicas, como las cloroacetamidas, es objeto de debate. ARCHANGELO et al. (2004) han encontrado que, la adsorción de dimetenamida, además de con el carbono orgánico,se correlaciona positivamente con la capacidad de cambio catiónico, indicando que hay que tener en cuenta otras propiedades de los suelos en la adsorción de este plaguicida. Igualmente, PETER & WEBER (1985) hallaron incrementos en la adsorción de otras cloroacetamidas con el aumento del contenido en

arcilla. Mientras que ROY & KRAPAC (1994) demostraron que el contenido y el tipo de arcilla, desempeñan un papel significativo en la adsorción de plaguicidas cuando el contenido en carbono orgánico de los suelos es inferior al 1 %.

El uso de ARD y soluciones de COD parece incrementar la adsorción de dimetenamida, sobre todo en S1, el suelo menos arcilloso. Esto podría deberse a que en suelos con un bajo contenido en fracción arcilla, la materia orgánica tendría un papel más relevante en la interacción sorbato-sorbente.

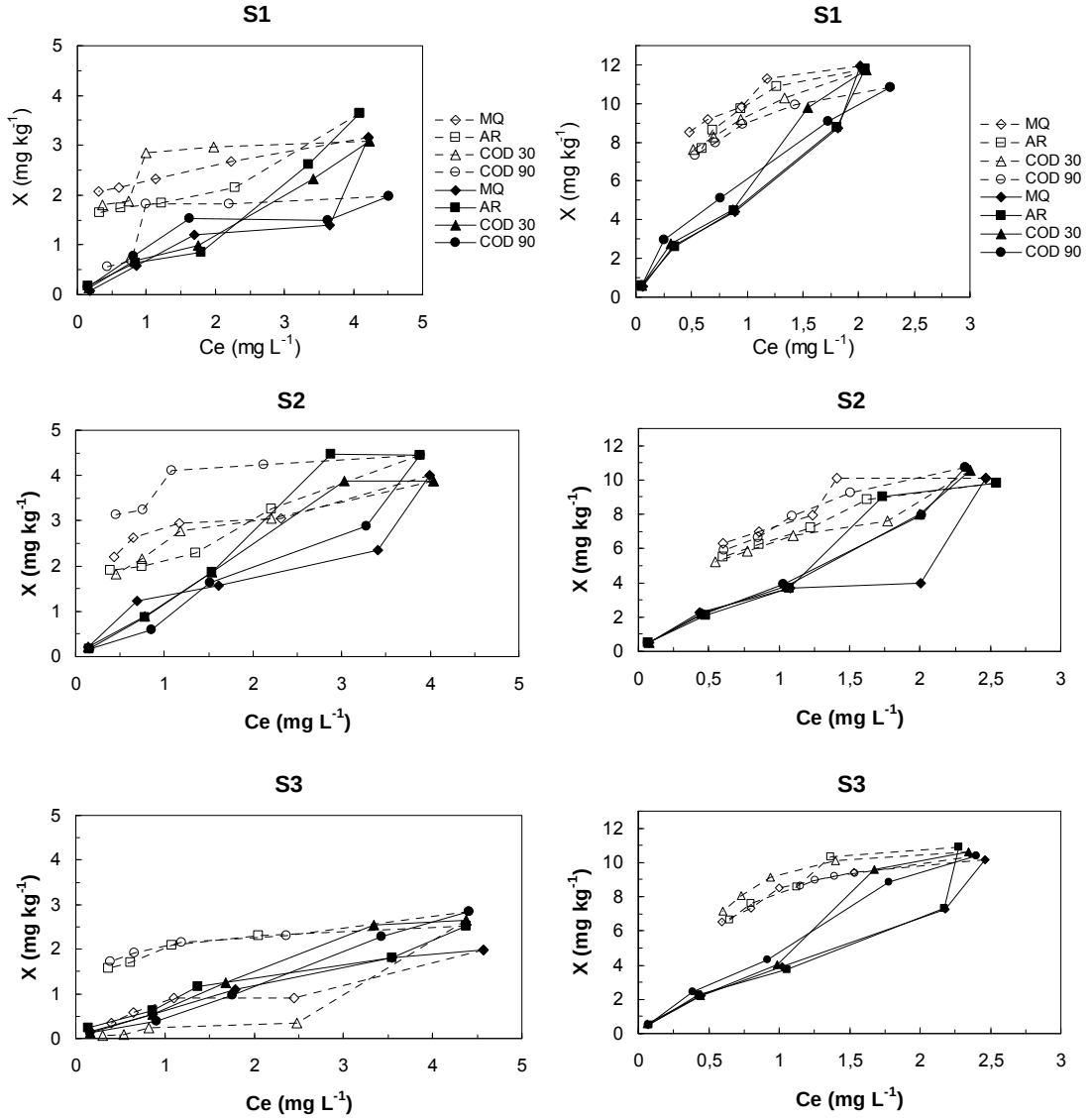


Figura 2. Isotermas de adsorción (línea continua) y desorción (línea discontinua) para dimetenamida (izquierda) y fenarimol (derecha).

La adsorción de fenarimol se ordena según S1>S3>S2, de acuerdo con el CO de los suelos, aunque en suelos con bajo contenido en CO (<2%), es difícil establecer un papel relevante de la materia orgánica (HERNÁNDEZ-SORIANO et al., 2007). En los tres suelos, el uso de soluciones de COD procedentes de lodos urbanos parece aumentar la retención del fenarimol, con respecto al control ensayado con agua. Esto podría deberse a la formación de complejos COD-plaguicida que serían retenidos de forma

conjunta en la matriz del suelo y/o a la adsorción de COD que conduciría a la formación de posiciones adicionales de adsorción para el plaguicida (MÜLLER et al., 2007). Sin embargo, el uso de ARD no parece afectar el comportamiento de adsorción para el fenarimol, excepto en S2 donde se mejora la retención del plaguicida. La naturaleza y fuente de COD puede ser un factor importante en la formación de complejos COD-plaguicida (SEOL & LEE, 2000). Por ejemplo, LEE & FARMER (1989) demostraron que los ácidos fúlvicos son menos efectivos en la formación de complejos con los plaguicidas que los ácidos húmicos. La variación en la reactividad del CO no puede relacionarse sólo con la naturaleza y origen de la materia orgánica, sino también con la naturaleza de la fracción mineral a la que está adsorbida (MURPHY et al., 1992).

Como ya se ha indicado, la desorción de dimetenamida es mayor que la de fenarimol para los tres suelos. El porcentaje de desorción (D) indica que para ambos plaguicidas la adsorción es un fenómeno parcialmente irreversible, con coeficientes de histéresis (H) entre 0,12-0,93 y 0,36-0,67 para dimetenamida y fenarimol, respectivamente. Otros autores han observado características similares de histéresis en la desorción de algunas cloroacetamidas (CLAY & KOSKINEN, 1990; XUE & SELIM, 1995; ARCHANGELO et al., 2004).

La desorción de fenarimol se ordena de forma inversa a la adsorción S2>S3>S1, es decir, a mayor contenido en carbono orgánico del suelo menor desorción, lo que podría confirmar la importancia de la materia orgánica en el comportamiento de este plaguicida en suelos. El uso de soluciones de COD y ARD en nuestros ensayos no parece afectar la desorción del fenarimol para los tres suelos, permaneciendo D prácticamente constante con respecto al control con agua. Sin embargo, para la dimetenamida se observan efectos diferentes según los suelos. Puede ocurrir que el COD sea retenido en las posiciones activas del suelo, aumentando la retención y disminuyendo la desorción de la dimetenamida, o bien que quede en solución con el correspondiente aumento de la solubilidad y, por tanto, de la desorción. Dependiendo del suelo y de la concentración y el origen de la materia orgánica (ARD o lodos) se favorece más un efecto u otro. En la Tabla 2 se observa que en el suelo S2, la desorción de dimetenamida parece que está menos influenciada por el uso de las distintas soluciones.

6. Conclusiones

La evaluación del efecto del carbono orgánico disuelto (COD) procedente de aguas residuales depuradas (ARD) y de extractos de lodos urbanos en el comportamiento de distintos plaguicidas en suelos calcáreos agrícolas ha demostrado que el empleo de diferentes soluciones de COD incrementa ligeramente la adsorción del fenarimol en los tres suelos estudiados, aunque el uso de ARD no parece alterar su comportamiento. La retención de la dimetenamida parece verse menos influenciada por el uso de ARD o de soluciones de COD, excepto en el suelo S1 en el que aumenta la adsorción. Además, ambos plaguicidas muestran fenómenos de histéresis en su desorción, lo que indica que la adsorción no es totalmente reversible, por lo que podemos concluir que el uso de ARD para el riego y la aplicación de lodos urbanos en suelos agrícolas calcáreos, tras la aplicación de dimetenamida y fenarimol, no supone un mayor riesgo de contaminación de las aguas subterráneas. Sin embargo, sería necesario ampliar el estudio a un mayor número de suelos y utilizar concentraciones mayores de COD procedente de lodos, para poder establecer esta hipótesis con mayor rigor.

7. Agradecimientos

Esta investigación se encuadra dentro del proyecto financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (CGL2007-60355), cofinanciado con fondos FEDER. Asimismo, los autores agradecen al CSIC la concesión de una beca predoctoral JAE-Pre y a la empresa EMASAGRA S.A. (Granada) por el suministro de aguas residuales y lodos urbanos.

8. Bibliografía

AHMAD, R., NELSON, P.N., KOOKANA, R.S., 2006. The molecular composition of soil organic matter as determined by 13C NMR and elemental analyses and correlation with pesticide sorption. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 883-893.

ARCHANGELO, E.R., KARAM, D., FERREIRA, F.A., PRATES, H.T., FERREIRA, L.R., CARDOSO, A.A., 2004. Sorption, desorption and leaching potential of dimethenamid in Brazilian soils. *Planta-Daninha* 22, 3, 467-477.

ARIAS-ESTÉVEZ, M., LÓPEZ-PERIAGO, E., MARTÍNEZ-CARBALLO, E., SIMAL-GÁNDARA J., MEJUTO, J.C., GARCÍA-RÍO, L., 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agr. Ecosyst. Environ.* 123, 247-260.

BENOIT, P., MADRIGAL, I., PRESTON, C.M., CHENU, C., BARRIUSO, E., 2008. Sorption and desorption of non-ionic herbicides onto particulate organic matter from surface soils under different land uses. *Eur. J. Soil Sci*. 59, 178-189.

CALVET, R., 1989. Adsorption of organic chemicals in soils. *Environ. Health Persp.* 83, 145-177.

CLAY, S.A., KOSKINEN, W.C., 1990. Characterization of alachlor and atrazine desorption from soil. *Weed Sci*. 38, 74-80.

CLAY, S.A., MOORMAN, T.B., CLAY, D.E., SCHOLES, K.A., 1997. Sorption and degradation of alachlor in soil and aquifer material. *J. Environ. Qual*. 26, 1348-1353.

COQUET, Y., 2003. Sorption of pesticides atrazine, isoproturon, and metamitron in the Vadose Zone. *Vadose Zone J.* 2, 40-51.

DE JONGE, R.J., BREURE, A.M., VAN ANDEL, J.G., 1996. Reversibility of adsorption of aromatic compounds onto powdered activated carbon (PAC). *Water Res.* 30, 4, 883-892.

GILES, C.H.; McEWAN, T.H.; NAKHWA, S.N.; SMITH, D., 1960. Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. *J. Chem. Soc.* 3, 3973-3993.

HERNÁNDEZ-SORIANO, M.C., MINGORANCE, M.D., PEÑA, A., 2007. Interaction of pesticides with a surfactant-modified soil interface: Effect of soil properties. *Colloid Surface A* 306, 1-3, 49-55.

KAHN, A., HASSETT, J.J., BANWART, W.L., MEANS, J.C., WOOD, G., 1979. Sorption of acetophenone by sediments and soils. *Soil Sci*. 128, 5, 297-302.

LEE, D.Y., FARMER, W.J., 1989. Dissolved organic matter interaction with napropamide and four other non-ionic pesticides. *J. Environ. Qual*. 18, 468-474.

MARECOS DO MONTE, M.H.F., ANGELAKIS, A.N., ASANO, T., 1996. Necessity and basis for establishment of European guidelines for reclaimed wastewater in the Mediterranean region. *Wat. Sci. Technol*. 33, 303-316.

MÜLLER, K.; MAGESAN, G.N.; BOLAN, N.S., 2007. A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil. *Agr. Ecosyst. Environ.* 120, 93-116.

MURPHY, E.M., ZACHARA, J.M., SMITH, S.C., PHILLIPS, J.L., 1992. The sorption of humic acids to mineral surfaces and their role in contaminant binding. *Sci. Total Environ*. 117/118, 413-423.

OLIVEIRA JR., R.S., KOSKINEN, W.C., FERREIRA, F.A., 2001. Sorption and leaching potencial of herbicides on Brazilian soils. *Weed Res*. 41, 97-110.

PETER, C.J., WEBER, J.B., 1985. Adsorption, mobility and efficacy of alachlor and metolachlor as influenced by soil properties. *Weed Sci*. 33, 6, 874-881.

PIGNATELLO, J.J., XING, B., 1996. Mechanism of slow sorption of organic chemicals to natural particles. *Environ. Sci. Technol*. 30, 1-11.

ROY, W.R., KRAPAC, I.G., 1994. Adsorption and desorption of atrazine and deethylatrazine by low organic carbon geologic materials. *J. Environ. Qual*. 23, 549-556.

SEOL, Y., LEE, L.S., 2000. Effect of dissolved organic matter in treated effluents on sorption of atrazine and prometryn by soils. *Soil Sci. Soc. Am. J*. 64, 1976-1983.

SPARK, K.M., SWIFT, R.S., 2002. Effect of soil composition and dissolved organic matter on pesticide sorption. *Sci. Total Environ.* 298, 147-161.

TOMLIN, C.D.S., 2003 The Pesticide Manual, British Crop Protection Council, Alton.

TORRENTS, A., JAYASUNDERA, S., 1997. The sorption of nonionic pesticides onto clays and the influence of natural organic carbon. *Chemosphere* 35, 7, 1549-1565.

TORRENTS, A., JAYASUNDERA, S., SCHMIDT, W., 1997. Influence of the polarity of organic matter on the sorption of acetamide pesticides. *J. Agric. Food. Chem*. 45, 8, 3320-3325.

VASILAKOGLOU, I.B., ELEFTHEROHORINOS, G., DHIMA, K.B., 2001. Activity, adsorption and mobility of three acetanilide and two new amide herbicides. *Weed Res.* 41, 533-546.

WEBER, J.B., PETER, C.J., 1982. Adsorption, bioactivity and evaluation of soil tests for alachlor, acetochlor and metolachlor. *Weed Sci*. 30, 1, 14-20.

XUE, S.K., SELIM, H.M., 1995. Modeling adsorption-desorption kinetics of alachlor in a Typic Fragiudalf. *J. Environ. Qual*. 24, 896-903.

Utilización de residuos orgánicos e inorgánicos en la inmovilización de Zn, As, Cd y Pb en suelos de zonas mineras. Una experiencia en columna.

GONZÁLEZ ANDRÉS, V[1].; GARCÍA FERNÁNDEZ, I[1].; DE HARO LOZANO S[1].; DEL MORAL TORRES F[1].; SANCHÉZ GARRIDO J. A[1], MELGAR RAMIREZ R.[2]; SIMÓN TORRES M.

[1] Dpto. de Edafología y Química Agrícola.CITE IIB, Universidad de Almería. Carretera Sacramento s/n, 04120 Almería.
[2] IFAPA. Centro La Cañada. (CAP Junta de Andalucía). Almería.

Resumen
Un suelo contaminado fue enmendado con 17 combinaciones de materiales inorgánicos (lodo de corte y pulido del mármol) y orgánicos (residuos agrícolas de invernaderos compostados y vermicompostados). En el suelo con y sin enmiendas se analizaron los lixiviados y solución del suelo. En el suelo sin enmiendas, ambas soluciones presentaron una elevada fuerza iónica y alta concentración en elementos traza. Cuando el suelo se enmendó sólo con lodo de corte y pulido del mármol, el $CaCO_3$ neutralizó los H^+ presentes, incrementó el pH y disminuyó bruscamente la concentración de elementos solubles. Cuando el suelo se enmendó sólo con componentes orgánicos (compost y vermicompost), los H^+ no se neutralizaron y la concentración de elementos traza permaneció elevada. Cuando el suelo se enmendó con una mezcla binaria ($CaCO_3$ - materia orgánica), los resultados fueron similares a los de los suelos enmendados solo con $CaCO_3$, aunque los enmendados con la cantidad más baja de lodo del mármol (40 g kg^{-1}) muestra una concentración más elevada en elementos disueltos. Por tanto, los suelos contaminados por residuos de minas de azufre deben ser enmendados fundamentalmente con materiales inorgánicos ricos en $CaCO_3$ y la cantidad añadida debe ser superior a 40 g $CaCO_3$ kg^{-1}. Cuando se añaden enmiendas orgánicas al suelo contaminado, los lixiviados tienden a incrementar su concentración en elementos potencialmente tóxicos, incrementando el riesgo de dispersión de contaminantes y la contaminación de los suelos y aguas subterráneas con los que se pongan en contacto.

Palabras clave
Azufre, elementos traza, contaminación de suelos, enmiendas, dispersión.

1. Introducción

La provincia de Almería (Sureste España), desde el Mioceno, se ha visto afectada por una intensa actividad tectónica, volcánica e hidrotermal. Las inyecciones hidrotermales a través del complejo sistema de fallas que se creó, dieron lugar a vetas ricas en diversos metales (hierro, plomo, cobre, plata e, incluso, oro); lo que desde muy antiguo propició una importante actividad minera. El inicio de la minería de S se remonta a 1874, año en el que se registraron las primeras concesiones en el paraje de los de las Balsas de Gádor con los nombres de "La Familia" y "La Gracia" (GIL, 1883). A principios del siglo XX comienzan las labores mineras en el coto de Benahadux, en una concesión denominada "El Trovador". Esta zona conoció pronto un auge importante de

las explotaciones de alunita (MARÍN, 1911), tomando más tarde importancia el azufre hacia los años 1920-1930 (VARGAS, 1919, WILLIAMS, 1936). La producción de azufre estuvo ligada en gran medida al consumo local, con destino a los parrales de la provincia de Almería. Actualmente, los vestigios de la antigua actividad minera se pueden apreciar en las numerosas ruinas de construcciones mineras y hornos de fundición que salpican toda la provincia de Almería, así como en los millones de toneladas de residuos y lodos ricos en elementos traza que se esparcen por su superficie. La consecuencia directa en el medio ambiente, es la contaminación del suelo con una ausencia inicial de la vegetación o la pérdida de su productividad, y la disminución de la biodiversidad; así como la contaminación del aire y de las aguas superficiales y subterráneas (WONG, 2003).

Son muchos los autores que han estudiado los mecanismos de recuperación de suelos contaminados mediante tratamientos físicos, químicos, y biológicos (SCULLION, 2006). Los mecanismos de inmovilización química de contaminantes se basan en la adsorción del metal, formación de complejos metálicos insolubles, precipitación y reacciones redox que dan lugar a formas inmóviles, reduciendo la movilidad del contaminante y el riesgo de biodisponibilidad y dispersión. Dentro de los enmiendas más utilizadas se incluyen calizas (PÉREZ SIRVENT el al., 2007, SIMÓN et al., 2005, MENCH et al. 1994, SPARKS 1995), zeolitas (QUEROL et al 2006, GWOREK, 1992, CHLOPECKA AND ADRIANO, 1997, BOISSON et al. 1999, KALANTARI et al. 2006), óxidos de hierro y manganeso (MENCH et al., 1994, HARTLEY et al. 2004), fosfatos (MA et al. 1995, BOISSON et al. 1999, entre otros), y materia orgánica (LUDWIG et al. 2002, BROWN et al. 2003).

La provincia de Almería tiene dos fuentes principales de ingresos pertenecientes al sector primario: la agricultura bajo plástico y la industria del mármol. Ambas generan gran cantidad de residuos cuyo vertido incontrolado los convierte en residuos potencialmente contaminante. La minería del mármol genera lodos, procedentes del corte y pulido, con un elevado contenido en carbonato cálcico (LM); mientras que la agricultura bajo plástico produce residuos con un elevado contenido en materia orgánica que puede ser compostada (CM) o vermicompostada (VC).

2. Objetivos

El objetivo del presente trabajo es utilizar los residuos arriba citados, solos y en combinación, a fin de disminuir la toxicidad y dispersión de contaminantes de los residuos mineros que salpican la superficie de Almería.

3. Metodología

Para el estudio se seleccionó un suelo ácido (pH= 2,67) contaminado desarrollado sobre los residuos de la explotación del Trovador (Figura 1), cercana a núcleos de población como Benahadux. El suelo se secó al aire y se tamizó a 2 mm. A dicho suelo se le adicionaron diferentes concentraciones de lodo del mármol (40, 60 y 80 g LM kg^{-1} suelo seco) y residuos de invernaderos compostados y vermicompostados (20, 40 y 60 g CM o VM kg^{-1} suelo seco), solos o en combinaciones binarias LM-CM y LM-VM. En total se prepararon 27 muestras de suelo con y sin enmiendas, los cuales fueron etiquetados con una cifra de tres dígitos. El primer dígito representa el contenido

en LM, el segundo el contenido en CM, y el tercero el contenido en VM, todos expresados en porcentaje en peso.

Las 27 muestras de suelo se pusieron en una columna de vidrio de 16 cm de largo, con un diámetro interno de 5 cm, estrechándose la base hasta 0,4 cm. La base de la columna se selló con lana de vidrio para retener la muestra en la columna. A cada columna se le añadieron 200 g de suelo y 120 cm^3 de agua desionizada con una velocidad de flujo de 10 cm^3 h^{-1}, recogiendo los lixiviados (L). Inmediatamente después se extrajo la fase soluble del suelo (S) mediante una microsonda (Rhizon Soil Moisture Sampler 2,5 mm). La conductividad eléctrica, Eh y pH de L y S se midieron inmediatamente, y las soluciones se filtraron a través de un filtro de celulosa (0,45-□m), previamente acidulado. Las soluciones se almacenaron a <4ºC hasta análisis. La fuerza iónica de L y S, se estimó a partir de la conductividad eléctrica (SIMÓN & GARCÍA 1999). Fe y Al solubles se midieron por absorción atómica (GBC906AA), y los SO_4^{-2} por cromatografía iónica en un Dionex DX-120.

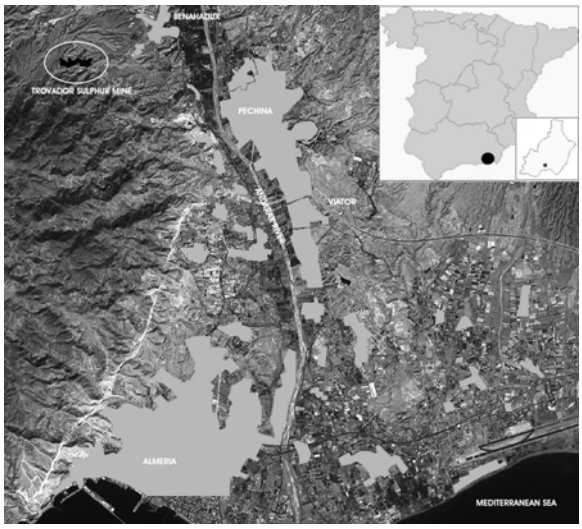


Figura. 1. Localización de la zona de estudio

La textura (en el suelo y lodo de mármol) se determinó por el método de la pipeta de Robinson (LOVELAND & WHALLEY, 1991). El contenido en carbonato cálcico equivalente se analizó por el método de WILLIAMS (1948) y el carbono total por combustión seca en un analizador LECO SC-144DR. El carbono orgánico se determinó por diferencia entre el carbono total y el carbono inorgánico. La capacidad de cambio catiónico se determinó con Acetato sódico 1 M a pH 8,2. El pH se midió en una suspensión, suelo: agua, 1:2,5. El contenido total en elementos mayoritarios (S, Fe, Al) se determinó por fluorescencia de rayos X en un espectrofotómetro Philips PW-1404. Tanto al suelo contaminado como a las enmiendas finamente molidos (<0,05 mm) se les efectuó una digestión ácida (HNO_3 + HF). En cada muestra digerida, lixiviado y solución del suelo, se midió la concentración en elementos traza por ICP-MS, con un espectrofotómetro PerkinElmer SCIEX ELAN-5000A.

4. Resultados

El suelo presenta una textura arenosa franca, elevada acidez y conductividad eléctrica (CE), baja capacidad de cambio (CCC) y alto contenido en Zn, Cd, Pb y As

(Tabla 1). El lodo de corte y pulido del mármol (LM) tiene alto contenido en carbonato cálcico, pH básico, baja capacidad de cambio, baja conductividad eléctrica y baja concentración en elementos potencialmente tóxicos. Compost (CM) y vermicompost (VM) presentan muy elevado contenido en carbono orgánico, alta capacidad de cambio catiónico y relativamente baja concentración en elementos tóxicos (As, Zn, Cd y Pb). La diferencia fundamental entre las enmiendas orgánicas es la conductividad eléctrica, más elevada en el CM.

Tabla 1. Características del suelo y enmiendas utilizadas en este estudio.

		Enmiendas		
	Suelo	LM	CM	VM
CCC ($cmol_+ kg^{-1}$)	5,1	3,6	47,9	41,3
$CaCO_3$ (%)	-	99,0	-	-
pH	2,7	8,5	8,8	8,6
CE ($dS\ m^{-1}$)	36,0	2,0	7,2	1,5
CO (%)	-	-	41,7	35,4
Arena (%)	66,8	3,6	-	-
Limo (%)	20,2	64,2	-	-
Arcilla (%)	13,0	32,2	-	-
S ($g\ kg^{-1}$)	125	-	2,2	1,2
Fe ($g\ kg^{-1}$)	104	1,1	4,8	2,5
Al ($g\ kg^{-1}$)	67,0	1,9	1,6	0,8
Cd ($mg\ kg^{-1}$)	5,6	0,2	0,1	0,1
As ($mg\ kg^{-1}$)	245	3,8	1,3	0,2
Zn ($mg\ kg^{-1}$)	1000	7,1	70,4	22,7
Pb ($mg\ kg^{-1}$)	1266	1,2	17,2	13,7

En general, el pH en lixiviados y en la solución del suelo (Figura 2) es muy similar y claramente superior al de los suelos no enmendados (pH≈1); aunque cuando sólo se utilizan enmiendas orgánicas el incremento en el pH es muy pequeño y lixiviados y solución del suelo siguen siendo ácidos (pH< 2,5). La concentración iónica, estimada a partir de la fuerza iónica (FI) presenta un comportamiento opuesto al pH, disminuyendo en los suelos enmendados con LM (sólo o en combinación) y incrementándose claramente en los suelos enmendados exclusivamente con CM y VM. Un comportamiento similar a la FI presentan las concentraciones de sulfatos, hierro y aluminio. En general, la concentración iónica en los lixiviados es mayor que en la solución del suelo, especialmente en el suelo enmendado con sólo con CM y VM donde, en muchos casos, dicha concentración llega a superar a la del suelo no enmendado.

La concentración en elementos traza sigue un comportamiento similar a la de los elementos mayoritarios (Figura 3). En los suelos enmendados con LM, sólo o en combinación con CM y VM, la concentración en L y S de elementos potencialmente tóxicos disminuye drásticamente en relación al suelo no enmendado; mientras que cuando el suelo se enmienda exclusivamente con CM y VM, la concentración en L y S se incrementa considerablemente, superando en muchos casos a la del suelo no

enmendado. En general, los lixiviados de los suelos enmendados sólo con VM son los que presentan las mayores concentraciones en elementos potencialmente tóxicos.

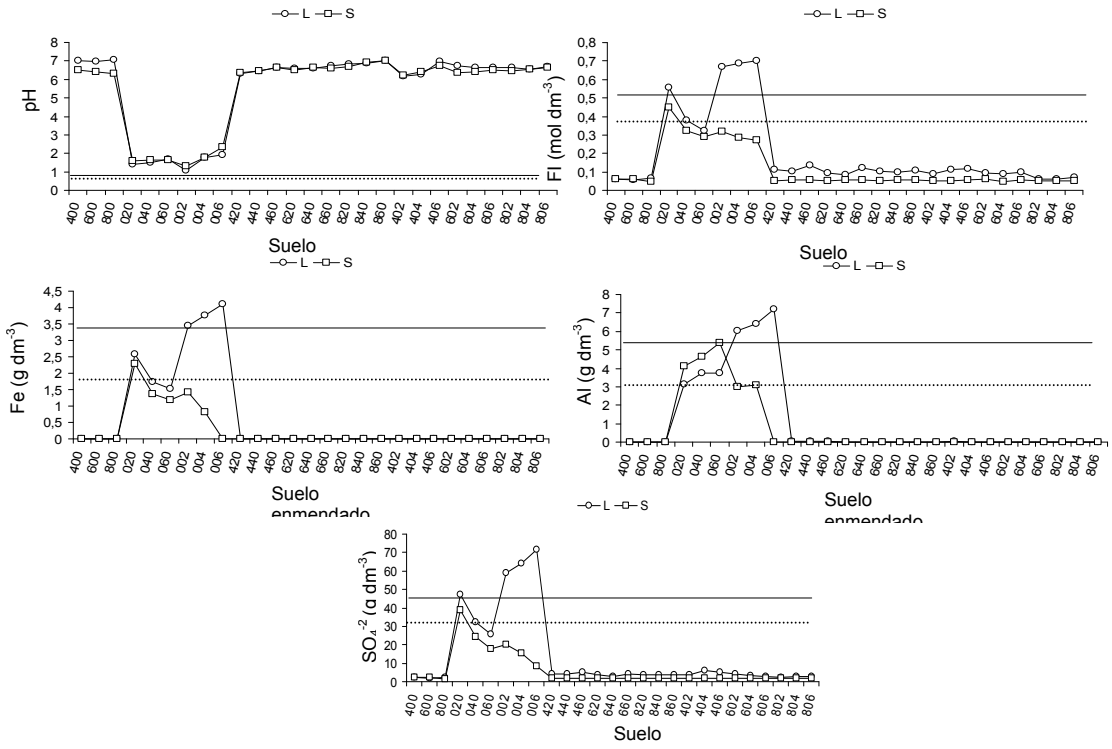


Figura. 2. pH, concentración de elementos mayoritarios y fuerza iónica (FI) en lixiviados (L) y solución del suelo (S) de cada suelo enmendado. Línea continua y discontinua representa el valor en L y S, respectivamente, del suelo sin enmiendas.

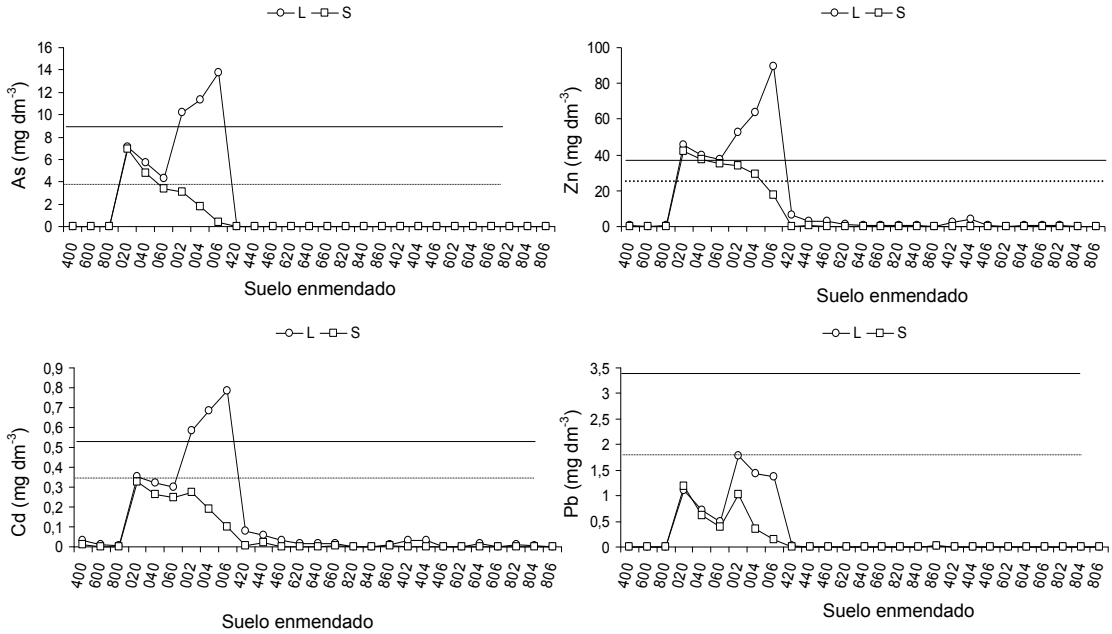


Figura. 3. Concentración de elementos traza en cada suelo enmendado. Línea continua y discontinua representa el valor en L y S, respectivamente, del suelo sin enmiendas.

5. Discusión

La oxidación del azufre presente en el suelo contaminado origina una fuerte acidez y elevada concentración de iones SO_4^{2-} en L (pH = 1,0, SO_4^{2-} = 46 g dm^{-3}) y S (pH = 1,1, SO_4^{2-} = 32 g dm^{-3}). Esta elevada acidez aumenta el proceso de meteorización incrementando la concentración de elementos mayoritarios en L (Fe = 3,4 g dm^{-3}, Al = 5,4 g dm^{-3}) y S (Fe = 1,8 g dm^{-3}, Al = 3,0 g dm^{-3}), así como las de los elementos traza in L (Zn = 38 mg dm^{-3}, As = 9,0 mg dm^{-3}, Cd = 0,55 mg dm^{-3}, and Pb = 3,4 mg dm^{-3}) y S (Zn = 27 mg dm^{-3}, As = 3,8 mg dm^{-3}, Cd = 0,34 mg dm^{-3}, and Pb = 1,8 mg dm^{-3}). Las elevadas concentraciones de iones disueltos eleva la conductividad eléctrica (CE) y fuerza iónica (FI) de ambas soluciones: L (CE = 36 dS m^{-1}, FI = 0,542 mol dm^{-3}), S (CE = 28 dS m^{-1}, FI = 0,404 mol dm^{-3}). Al añadirle al suelo contaminado la enmienda inorgánica (LM), sola o en combinación, el $CaCO_3$ neutraliza la acidez e incrementa el pH, tanto en L como en S, hasta valores comprendidos entre 6 y 7, (Figura 2). Como resultado de este incremento, tanto los elementos mayoritarios como los traza tienden a precipitar (SIMÓN, et al. 2005). Por el contrario, cuando se añaden solamente enmiendas orgánicas, el incremento del pH es muy pequeño (valor máximo de 2,3) y la concentración de elementos traza en L y S se mantiene elevada, superando incluso a la del suelo no enmendado (SCHWAB, et al. 2007, KUMPIENE et al. 2008).

No obstante, aunque las enmiendas orgánicas (CM y VM) no reducen considerablemente la concentración de iones en L y S, incluso llegan a incrementarla, presentan algunas diferencias en su comportamiento. Así, el incremento de la concentración de CM tiende a reducir la concentración de iones disueltos en L y S, por lo que, dentro de que su capacidad de fijación y precipitación es pequeña, dicha capacidad se incrementa al aumentar la concentración. Por el contrario, el incremento de la concentración de VM tiende a incrementar la concentración iónica de los L, por lo que el VM no tiende a fijar los elementos tóxicos sino que, por el contrario, favorece su solubilidad y extracción a través de los lixiviados. Lógicamente, al ser extraídos los elementos tóxicos por los lixiviados (L) disminuyen en la solución del suelo (S). Únicamente la concentración de Pb en L y S es menor que en el suelo no enmendado, indicando que es el elemento más adsorbido por la materia orgánica del CM y VM. Los valores de la fuerza iónica en L y S van paralelos a los de los elementos traza, confirmando los resultados anteriores. Así, las concentraciones de Al, Zn, Cd y As en L y S del suelo enmendado con CM o VM son superiores a las concentración máximas recomendadas por la FAO (PAIS AND BENTON 2000) para aguas de riego (Al = 5,0 mg dm^{-3}, Zn = 2,0 mg dm^{-3}, Cd = 0,01 mg dm-^{3}, As = 0,10 mg dm^{-3})

6. Conclusiones

El uso de residuos originados en la industria de corte y pulido del mármol, solo o en combinación con residuos orgánicos compostados o vermicompostados, hacen más efectiva la inmovilización de elementos traza debido a la elevación del pH. Las enmiendas orgánicas, por sí solas, no reducen considerablemente la concentración de elementos potencialmente tóxicos en los lixiviados y en la solución del suelo, incluso tienden a incrementarla.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (Secretaría General para la Prevención de la Contaminación y el Cambio Climático) gracias al proyecto 272/PC08/2-01.1 y la Junta de Andalucía (Proyecto de Excelencia P07-RNM-03303).

8. Bibliografía

BOISSON, J, MENCH, M., VANGRONSVELD, J, RUTTENS, A., KOPPONEN, P., DE KOE, T., 1999. Immobilization of trace metals and arsenic by different soil additives: Evaluation by means of chemical extractions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30 (3-4), 365-387.

BROWN, S-.L., HENRY, C.L., CHANEY, R., COMPTOM, H. DEVOLDER, P.S., 2003. Using municipal biosolids in combination with other residuals to restore metal-contaminated mining areas. *Plant Soil* 249, 203-215.

CHLOPECKA, A., ADRIANO, D.C., 1997. Inactivation of metals in polluted soils using natural zeolite and apatite. *Proc. 4th Int. Conf Biogeochem. Trace Element*. Berkeley, CA.

GIL, L 1883., Los azufres de la balsa de Gádor de la provincia de Almería. Exposición de Minería de Madrid.

GWOREK, B. 1992., Lead inactivation in soils by zeolites. *Plant Soil*, 143: 71-74.

HARRTLEY, W. W., EDWARDS, R., LEPP, N.W. 2004., Arsenic and heavy metal mobility in ironoxide-amended contaminated soil as evaluated by short and long –term leaching test. *Environ. Pollut.* 131, 495-504.

KALANTARI, M.R., SHOKRZADEH, M., EBADI, A.G., MOHAMMADIZADEH, C., CHOUDHARY, M.I., ATTA-UR-RAHMAN, 2006. Soil pollution by heavy metals and remediation (Manzadaran-Iran). *J. Appl. Sci.* 6, 2110-2116.

KUMPIENE, J., LAGERKVIST, A., MAURICE, CH., 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments. A review. *Waste Manage.* 28, 215-225.

LOVELAND, P.J. AND WHALLEY, W.R., 1991. Particle size Analysis. In K.A. Smith and
ChE Mullis (ed.) Soil Analysis: physical methods. Marcel Dekker. New York, 271-328.

LUDWIG, R.D., MCGREGAR, R.G., BLOWES, D.W., BENNER, S.G., MOUNTJOY, K., 2002. A permeable reactive barrier for treatment of heavy metals. *Ground Water* 40, 59-66

MA, Q.Y., LOGAN, T.J., TRAINA, S.J., 1995. Lead immobilization from aqueous solutions and contaminated soils using phosphate rocks. *Environ. Sci. and Technol.*, 29, 1118-1126.

MARÍN, A., 1911.Las minas de calafalita de Benahadux (Almería). *Bol. Com. Mapa geológico de España*, 12: 223-241.

MENCH, M., VANGRONSVELD, J., DIDIER, V., CLIJSTERS, H., 1994. Evaluation of metal mobility, plant availability and immobilization by chemical agents in a limed-silty soil. *Environ. Pollut.*, 86, 279-286.

PAIS, I., BENTON, J. 2000. The Handbook of Trace Elements. St. Lucie Press. Boca Raton, 223

PÉREZ-SIRVENT, C., GARCÍA-LORENZO, M.L., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, M.J., NAVARRO, M.C., MARIMÓN, J., BECH, J., 2007. Metal –contaminated soil remediation by using sludges of the Marvel industry. Toxicological evaluation. *Environ. Int.* 33, 502-504.

QUEROL, X., ALASTUEY, A., MORENO, N., ALVAREZ-AYUSO, E., GARCÍA-SÁNCHEZ, A., CAMA, J., AYORA, C., SIMÓN, M., 2006. Immobilization of heavy metals in polluted soils by the addition of zeolitic material synthesized from coal fly ash. *Chemosphere*, 62 (2): 171-180.

SCHWAB, P., ZHU, D., BANKS, M.K., 2007. Heavy metal leachings from mine tailings as affected by organic amendments. *Bioresour. Technol.,*98, 2935-2941.

SCULLION, J., 2006. Remediating polluted soils, *Naturwissenschaften* 93, 51-65

SIMÓN, M., GARCÍA, I., 1999. Physico-chemical properties of the soil-saturation extracts: estimation from electrical conductivity. *Geoderma* 90, 99-109.

SIMÓN, M., MARTÍN, F., GARCÍA, I., BOUZA, P., DORRONSORO, C., AGUILAR, J., 2005. Interaction of limestone grains and acid Solutions from the oxidation of pyrite tailings. *Environ. Pollut*. 135, 65-72.

SPARKS, D.L., 1995. Environmental Soil Chemistry. London Academic Press. The Institution of Mining and Metallurgy, London, 29 p.

VARGAS, E., 1919. Estudio sobre los criaderos de azufre de Sierra de Gádor. *Bol. Of. Min. y Met.* 28, 19-41.

WILLIAMS, D., 1936. Sulphur deposits of the Sierra de Gádor, Province of Almería, Spain. Meeting of. Meeting of the Institution of Mining and Metallurgy, London, 29 p.

WILLIAMS, D.E., 1948. A rapid manometric method for the determination of carbonate in
soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 13, 127-129.

WONG, M. H., 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50: 775-780.

Efecto de la adición de alperujo en las pérdidas por lixiviación y escorrentía del herbicida terbutilazina en un suelo de olivar

GÁMIZ, B.[1], CELIS, R.[1], COX, L.[1], HERMOSÍN, M.C.[1], CORNEJO, J.[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC, Avenida Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla

Resumen

La adición de residuos orgánicos a los suelos agrícolas es una práctica que puede afectar en gran medida al comportamiento de los plaguicidas utilizados en la agricultura. El alperujo es un residuo orgánico que se genera en grandes cantidades en Andalucía durante el proceso de extracción de aceite de oliva y su aplicación como enmendante se considera beneficiosa para aumentar el contenido en materia orgánica de los suelos de olivar, pudiendo además mejorar la estructura de dichos suelos y reducir los procesos de erosión. En este trabajo se ha llevado a cabo un estudio en parcelas de campo para evaluar el efecto de la adición de alperujo en las pérdidas por lixiviación y escorrentía del herbicida terbutilazina, tras su aplicación a un suelo de olivar de la provincia de Sevilla. Para ello, se utilizaron dos parcelas de 4 m de longitud y 1 metro de anchura, con una pendiente aproximada del 5%, a una de las cuales se le aplicó alperujo a una dosis de 10 kg/m^2 y dejando la otra sin enmendar como control. A continuación, se aplicó a las parcelas una formulación comercial de terbutilazina en una dosis de 3 kg/ha. A determinados tiempos, seleccionados en función de los episodios de lluvia, se tomaron muestras de suelo de cada parcela a diferentes profundidades (0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm), se determinó su contenido en terbutilazina y se evaluó la lixiviación del herbicida. Al aumentar la profundidad, se encontraron mayores concentraciones de terbutilazina en la parcela sin enmendar que en la parcela enmendada con alperujo. Las concentraciones de terbutilazina en las aguas de escorrentía de la parcela sin enmendar llegaron a ser hasta 60 veces superiores a las encontradas para la parcela enmendada con alperujo. El tratamiento con alperujo, por tanto, dio lugar a la reducción de las pérdidas por lixiviación y escorrentía del herbicida terbutilazina, lo que supone una disminución del riesgo de contaminación de aguas subterráneas y superficiales por el tratamiento con dicho residuo.

Palabras clave

Alperujo, escorrentía, herbicidas, lixiviación.

1. Introducción

En la Península Ibérica, el uso de herbicidas en el olivar se ha convertido en motivo de una gran preocupación en la actualidad, por el impacto que dichos herbicidas pueden tener sobre las aguas superficiales y subterráneas. Por una parte, la naturaleza de muchos suelos de olivar, pobres en materia orgánica, favorece que se produzcan procesos de lixiviación de los agroquímicos, que afectan a las capas freáticas. Por otra parte, los suelos de olivar presentan a menudo pendientes pronunciadas, lo que hace que tras episodios de intensas lluvias se produzcan unas escorrentías que pueden transportar importantes cantidades de herbicidas, especialmente si las lluvias se producen poco

después de la aplicación del producto fitosanitario (CELIS et al., 2007; TRIGO et al., 2009). Este problema toma especial relevancia en regiones de clima mediterráneo, ya que en ellas son frecuentes los episodios de cortas pero intensas lluvias, que pueden provocar grandes pérdidas de suelo y de los agroquímicos aplicados al mismo (RAMOS & PORTA, 1994).

Como consecuencia de estos procesos de transporte por lixiviación y escorrentía que afectan a los herbicidas aplicados a los suelos de olivar, en los últimos años se han producido en el sur de la Península Ibérica varios casos de contaminación de aguas destinadas al consumo público, que han afectado al abastecimiento de agua potable de numerosos municipios y obligado a la implantación de medidas especiales de potabilización de coste elevado. Estos episodios de contaminación ponen de manifiesto la magnitud del problema de contaminación por herbicidas utilizados en el cultivo del olivar y la necesidad de desarrollar estrategias dirigidas a atenuar el impacto causado por los mismos.

En la tecnología de dos fases para el procesado de la aceituna que se emplea en la actualidad, se genera un subproducto conocido como alperujo, cuya eliminación, sin afectar al medio ambiente, puede suponer un problema para la industria. Una alternativa para la eliminación de este residuo es su aplicación al suelo como enmienda orgánica, con el fin de mejorar su estructura e incrementar su fertilidad. El uso del alperujo como enmienda orgánica resulta de especial interés en la Península Ibérica, debido al bajo contenido en materia orgánica de los suelos (ALBARRÁN et al., 2003). Incorporándolo como enmienda orgánica, el alperujo puede beneficiar a las propiedades físico-químicas del suelo. Además, diversos estudios han puesto de manifiesto que, debido a su elevado contenido en materia orgánica, el alperujo presenta una elevada capacidad adsorbente de muchos plaguicidas, por lo que puede contribuir a aumentar la sorción de los herbicidas que se aplican a los suelos agrícolas (ALBARRÁN et al., 2003; CABRERA et al., 2007; DELGADO-MORENO et al., 2007a).

2. Objetivos

Los procesos de transporte por lixiviación y escorrentía de los herbicidas que se aplican a los suelos de olivar están favorecidos por la baja capacidad de retención de estos suelos. Una forma de disminuir estos procesos, que reducen la eficacia del producto fitosanitario y dan lugar a la contaminación de aguas subterráneas y superficiales, sería mejorar la sorción del suelo, por ejemplo a través de la adición de materiales adsorbentes que mantengan al herbicida en horizontes superficiales y reduzcan su transporte hacia zonas alejadas del lugar de aplicación. El objetivo del presente trabajo ha sido evaluar el efecto de la adición de alperujo en las pérdidas por lixiviación y escorrentía del herbicida terbutilazina tras su aplicación a un suelo de olivar de la provincia de Sevilla. Con este estudio, realizado en microparcelas de campo y bajo condiciones ambientales reales, se ha pretendido establecer los posibles beneficios medioambientales de la adición de este residuo de la industria agroalimentaria, en cuanto a la reducción del riesgo de contaminación de las aguas subterráneas y superficiales de los herbicidas utilizados para el control de malas hierbas en el cultivo del olivar.

3. Metodología

El estudio se ha realizado en un suelo de olivar de la finca experimental La Hampa, que el IRNAS (CSIC) posee en el Término Municipal de Coria del Río (Sevilla). Se trata de un suelo de textura franco-arcillo-arenosa, cuyas características fisicoquímicas más importantes se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Características fisicoquímicas del suelo en el que se realizó el estudio.

Textura	**Arena (%)**	**Limo (%)**	**Arcilla (%)**	**$CaCO_3$ (%)**	**C orgánico (%)**	**pH**
Franco-arcillo-arenosa	71	7	22	3.0	0.9	8.5

La enmienda orgánica (alperujo), procedente de una almazara de la localidad de Osuna (Sevilla), se secó al aire y se añadió al suelo en forma de "pellets" con un tamaño de aproximadamente 1 cm. El alperujo contenía 44.3% de carbono y 1.8% de N.

El herbicida terbutilazina se aplicó a las parcelas en la formulación comercial (Athado olivo, suspensión concentrada con un 23% p/v de terbutilazina) proporcinada por Probelte S.A. La terbutilazina (*N*^{2}-tert-butil-6-cloro-*N*^{4}-etil-1,3,5-triazina-2,4-diamina) (Figura 1) es un herbicida de la familia de las s-triazinas, bien absorbido por las raíces y muy débilmente foliar, usado en preemergencia y postemergencia temprana para el control de malas hierbas en cultivos y plantaciones de cítricos, frutales de pepita, maíz y olivo. Tiene una solubilidad en agua de 8 mg/l y una vida media entre uno y varios meses, dependiendo del tipo de suelo (WORTHING & HANCE, 1991).

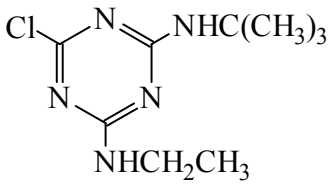


Figura 1. Estructura química del herbicida terbutilazina

El estudio se llevó a cabo en dos parcelas de 4 m de longitud × 1 m de anchura con una pendiente aproximada del 5%, en cada una de las cuales existía un depósito para recoger el agua de escorrentía. A una de las parcelas se le aplicó el alperujo en una dosis de 10 kg/m^2, mientras que la otra se dejó sin enmendar como control. La aplicación de terbutilazina a las parcelas, a una dosis de 3 kg m.a./ha, se realizó el 27 de noviembre de 2008 y durante el tiempo que duró el experimento se llevó un control de la temperatura y precipitación. La Figura 2 muestra una fotografía de una de las parcelas utilizadas para el estudio.



Figura 2. Fotografía de una de las parcelas utilizadas para el estudio.

A tiempos seleccionados, se tomaron muestras del suelo y del agua de escorrentía. Para el estudio de la lixiviación, se recogieron muestras de suelo de cuatro profundidades (0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm) y de tres puntos diferentes de cada parcela, usando una barrena, y se analizó el contenido de terbutilazina. Para ello, 5 g de suelo se agitaron con 10 ml de metanol durante 24 horas, se centrifugó y se analizó la concentración de herbicida en el extracto por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC).

Para el estudio de la escorrentía, después de cada episodio de lluvia intensa, se utilizó el agua de escorrentía de los depósitos, en la que se determinó la concentración de terbutilazina por HPLC, tanto en disolución como en las partículas en suspensión. La determinación de terbutilazina en disolución se llevó a cabo por inyección directa del agua de escorrentía filtrada en el equipo de HPLC, mientras que la determinación de la terbutilazina asociada a las partículas se llevó a cabo previa separación de éstas por filtración (0.45 µm) y posterior extracción del herbicida con metanol y análisis del extracto por HPLC.

Los análisis del herbicida terbutilazina se realizaron por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC), usando un cromatógrafo Waters con un controlador del sistema Waters 600E System Controller, un detector de radiación ultravioleta Waters 998 Photodiode Array Detector y un inyector automático de muestras Waters 717 Autosampler. Se utilizó una columna cromatográfica Nova Pack C18 de 150 mm de longitud y 3.9 mm de diámetro interno, un volumen de inyección de 25 µl y una fase móvil compuesta por acetonitrilo:agua al 50% a un flujo de 1 ml/min. La longitud de onda para la detección del herbicida fue de 220 nm. Para la cuantificación del herbicida se utilizó una curva de calibración externa con cuatro patrones con concentraciones entre 0.1 y 2 mg/l.

4. Resultados

Durante los 100 días que duró el experimento, las temperaturas fueron bajas debido a la estación invernal en la que se llevó a cabo la experiencia (Figura 3). La temperatura máxima osciló entre 7.6 y 24.9 ºC con una media de 15.2 ºC, mientras que la temperatura mínima osciló entre -3.4 y 13.6 ºC con una media de 4.9 ºC. La

precipitación acumulada (Figura 3) fue de 270 mm, con máximos de 55 y 36 mm a los 66 y 70 días del comienzo del experimento, respectivamente. Por lo tanto, los episodios de lluvias más intensas tuvieron lugar a tiempos relativamente prolongados desde el momento de la aplicación del herbicida.

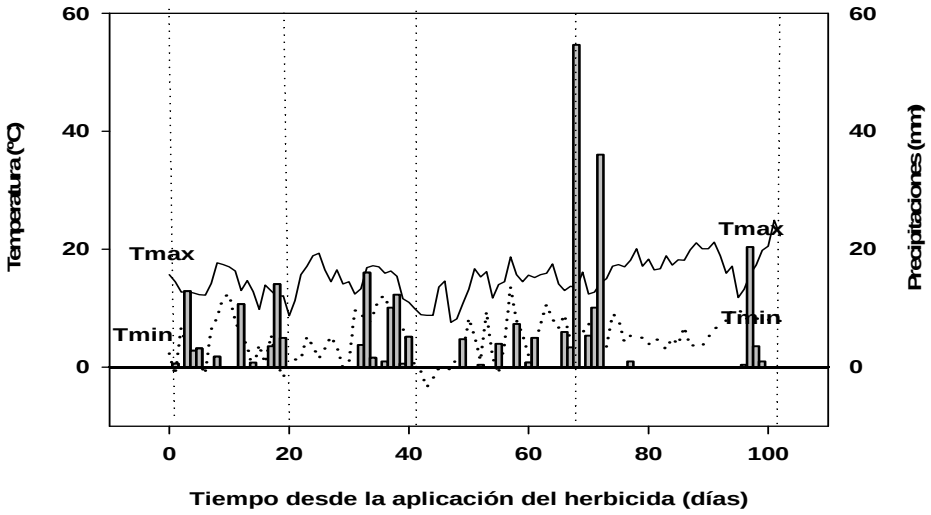


Figura 3. Pluviometría y temperatura durante el tiempo que duró el experimento. Las líneas verticales discontinuas corresponden a los días de tomas de muestras de suelo.

La Figura 4 muestra la concentración de terbutilazina en muestras de suelo tomadas de la parcela tratada con alperujo y de la parcela sin tratar a distintos tiempos, después de la aplicación del herbicida y a diferentes profundidades. Destaca la elevada persistencia que presentó el herbicida en las parcelas de suelo, tanto en la tratada con alperujo como en la sin tratar, sin una clara disminución de la concentración hasta tiempos prolongados desde el comienzo del experimento (> 70 días). Por otra parte, se pone de manifiesto que al aumentar la profundidad, se encontraron mayores concentraciones de terbutilazina en la parcela sin enmendar que en la parcela enmendada con alperujo, lo que indica que la lixiviación del herbicida se produce de manera más lenta en la parcela tratada con alperujo. Así por ejemplo, mientras que el herbicida llega a detectarse en concentraciones apreciables a una profundidad de 20-30 cm en la parcela sin tratar, nunca se encontró a dicha profundidad en la parcela tratada con alperujo (Figura 4).

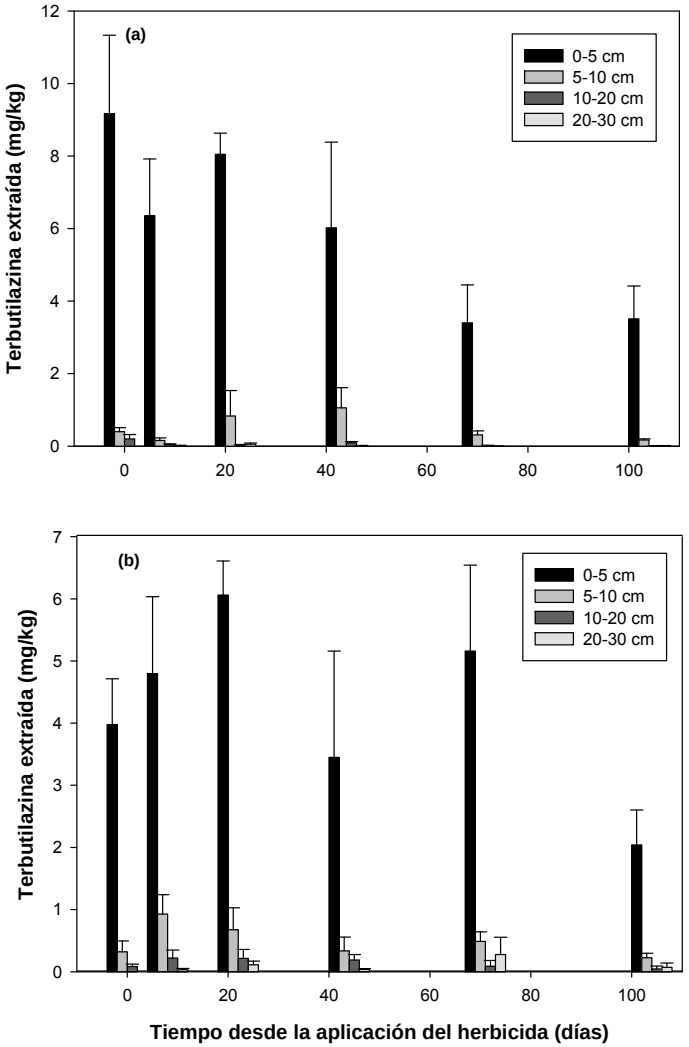


Figura 4.Concentración de terbutilazina (mg/kg) en muestras de suelo de la parcela tratada con alperujo (a) y de la parcela sin tratar (b) a diferentes profundidades y a distintos tiempos desde la aplicación del herbicida.

Los resultados de los análisis de las aguas de escorrentía de cada una de las parcelas se resumen en la Figura 5 y en la Tabla 2. Las mayores concentraciones de terbutilazina, tanto en disolución como asociada a la materia particulada en suspensión, se observaron para los primeros episodios de escorrentía, lo que pone de manifiesto que este proceso adquiere una mayor relevancia cuando se produce poco tiempo después de la aplicación del producto fitosanitario.

Por otra parte, las concentraciones de terbutilazina detectadas en las aguas de escorrentía de la parcela tratada con alperujo, tanto en disolución como asociada a la materia particulada, fueron siempre inferiores a las concentraciones detectadas en las aguas de escorrentía recolectadas de la parcela sin tratar. Las concentraciones de terbutilazina en disolución llegaron a ser hasta 58 veces inferiores en la parcela tratada con alperujo y las concentraciones en la materia particulada también se redujeron notablemente por el tratamiento con alperujo (Tabla 2).

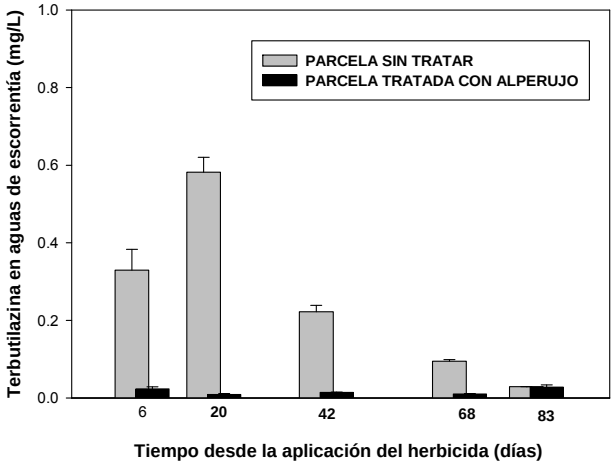


Figura 5.Concentración de terbutilazina (mg/l) en las aguas de escorrentía de la parcela tratada y sin tratar con alperujo, a distintos tiempos desde la aplicación del herbicida.

Tabla 2. Concentración de terbutilazina, en disolución y en la materia particulada presente en las aguas de escorrentía, después de episodios fuertes de lluvias tras la aplicación del herbicida.

	Parcela sin tratar			**Parcela tratada con alperujo**		
Día	**Volumen recogido (litros)**	**[Terbutilazina] en disolución (mg/l)**	**[Terbutilazina] en partículas (mg/kg)**	**Volumen recogido (litros)**	**[Terbutilazina] en disolución (mg/l)**	**[Terbutilazina] en partículas (mg/kg)**
6	0.04	0.32 ± 0.04	102.4 ± 1.4	0.10	0.02 ± 0.01	14.1 ± 0.3
20	0.27	0.58 ± 0.04	120.6 ± 1.6	0.59	0.01 ± 0.00	6.57 ± 0.8
42	0.02	0.22 ± 0.02	229.4 ± 1.1	0.37	0.01 ± 0.00	23.6 ± 2.5
68	3.25	0.10 ± 0.01	46.1 ± 5.0	2.60	0.01 ± 0.00	0.0 ± 0.0
83	24.0	0.03 ± 0.01	38.8 ± 8.0	6.50	0.03 ± 0.01	12.23 ± 0.2

5. Discusión

Las condiciones ambientales que se produjeron durante la realización de la experiencia fueron de temperaturas moderadas y de precipitaciones relativamente continuas y también moderadas, con episodios intensos a tiempos prolongados desde la aplicación del herbicida (Figura 3). Bajo estas condiciones, la terbutilazina presentó una prolongada persistencia, su lixiviación no fue muy pronunciada, acumulándose mayoritariamente en los primeros 0-5 cm de suelo (Figura 4), y los mayores volúmenes de agua de escorrentía se produjeron al final de la experiencia (Tabla 2). No obstante, los resultados permiten establecer una clara disminución de la incidencia de los procesos de lixiviación y escorrentía del herbicida por el tratamiento del suelo con alperujo.

La elevada persistencia de terbutilazina durante los 100 días que duró el experimento, está de acuerdo con estudios previos realizados en condiciones de laboratorio (CABRERA et al., 2007) que han puesto de manifiesto una lenta degradación de herbicida en suelos mediterráneos y de bajo contenido en materia orgánica.

El hecho de que el tratamiento con alperujo reduzca las concentraciones de terbutilazina en los horizontes más profundos del suelo (Figura 4), se debe probablemente a un aumento de la sorción del herbicida por el suelo, provocado por el incremento en la cantidad de materia orgánica proveniente del alperujo. Estos resultados están de acuerdo con los obtenidos por otros autores (DOLAPTSOGLOU et al., 2007; DELGADO-MORENO et al., 2007b; CABRERA et al., 2007) que indican que el tratamiento con enmiendas orgánicas da lugar a un aumento en el proceso de adsorción de la terbutilazina.

La disminución de las concentraciones de terbutilazina en las aguas de escorrentía, tanto en disolución como asociada a la materia particulada en suspensión, por el tratamiento con alperujo puede atribuirse igualmente a un aumento en la capacidad de retención del suelo tras el tratamiento con la enmienda orgánica. La disminución en las concentraciones de herbicida en las aguas de escorrentía fue especialmente pronunciada en los primeros episodios de precipitación, a pesar de que éstos no fueron tan intensos como los ocurridos al final de la experiencia, lo que indica que la pérdida de herbicida por escorrentía adquiere una especial relevancia cuando se produce poco después de la aplicación del herbicida (LEONARD, 1990).

6. Conclusiones

Los resultados del trabajo permiten concluir que la práctica consistente en la adición de alperujo a los suelos agrícolas, puede tener un efecto importante en los procesos de lixiviación y escorrentía de los herbicidas utilizados para el control de las malas hierbas. En concreto, los resultados obtenidos tras la adición de alperujo a parcelas de un suelo de olivar mediterráneo pusieron de manifiesto una reducción de la lixiviación de terbutilazina y también de sus pérdidas por escorrentía, tanto en disolución como asociada a la materia particulada en suspensión. Esto se ha atribuido al aumento en la capacidad de retención del suelo por la terbutilazina, como consecuencia del incremento del contenido en materia orgánica del suelo tras la adición de la enmienda. Desde el punto de vista medioambiental, la adición de alperujo podría, por tanto, suponer una reducción del riesgo de contaminación de aguas superficiales y subterráneas por los herbicidas aplicados a los suelos enmendados.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Andalucía, a través del proyecto P07-AGR-03077, y por el Ministerio de Ciencia e Innovación, a través del proyecto AGL2008-04031-C02-01. Beatriz Gámiz agradece a la Junta de Andalucía la concesión de una beca de Formación de Personal Investigador.

8. Bibliografía

ALBARRÁN, A., CELIS, R., HERMOSÍN, M.C., LÓPEZ-PIÑERO, A., ORTEGA-CALVO, J.J., CORNEJO, J. 2003. Effects of solid olive-mill waste addition to soil on sorption, degradation and leaching of the herbicide simazine. *Soil Use Manag.* 19, 150-156.

CABRERA, A., COX, L., VELARDE, P., KOSKINEN, W.C., CORNEJO, J. 2007. Fate of diuron and terbuthylazine in soils amended with two-phase olive oil mill waste.

J. Agric. Food Chem. 55, 4828-4834.

CELIS, R., TRIGO, C., FACENDA, G., HERMOSÍN, M.C., CORNEJO, J. 2007. Selective modification of clay minerals for the adsorption of herbicides widely used in olive groves. *J. Agric. Food Chem.* 55, 6650-6658.

DELGADO-MORENO, L., ALMENDROS, G., PEÑA, A. 2007a. Raw or incubated olive-mill wastes and its biotransformed products as agricultural soil amendments: effect on sorption-desorption of triazine herbicides. *J. Agric. Food Chem.* 55, 836-843.

DELGADO-MORENO, L., SÁNCHEZ-MORENO, L., PEÑA, A. 2007b. Assessment of olive cake as soil amendment for the controlled release of triazine herbicides. *Sci. Total Environ.* 378, 119-123.

DOLAPTSOGLOU, C., KARPOUZAS, D.G., MENKISSOGLU-SPIROUDI, U., ELEFTHEROHORINOS, I., VOUDRIAS, E.A. 2007. Influence of different organic amendments on the degradation, metabolism, and adsorption of terbuthylazine. *J. Environ. Qual.* 36, 1793-1802.

LEONARD, R.A. 1990. Movement of pesticides into surface waters. En: Cheng, H. (ed.): Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling. pp. 303-320. Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI.

RAMOS, M.C., PORTA J. 1994. Rainfall intensity and erosive potentiality in the NE Spain Mediterranean area: first results on sustainability of vineyards. *Nuovo Cimento della Societá Italiana di Fisica* 17, 291-299.

TRIGO, C., CELIS, R., HERMOSÍN, M.C., CORNEJO, J. 2009. Organoclay-based formulations to reduce the environmental impact of the herbicide diuron in olive groves. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1652-1657.

WORTHING, C.R., HANCE, R.J. 1991. The pesticide manual. British Crop Protection Council, Surey, U.K.

Efecto de la aplicación directa de orujo extractado en la lixiviación de terbutilazina en columnas inalteradas de un suelo de olivar

CABRERA GÓMEZ, D.[1], LÓPEZ-PIÑEIRO, A.[1], ALBARRÁN LISO, A.[2], RATO NUNES, J.M.[3], PEÑA ABADES, D.[1].

[1]Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura. Avda de Elvas S/N, 06007, Badajoz, España. pineiro@unex.es
[2]Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura. Ctra. de Cáceres, 06007 Badajoz, España. angliso@unex.es
[3]Escola Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre, Av. 14 de Janeiro, S/N 7350-903, Elvas, Portugal. ratonunes@esaelvas.pt

Resumen
Los suelos del área Mediterránea experimentan continuos procesos erosivos y el aporte de materia orgánica a los mismos puede contribuir a paliarlos además de proteger los recursos hídricos frente a la contaminación. La utilización de orujo extractado (OE), derivado del procesado de la aceituna para obtener aceite, como enmendante orgánico, puede ser una alternativa viable medioambientalmente en el reciclaje de este residuo. La aplicación de esta enmienda puede influir en el manejo de otros compuestos co-aplicados a los mismos como plaguicidas, como es el caso de la terbutilazina. El objetivo de este trabajo es evaluar la movilidad del herbicida terbutilazina en columnas inalteradas de un suelo de olivar que ha recibido orujo extractado fresco durante siete años consecutivos. Los tratamientos han incluido un control, 27 (OE27) y 54 (OE54) Mg ha^{-1} de orujo. En tres columnas de suelo inalteradas extraídas de cada uno de los tratamientos se ha aplicado una dosis equivalente a 3 kg ha^{-1} de terbutilazina, recogiéndose lixiviados hasta que el herbicida no fue detectado. La aplicación de orujo influye en el aumento de la capacidad de adsorción y, por consiguiente, provoca una disminución de la lixiviación del herbicida. El porcentaje de lixiviación de terbutilazina es inversamente proporcional a la dosis de orujo extractado aplicado. Así, con respecto al control (3,84%) se aprecia una disminución en el porcentaje de herbicida lixiviado superior al 52% en OE27 (2,03%), no observándose lixiviación alguna en OE54. Finalizado el experimento, la retención de terbutilazina es mayor en los tratamientos que incorpora orujo (48% y 44% para OE27 y OE54, respectivamente) localizándose próximo a la superficie de las columnas, y no detectándose en el tratamiento OE54 herbicida a profundidades superiores a 15 cm. La aplicación de orujo extractado como enmienda orgánica, incluso a la dosis más baja, puede ser efectiva en la reducción de las pérdidas por lixiviación del herbicida terbutilazina.

Palabras clave
Orujo extractado aceite, lixiviación, columnas inalteradas, terbutilazina.

1. Introducción

España es el primer país productor mundial de aceite de oliva, con una producción media anual de 800.000-1.000.000 Mg, alcanzando en la campaña 2009/2010 una producción de 1,394 millones de Mg y una media de 21,37% de rendimiento (AA0 2010). Con más de 282 millones de olivos cubriendo más de 2,509 millones de

hectáreas, su superficie cultivada representa más del 25% de la superficie olivarera mundial. Entre las Comunidades Autónomas, Andalucía es la comunidad con mayor superficie cultivada alcanzando un 60,38%, mientras que Extremadura cuenta con una superficie de 255.310 hectáreas que le confiere una proporción de 10,17% del total nacional y una producción estimada de 521.890 Mg de residuo oleícola.

Las labores agrícolas tienen una gran influencia en la conservación de los recursos suelo y agua. La adición de enmiendas y residuos orgánicos a los suelos es una práctica común que, además de mejorar las propiedades físicas y nutricionales del suelo, suponen para los residuos, una vía "ecológica" de eliminación de los mismos (CROHN 1996). Esta práctica cultural está muy extendida en nuestro país y otros países de clima mediterráneo, donde los suelos se caracterizan, en general, por su bajo contenido en materia orgánica, debido al predominio de los procesos de mineralización frente a los de humificación. Por este motivo el uso de residuos orgánicos como el estiércol ha sido considerado tradicionalmente como un enmendante que mejora la fertilidad física y química de los suelos. Una alternativa a la escasez de los mismos ha sido el uso de residuos orgánicos procedentes de industrias agroalimentarias, residuos sólidos urbanos, lodos de depuradora, etc. (GONZÁLEZ-PADRAS et al 1999; ALBADALEJO et al 2000; GARCÍA 2003; ALBURQUERQUE et al 2004). En este contexto, tan sólo en España, se ha producido en la campaña 2009/2010 más de 5.000.000 Mg de residuos de la industria oleícola (alperujo) (AA0 2010). Estos residuos son transportados a una industria "orujera" para extraer químicamente el aceite residual obteniéndose, así, un residuo conocido como orujo extractado con un porcentaje en materia orgánica próximo al 90%. Por ello, el aprovechamiento como enmienda orgánica de los residuos sólidos de almazaras hace que los alperujos y orujos puedan ser considerados como un recurso, con el consiguiente valor (agronómico y ambiental) añadido (LÓPEZ-PIÑEIRO et al 2001, 2002, 2008, 2010). Su aplicación en los suelos puede ser beneficiosa, ya que la mayoría de las regiones productoras de aceite de oliva están expuestas a procesos de desertificación, de forma que la incorporación de estos residuos de alto contenido en materia orgánica aumentaría la fertilidad y controlaría los procesos de erosión. (ABU-ZREIG & AL-WIDYAN 2002; BRUNETTI et al 2005; LÓPEZ-PIÑEIRO et al 2006). A diferencia de otros residuos orgánicos, el orujo extractado de aceite no contiene metales pesados ni microorganismos patógenos. Existen pocos estudios sobre el efecto de la adición directa (sin compostar) de orujo al suelo como enmendante orgánico, aunque existen investigaciones previas que muestran a estos materiales como uno de los más eficientes para aumentar la agregación del suelo y restaurar de esta manera la productividad de suelos degradados (LÓPEZ-PIÑEIRO et al 2006; MADEJÓN et al 2003; MONTEMURRO et al 2004; PIOTROWSKA et al 2006).

El desarrollo de una agricultura moderna exige un incremento del uso de agroquímicos que, asociado al continuo empobrecimiento en materia orgánica de los suelos que los soportan, puede conducir a potenciar la carga contaminante de estos productos tanto en los suelos como en los acuíferos. En los suelos de clara vocación agrícola, tradicionalmente cultivados durante siglos, la necesidad de incrementar la producción para aumentar la competitividad ha conducido a una situación en la que algunos de los mejores suelos han experimentado procesos erosivos, siendo sus consecuencias económicas muy importantes y los efectos ambientales muy negativos. Así, los aportes de agroquímicos son cada vez más necesarios con el consiguiente incremento del riesgo de contaminación de suelos y acuíferos. Existe, por tanto, la necesidad de determinar el efecto que estos métodos de utilización de enmiendas

orgánicas, diseñados para el control de la erosión y degradación física de los suelos, así como para mantener o enriquecer su fertilidad, tienen en la dinámica de fertilizantes y herbicidas en el suelo.

La contaminación de las aguas es un problema ampliamente reconocido por la mayoría de los países con agriculturas desarrolladas e intensivas, donde ha dejado de ser un problema puntualmente localizado para convertirse en un problema a escala regional. Ante el aumento de contaminación de las aguas, como demuestran, entre otros, estudios realizados por CHÈVRE et al (2008), contabilizando los riesgos que diferentes herbicidas, por separado o mezclados, pueden ocasionar en un lago europeo, la Unión Europea ha elaborado una serie de normativas encaminadas a reducir el impacto de las actividades agrarias en las mismas (EUROPEAN COMMUNITY COUNCIL 1991) y que compromete a los estados miembros a adoptar una estrategia común para reducir la contaminación de las aguas por nitratos de origen agrario. Así, según la Directiva de la CE sobre agua potable (EUROPEAN COMMUNITY COUNCIL 1980) la concentración máxima admisible de $N\text{-}NO_3$ es de 50 mg L^{-1}, y ningún plaguicida debe sobrepasar los 0.1 µg L^{-1} (EUROPEAN COMMUNITY COUNCIL 2000). Igualmente, los contenidos en fosfatos no deben sobrepasar concentraciones de 10 µg L^{-1} para evitar procesos de eutrofización que produzcan desequilibrios ecológicos en las comunidades.

La adición de residuos orgánicos al suelo puede ejercer un efecto amortiguador sobre la lixiviación de agentes potencialmente contaminantes utilizados en la agricultura como son los fertilizantes y plaguicidas (COX et al 1997; ALBARRÁN et al 2004; YANG et al 2008; FAIT et al 2010). La adición de estos residuos, al aumentar el contenido en materia orgánica del suelo, puede dar lugar a un incremento en la adsorción de compuestos orgánicos como los plaguicidas (BARRIUSO et al 1996; COX, et al 1997, 1999, 2000; SOCIAS-VICIANA et al 1999; MORILLO et al 2002; FERNÁNDEZ et al 2003; DELGADO-MORENO et al 2008). Algunos de estos trabajos estudian el posible uso de residuos de la producción de aceite de oliva en la reducción de la lixiviación de plaguicidas (ALBARRÁN et al 2003, 2004; YANG et al 2008; DELGADO-MORENO & PÉÑA et al 2009; CABRERA et al 2009;). En este mismo sentido investigaciones previas demuestran que la aplicación de orujos puede minimizar la contaminación de los acuíferos provocada por la aplicación de fertilizantes, especialmente nitrogenados (LÓPEZ-PIÑEIRO et al 2003). Por todo ello, la valorización agronómica de los residuos de almazaras, debe considerarse también como una interesante alternativa ambiental con aplicación directa en la protección de los recursos hídricos frente a los agentes contaminantes derivados de la agricultura. No obstante, los resultados mencionados en relación a la capacidad amortiguadora que los residuos de almazaras ejercen sobre agentes contaminantes han sido obtenidos en su mayoría en experiencias de laboratorio, debiendo ser confirmados con experiencias de campo "in situ" que, como es bien conocido, en el ámbito de la agricultura y medioambiente, deben prolongarse en el tiempo para obtener resultados científicamente válidos.

2. Objetivos

Este trabajo tiene como objetivo determinar el efecto que la aplicación directa, a diferentes dosis, y continuada durante siete años consecutivos de orujo extractado fresco, ejerce en la lixiviación del herbicida terbutilazina utilizando columnas inalteradas de un suelo típico de olivar.

3. Materiales y Metodología

a. Suelo

Para el desarrollo de este trabajo se han tomado muestras de suelos inalterado procedentes de una experiencia desarrollada en un olivar en riego localizado en la localidad de Elvas (Portugal) con características semejantes a los suelos de olivar existentes en Extremadura (España). El diseño experimental se ha planteado en bloques al azar, con tres réplicas por tratamiento, incorporando orujo extractado durante siete años consecutivos en las siguientes dosis: 0, 27 y 54 Mg ha^{-1} (Control, OE27 y OE54 respectivamente). La aplicación de orujo se realiza en Febrero realizando una labor posterior a la aplicación de 15-20 cm de profundidad. Las tomas de muestras de suelo se efectúan en Octubre, previa a la aplicación de ningún producto químico.

El suelo sobre el que se realizó la experimentación se clasificó como Luvisol Cutánico (FAO 2007), siendo las características generales de la capa arable correspondiente a cada tratamiento las reflejadas en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos utilizados y enmienda orgánica

Propiedades	Unidades	Control	OE27	OE54	Orujo extractado
Arcilla	(%)		19,67		
Limo	(%)		19,72		
Arena	(%)		60,61		
Carbono Orgánico Total	(g kg^{-1})	11,10	35,70	55,90	516,65
Carbono Orgánico Hidrosoluble	(g kg^{-1})	0,142	0,466	0,615	74,3
Capacidad Intercambio Catiónico	(cmol kg^{-1})	25,79	29,31	31,63	34,0
pH (H_2O)		8,00	7,94	7,52	5,3
Conductividad Eléctrica	(dS m^{-1})	0,44	0,74	1,64	5,31

La parcela experimental, a su vez, se encuentra dividida en diferentes subparcelas de 3 x 4 olivos, seleccionando como puntos de muestreo los dos árboles que quedan en el centro de la misma, previniendo de este modo el posible efecto borde o deriva que pudiera ocasionarse en dicho muestreo.

b. Herbicida

El herbicida terbutilazina (2-tert-butilamino-4-cloro-6-etilamino-1,3,5-triazina) utilizado en el laboratorio ha sido de alta pureza (> 99%) y fue suministrado por los laboratorios Riedel-de Haën (Alemania). Se trata de un herbicida con una presión de vapor de 0,15 MPa (20 ºC), peso molecular 229,72, y una solubilidad a 20 ºC en agua de 8,5 mg L^{-1}, y en etanol a 20º C de 14 g L^{-1}. Posee alta hidrólisis a 20 ºC en condiciones neutras y una densidad de 1,19 g cm^{-3} (20 ºC). La terbutilazina es una triazina sistémica con actividad como herbicida de absorción radical y débilmente foliar, de aplicación preemergente. Se transloca a través del xilema hacia los puntos de acción. Interfiere la función clorofílica por inhibición de la transferencia de electrones en el receptor del fotosistema II en la reacción de Hill y de la absorción de CO_2 (LIÑÁN 2010).

c. Enmienda orgánica

El orujo extractado utilizado en este trabajo procede de una industria orujera situada en Beja (Portugal) donde el alperujo se extrae químicamente para la obtención de aceite, generándose un residuo/subproducto conocido como orujo extractado. Algunas de sus propiedades químicas se expresan en la Tabla 1. El orujo utilizado en el laboratorio fue secado, posteriormente molido y tamizado a un diámetro de luz de malla de 0,5 mm.

d. Análisis fisicoquímico de los suelos y la enmienda

El análisis granulométrico de los suelos fue realizado mediante el método de la pipeta de Robinson (DAY et al 1965). El contenido en carbono orgánico total (COT) fue determinado mediante la oxidación con dicromato (NELSSON & SOMERS 1996). El carbono orgánico hidrosoluble (COH) fue extraído con agua destilada en una proporción 100:1 agua/suelo y en proporción 100:0.1 agua/orujo. El pH fue medido en una proporción 1:1 agua/suelo y en un proporción 5:1 agua:orujo mediante un electrodo combinado. La conductividad eléctrica (CE) fue medida en condiciones de saturación (U.S. SALINITY LABORATORY STAFF 1954).

e. Estudios de lixiviación

El experimento de la movilidad del herbicida terbutilazina se realizó a través del ensayo de columnas de PVC con unas dimensiones de 30 cm de longuitud por 20 cm de diámetro interior, las cuales se extrajeron de la parcela de estudio, colocando en la parte inferior lana de vidrio, y una malla de 0,05mm de luz, obteniendo muestras de suelo sin alterar su estructura. Previo a la aplicación del herbicida, se saturaron las columnas con $CaCl_2$ 0,01 M, para calcular el volumen de poro. El herbicida se incorporó, en la parte superior de la columna, a razón de 3 kg ha^{-1}, de materia activa, dosis usualmente aplicada en explotaciones de olivar similares a la parcela de investigación. Diariamente, durante 59 días, se añadieron 300 mL de agua a las columnas y se recogieron los lixiviados que, posteriormente, fueron analizados por HPLC. Una vez terminados los experimentos de lixiviación, se tomaron muestras de suelo, por triplicado, con una barrena de media caña a cuatro profundidades para una posterior cuantificación del herbicida residual del interior de la columna.

f. Método de análisis

El análisis del herbicida se realizó utilizando la técnica de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC: Waters 2695 Separations Module acoplado a un detector Waters 2696 diode-array). La fase estacionaria utilizada fue la columna Nova Pack C18 de Waters de 150 mm de longitud y 3,9 mm de diámetro interno. La temperatura del horno fue de 35º C y el volumen de inyección de 25 µl, con un flujo de 1 mL min^{-1}. La fase móvil empleada fue agua:acetonitrilo, en una proporción de 50:50, utilizando una longitud de onda de 223 nm para la detección del herbicida. El límite de detección fue de 0,02 mg kg^{-1} y el porcentaje de recuperación fue superior al 94%.

4. Resultados y Discusión

En la figura 1 se observa la lixiviación eluida del herbicida terbutilazina en los distintos suelos estudiados. La lixiviación en el suelo control (sin enmienda) es mayor que en el resto de suelos, lixiviándose la mayor concentración de herbicida en los primeros días del experimento, alcanzando lixiviados de 0,24%; circunstancia diferente ocurre con los suelos enmendados, en los cuales los picos máximos de lixiviación se reducen a 0,09% y 0 % en los suelos OE27 y OE54, respectivamente. A su vez, en el suelo OE27 se retrasa la lixiviación respecto al suelo control. Esta situación se demuestra al comenzar la lixiviación del herbicida en el suelo control a 0,76 volúmenes de poro frente a 3,16 volúmenes de poro del suelo OE27. A lo largo del experimento, el suelo OE54 no presenta concentraciones de terbutilazina en los lixiviados. La aplicación de enmienda orgánica al suelo, por tanto, disminuye las concentraciones máximas de herbicida lixiviado y, a su vez, retrasa la lixiviación, persistiendo así en el lugar donde es más eficaz y donde se requiere.

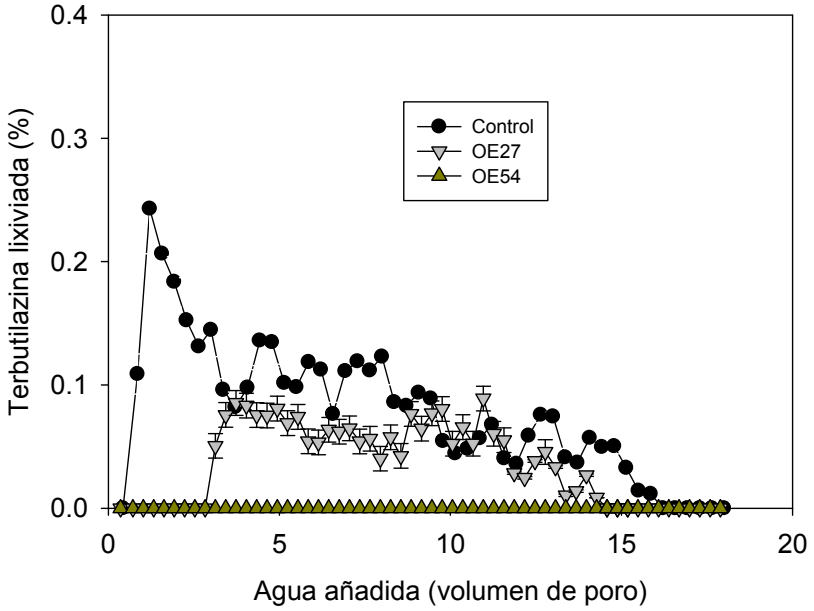


Figura 1. Lixiviación eluida del herbicida terbutilazina en los suelos estudiados

En la figura 2 se muestran los lixiviados acumulados de los diferentes suelos, observando que el suelo control lixivia 3,84% del herbicida aplicado, mientras que el suelo OE27 disminuye un 52% la lixiviación alcanzando un 2,03% de herbicida aplicado. Al aumentar considerablemente la dosis de enmienda orgánica, suelo OE54, la lixiviación del herbicida terbutilazina no se detecta en los lixiviados durante los 59 días que dura el experimento; según COX et al 2000, transcurrido ese tiempo, existen otros procesos diferentes a la lixiviación que pueden influir significativamente en los resultados. Los resultados obtenidos en la lixiviación se relacionan con los niveles de carbono orgánico presente en el suelo (Tabla 1). Así, la mayor capacidad de adsorción que ofrece los suelos que incorporan la enmienda orgánica (LÓPEZ-PIÑEIRO et al 2010), puede condicionar la menor lixiviación del pesticida en los mismos. Además, en el suelo OE54, aun teniendo mayor contenido en carbono orgánico hidrosoluble (Tabla 1), el herbicida terbutilazina no se lixivia, efecto directamente relacionado con el significante aumento de la capacidad de adsorción de este suelo ocasionada por la enmienda orgánica. Estudios recientes de movilidad de herbicida en columnas alteradas (modificando la estructura existente en el suelo, CABRERA et al 2010) demuestran que

en suelos con un contenido alto de carbono orgánico hidrosoluble (COH), el herbicida se lixivia con facilidad, aun teniendo elevada proporción de materia orgánica. La diferencia de resultados obtenidos en ambos casos justifica la realización de estudios con suelos sin perturbar, manteniendo su estructura original.

Una vez terminado el experimento de lixiviación, se tomaron muestras de suelos a 4 profundidades diferentes con el objeto de cuantificar el herbicida residual existente en el interior de las columnas. En la figura 3 se observa que existe un porcentaje elevado de herbicida en el interior de las columnas en los suelos estudiados, hecho atribuible al bajo porcentaje de lixiviación de terbutilazina observado.

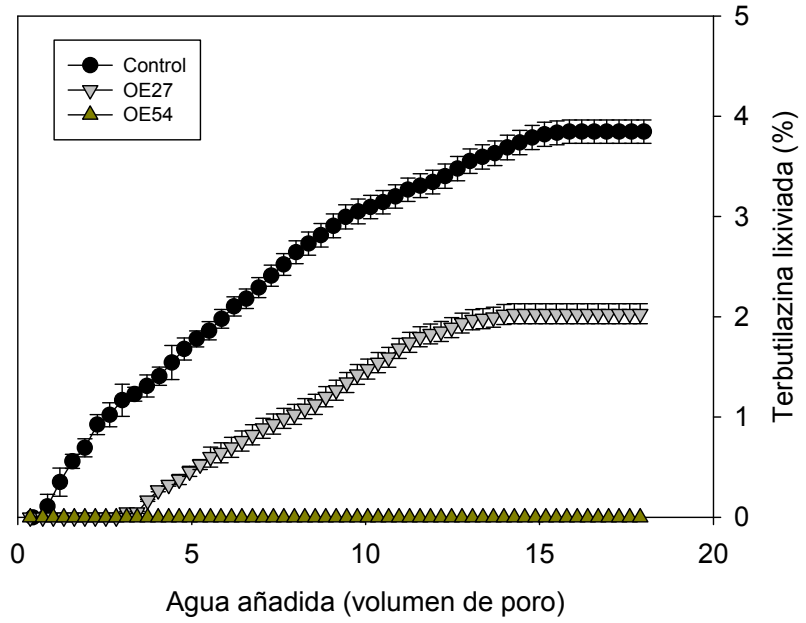


Figura 2. Lixiviación acumulada del herbicida terbutilazina en los suelos estudiados

En todos los tratamientos, la mayor concentración de herbicida se localiza en los primeros centímetros superiores de las columnas, lugar donde se ha aplicado el herbicida y coincidiendo con la mayor proporción de materia orgánica que disminuye y ralentiza su lixiviación.

Los suelos que contienen mayor cantidad de herbicida son los suelos enmendados. Este hecho es atribuible a la mayor capacidad de adsorción que presentan estos suelos debido a su mayor contenido en materia orgánica (CABRERA et al, 2010). La concentración de herbicida en la parte inferior de las columnas es muy baja o incluso nula en el suelo OE54 (Fig. 3), lo que justifica la falta de lixiviación del herbicida en este último tratamiento. Aunque las cantidades totales del herbicida retenido en los suelos enmendados son similares, la cantidad detectada en el suelo OE27 (48,4%) es ligeramente superior a la del suelo OE54 (44,2%), hecho atribuible al mayor porcentaje de desorción que presenta el suelo que incorpora la dosis más baja de orujo (LÓPEZ-PIÑEIRO et al 2010).

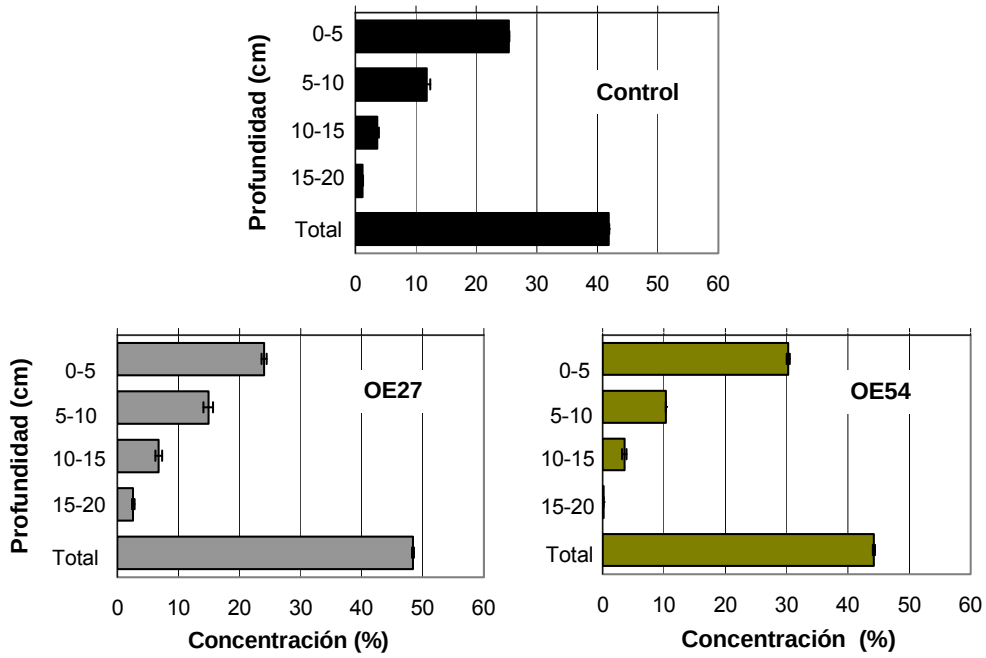


Figura 3. Distribución de terbutilazina en las columnas inalteradas después de finalizar la lixiviación

5. Conclusiones

La aplicación de orujo extractado retrasa y reduce la movilidad del herbicida terbutilazina disminuyendo, así, la lixiviación del mismo en un suelo típico de olivar. La utilización de orujo extractado como enmienda orgánica puede contribuir a disminuir el riesgo de contaminación de los acuíferos por terbutilazina.

6. Agradecimientos

Los autores desean hacer constar que este trabajo ha sido financiado por la Junta de Extremadura, y por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (Proyecto AGL2004-0518-C02-02) y por el Ministerio de Educación y Ciencia (Proyecto AGL2007-655771-C02-02). D. Peña agradece a la Junta de Extremadura la concesión de su beca FPI.

7. Bibliografía

AAO. Agencia para el Aceite de Oliva. 2010. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Marino. www.marm.es.

ABU-ZREIG, M., and AL-WIDYAN, M., 2002. Influence of olive mills solid waste on soil hydraulic properties. *Soil Sci. and plant Analysis.* 33, 505-517

ALVADALEJO, J.; CASTILLO, V., and DÍAZ, E., 2000. Soil loss and runoff on semiarid land as amended with urban solid refuse. *Land. Degrad. Dev.* 11, 363-373

ALBARRÁN, A.; CELIS R.; HERMOSÍN, M.C.; LÓPEZ-PIÑEIRO, A.; ORTEGA-CALVO, J.J., and CORNEJO, J., 2003. Effect of solid olive-mill waste addition to soil on sorption, degradation and leaching of the herbicide simazine. *Soil Use Manag.* 19, 150-156

ALBARRÁN, A.; CELIS, R.; HERMOSÍN, M.C.; LÓPEZ-PIÑEIRO, A., and CORNEJO, J., 2004. Behaviour of simazine in soil amended with the final residue of the olive-oil extraction process. *Chemosphere* 54, 717–724

ALBURQUERQUE, J.A.; GONZÁLVEZ, J.; GARCÍA, J., and CEGARRA, J., 2004. Agrochemical characterisation of "alperujo" a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technol.* 91, 195-200

BARRIUSO, E.; CALVET, R., and HOUOT, S., 1996. Field study of the effect of sewage sludge application on atrazine behaviour in soil. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 59, 107-121

BRUNETTI, G.; PLAZA, C., and SENESI, N., 2005. Olive pomace amendment in Mediterranean conditions: Effect on soil and humic acid properties and wheat (*Triticum turgidum* L.) yield. *J. Agr. Food. Chem.* 53, 6730-6736

CABRERA, A.; COX, L.; FERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, A.; CIVANTOS, C.G.-O., and CORNEJO, J., 2009. Field appraisement of olive mills solid waste application in olive crops: Effect on herbicide retention. *Agr. Ecosys. Environ.* 132 (3-4), 260-266

CABRERA, D.; LÓPEZ-PIÑEIRO, A.; ALBARRÁN, A., and PEÑA, D., 2010. Direct and residual effects on diuron behaviour and persistence following two-phase olive mill waste addition to soil: Field and laboratory experiments. *Geoderma* 157, 133-141

CHÈVRE, N.; EDDER, P.; ORTELLI, D.; TATTI, E.; ERKMAN, S., and RAPIN, F., 2008. Risk assessment of herbicide mixtures in a large European lake. *Environ. Toxicol.* 23, 269-277

COX, L.; CELIS, R.; HERMOSÍN, M.C.; BECKER, A., and CORNEJO, J., 1997. Porosity and herbicide leaching in soils amended with olive-mill wastewater. *Agric. Ecosyst. Environ.* 65, 151-161

COX, L.; CELIS, R.; HERMOSÍN, M.C., and CORNEJO, J., 1999. Porosity and surface fractal dimension of soils as affecting sorption, degradation and mobility of three polar herbicides. Eur. *J. Soil Sci.* 249-255

COX, L.; CELIS R.; HERMOSÍN, M.C.; ZSOLNAY, A., and CORNEJO, J., 2000. Effecct of organiac amendments on herbicide sorption as related to the nature of disolved organic matter. Int. J. Environ. *Sci. Tech.* 34, 4600-4605

CROHN, D.M., 1996. Planning biosolids land application rates for agricultural systems. *J. Environ. Eng.* 122, 1058-1066

DAY, P.R., 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. En Methods of Soil Analysis. eds. *Am. Soc. Agron.,* 545-567. Madison,

DELGADO-MORENO, L., and PEÑA A., 2008. Sorption/desorption behaviour of sulfonylurea herbicides as affected by the addition of fresh and composted olive cake to soil. *Weed Res.* 48, 461–469

DELGADO-MORENO, L., and PEÑA, A., 2009. Compost and vermicompost of olive cake to bioremediate triazines-contaminated soil. *Sci. Total Environ.* 407 (5), 1489-1495

DI-TORO, D.M., and HORZEMPA, L.M., 1982. Reversible and resistant components of PBC adsorption-desorption isotherms. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 16, 594-602

EUROPEAN COMMUNITY COUNCIL, 1980. Directive of 15 July 1980 relating to the quality of water intended for human consumption. Official Journal of the European Communities, 80/778/EEC L 229/11-29, European Union's publisher, 53–60 pp. Luxembourg

EUROPEAN COMMUNITY COUNCIL, 1991. Directive of 12 December 1991 relating to the the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Official Journal of the European Communities, 91/676/EEC L 375, European Union's publisher, 70–83 pp. Luxembourg

EUROPEAN COMMUNITY COUNCIL, 2000. Directive concerning the quality of water intended for human consumption (2000). Official Journal of the European Communities, 2000/60 EEC L330, European Union's publisher, 67–72 pp. Luxembourg

FAIT, G.; BALDERACCHI, M.; FERRARI, F.; UNGARO, F.; CAPRI, E., and TREVISAN, M., 2010. A field study of the impact of different irrigation practices on herbicide leaching. *Europ. J. of Agron.* 32 (4), 280-287

FAO, 2007. Base referencial mundial del recurso suelo. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos Nº 103, Roma

FERNÁNDEZ, M .C.; COX, L.; HERMOSÍN, M.C., and CORNEJO, J., 2003. Adsorption-desorption of metalaxyl as afecting dissipation and leaching in soils: role of mineral and organic components. *Pest. Manag. Sci.* 59, 545-552

GARCÍA, C., 2003. Recuperación de suelos degradados en ambientes semiáridos mediante la adición de enmendantes orgánicos de nueva generación. I Simp. Nac. Control Erosión y Degradación de Suelos. Perspectivas de la Degradación de Suelos. 55-62 pp. Madrid

GONZÁLEZ-PRADAS, E.; FERNÁNDEZ-PÉREZ, M.; VILLAFRANCA-SÁNCHEZ, M.; MARTÍN-LÓPEZ, F., and FLORES-CÉSPEDES, F., 1999. Use of bentonite and humic acid as modifying agents in alginate-based controlled-release formulations of imidacloprid. *Pestic. Sci.* 55, 546-552

LIÑÁN, C. 2010. Vademecum de productos fitosanirarios y nutricionales. C. Liñan. Madrid

LÓPEZ PIÑEIRO, A.; DA SILVA, C.; ROZAS ESPADAS, M.A., and RATO, J. M., 2001. Efecto de la aplicación de residuos de almazara en el estado nutricional de un olivar en regadío. XV Congreso Latino-Americano y V cubano de la Ciencia del Suelo, 64-72 pp. Varadero, Cuba

LÓPEZ PIÑEIRO, A.; DA SILVA, C.; NUNES, J.M.; ROZAS, M.A., and GARCÍA NAVARRO, A., 2002. Effects of the solid mills waste application on soil properties of irrigated olive grove. Man and soil at the third millennium, 1117-1122 pp. London

LÓPEZ PIÑEIRO, A.; BARRETO, C.; RATO, J.M.; ALBARRÁN, A., and GARCÍA, A., 2003. Efecto de la aplicación directa de alperujo en la prevención de la lixiviación de nutrientes en suelos agricolas de ambiente medirerráneo. Control de la erosión y degradación suelo, 339-342 pp. Madrid

LÓPEZ-PIÑEIRO, A.; FERNÁNDEZ, J.; RATO NUNES, J. M., and GARCÍA, A., 2006. Response of soil and wheat crop to the application of two-phase olive mill waste to Mediterranean agricultural soils. *Soil Sci.* 171, 728-736

LÓPEZ-PIÑEIRO, A.; FERNÁNDEZ, J.; ALBARRÁN, A.; RATO NUNES, J.M., and BARRETO, C., 2008. Effects of de-oiled two-phase olive mill waste on Mediterranean agricultural soils and the wheat crop. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 424–430

LÓPEZ-PIÑEIRO, A.; CABRERA, D.; ALBARRÁN, A., and PEÑA, D., 2010. Cumulative and residual effects of de-oiled two-phase olive mill waste application to soil on diuron sorption, leaching, degradation, and persistence. *Chemosphere.* 78, 139–146

MADEJÓN, E.; BURGOS, P.; LÓPEZ, R., and CABRERA, F., 2003. Agricultural use of three organic residues: effect on orange production on properties of a soil of the Comarca Costa de Huelva (SW Spain). *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 65, 281-288

MONTEMURRO, F.; CONVERTINI, G., and FERRI, D., 2004. Mill wastewater and olive pomace compost as amendments for rye-grass. *Agronomie* 24, 481-486

MORILLO, E.; MAQUEDA, C.; REINOSO, R., and UNDABEYTIA, T., 2002. Effect oftwo organic amnedmnets on norflurazon retention and release by soils of different characteristics. Environ. *Sci. Technol.* 36, 4319-4325

NELSON, D.W., and SOMMERS, L.E., 1996. Methods of soil analysis. Sparks, D.L.Part 3. 961–1010. Madison

PIOTROWSKA, A. G.; IAMARINO, M.A., and GIANFREDA, L., 2006. Short-term effects of olive mill waste water (OMW) on chemical and biochemical properties of a semiarid Mediterranean soil. *Soil Biol. Biochem.* 38, 600-610

SOCÍAS-VICIANA, M.M.; FERNÁNDEZ-PÉREZ, M.; VILLAFRANCA-SÁNCHEZ, M.; GONZÁLEZ-PRADAS, E., and FLORES-CÉSPEDES, F., 1999. Sorption and Leaching of Atrazine and MCPA in Natural and Peat-Amended Calcareous Soils from Spain. *J. Agr. Food Chem.* 47, 1236–1241

UNITED STATE SALINITY LABORATORY STAFF, 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. US Department of Agriculture, Handbook n°60, Washington DC

YANG, Y.; HE, Z.; STOFFELLA, P.J.; YANG, X.; GRAETZ, D.A., and MORRIS, D.,

2008. Leaching behavior of phosphorus in sandy soils amended with organic material. *Soil Sci.* 173, 257-266

Efecto de la adición de orujo de aceituna en la adsorción, lixiviación y biodegradación del herbicida MCPA en los suelos de las Vegas del Guadiana

PEÑA ABADES, D.[1], LÓPEZ PIÑEIRO, A.[1], ALBARRÁN LISO, A.[2], CABRERA GÓMEZ, D.[1], RATO NUNES, J.M.[3]

[1]Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura, Avda. de Elvas S/N, 06071, Badajoz, España. pineiro@unex.es
[2]Área de Producción Vegetal. Universidad de Extremadura, Ctra. de Cáceres S/N, 06071, Badajoz, España. angliso@unex.es
[3]Escola Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre, Av. 14 de Janeiro, S/N 7350-903, Elvas, Portugal. ratonunes@esaelvas.pt

Resumen
La adición de residuos orgánicos a los suelos agrícolas, como una alternativa a su eliminación y a la vez mejorar las propiedades estructurales y el contenido de materia orgánica de los suelos, puede afectar al comportamiento de otros compuestos que también se aplican en agricultura, como pueden ser los plaguicidas. En este trabajo se han evaluado los efectos que la aplicación directa (sin compostar) del residuo final del procesado de la aceituna para la obtención del aceite de oliva (orujo) ejerce en la adsorción, lixiviación y biodegradación que sufre el herbicida MCPA en dos suelos (LB y PB) característicos de las Vegas Bajas del río Guadiana. Los tratamientos han incluido un control en el que no se aplica orujo (LB0 y PB0), adición de un 2.5% (LB2.5 y PB2.5) y de un 5% (LB5 y PB5) en peso seco de enmienda a cada uno de los suelos. La adición de orujo sin compostar, como enmienda orgánica, contribuyó a mejorar las propiedades de los suelos y aumentar la adsorción de MCPA. Igualmente, se observa un incremento en la persistencia del herbicida de aproximadamente 50 y 15 días en LB5 y PB5, respectivamente. Sin embargo, la aplicación de orujo también incrementa la movilidad y lixiviación del MCPA, alrededor del 30% en los tratamientos que incorporan un 5% de orujo, con respecto a los suelos control. La utilización de orujo extractado como enmienda orgánica, incluso a dosis bajas, puede potenciar el riesgo de contaminación de aguas subterráneas y superficiales por el herbicida MCPA, especialmente en suelos neutros y alcalinos. Todo ello, pone de manifiesto la necesidad de tener en cuenta estos efectos a la hora de optimizar el uso combinado de enmiendas y fitosanitarios en agricultura.

Palabras clave
MCPA, orujo, adsorción, lixiviación, biodegradación, enmienda orgánica.

1. Introducción

El aceite de oliva se obtiene en industrias denominadas almazaras mediante procedimientos exclusivamente mecánicos: molienda, centrifugación, decantación y filtrado (PEÑA 2009a). Además del aceite de oliva, en estas industrias se obtienen también otros subproductos, los cuales variarán en función del tipo de sistema de centrifugación que utilice la almazara en cuestión. En la actual tecnología de sistema continuo de extracción de dos fases para el procesado de la aceituna (VLYSSIDES et al 1998) se genera un primer subproducto conocido como alperujo, del cual se extrae

químicamente aceite quedando un residuo final llamado orujo. Las alternativas de uso para este residuo son variadas, van desde combustible para empresas eléctricas (CNSE 2000), fabricación de piensos para el ganado (MARTINEZ 2001) hasta su aplicación al suelo como enmienda orgánica, objetivo del presente trabajo.

La materia orgánica es vital para que el suelo pueda realizar sus funciones claves, por lo que resulta un factor determinante de la fertilidad del suelo y de su resistencia frente a la erosión. Por tanto, el uso del orujo como enmienda orgánica, puede ser de especial interés en muchos suelos de la Península Ibérica, caracterizados por sus bajos contenidos en materia orgánica. De esta manera, las almazaras pueden encontrar, a su vez, una solución a unos de sus grandes problemas, la eliminación de los residuos generados en la fabricación del aceite de oliva. Por todo ello, el aprovechamiento como enmienda orgánica del orujo puede considerarse como un recurso, con el consiguiente valor añadido, desde el punto de vista agronómico y ambiental (LÓPEZ-PIÑEIRO et al 2001, 2002). Además, a diferencia de otros residuos (lodos de depuradora, residuos sólidos urbanos, …), los procedentes del sector oleícola están exentos de metales pesados y organismos patógenos que puedan comprometer la salud pública.

A pesar de lo expuesto, cuando se toma la decisión de añadir este tipo de enmiendas o residuos al suelo, habitualmente no se tiene en cuenta los efectos que tiene sobre la dinámica de agroquímicos, considerándose otros aspectos fundamentalmente nutricionales. Existe, por tanto, una necesidad de determinar el efecto que esta técnica diseñada para el control de la erosión y degradación física de los suelos y el mantenimiento (enriquecimiento) de su fertilidad, tienen en la dinámica de los plaguicidas en el suelo. En este trabajo se ha empleado el herbicida MCPA, siendo muy habitual su uso en el área de estudio, tratándose este de un herbicida hormonal, sistémico, selectivo, absorbido por vía foliar rápidamente y por las raíces y traslocado por toda la planta hasta acumularse en los tejidos meristemáticos.

2. Objetivos

Con la realización de este trabajo se pretende determinar el efecto que la aplicación de orujo ejerce sobre la dinámica del herbicida MCPA (adsorción-desorción, biodegradación y lixiviación) en suelos dedicados a cultivos intensivos en las Vegas del Guadiana (Badajoz).

3. Metodología

g. Herbicida

El herbicida MCPA (Ácido (4-cloro-2-metilfenoxi)acético), cuya fórmula química es $C_9H_9ClO_3$ fue suministrado por los laboratorios Dr. Ehrenstorfer-Schäfers Augsburg (Alemania), con una pureza del 98.0%. Su temperatura de fusión es de 118.7 ºC, con una presión de vapor de 0.2 mPa (21 ºC), una solubilidad en agua de 0.825 g L^{-1} para 20 ºC y su peso molecular es de 200.62 g mol^{-1}.

h. Suelo y enmienda orgánica

Para la realización del presente trabajo se han tomado muestras de dos suelos representativos de las Vegas Bajas del río Guadiana. La toma de muestra se realizó de

forma manual a una profundidad de 0 a 25 centímetros, posterior a las labores culturales previas al cultivo y con anterioridad a la aplicación de cualquier fertilizante o materia activa.

Los suelos sobre los que se realizó la experimentación se clasificaron como Fluvisoles éutricos (FAO 2007). Se trata de suelos desarrollados sobre depósitos aluviales recientes más o menos estratificados y poseen un contenido bajo en materia orgánica, irregularmente distribuida y un pH ligeramente ácido o neutro. Estos suelos presentan unas propiedades físicas muy favorables, con una buena permeabilidad, que los hace excelentes suelos para el cultivo de regadío (Tabla 1).

La enmienda orgánica (orujo) procede de una orujera localizada en Beja (Portugal), y en la que el orujo ha sido extraído químicamente para la obtención de aceite. Previo a su análisis químico y aplicación a los suelos, se procedió a su secado en una estufa a una temperatura aproximada de 50 ºC. Una vez seco el orujo fue molido mediante un molino eléctrico de cuchillos y tamizado en un tamiz con diámetro de poro de 0.5 mm. Las propiedades químicas analizadas del orujo utilizado se recogen en la Tabla 1. Para la consecución de los objetivos los tratamientos han incluido un control en el que no se aplica orujo (LB0 y PB0), adición de un 2.5% (LB2.5 y PB2.5) y de un 5% (LB5 y PB5) en peso seco de enmienda a cada uno de los suelos.

i. Análisis fisicoquímico de los suelos y la enmienda

El análisis granulométrico de los suelos fue realizado mediante el método de la pipeta de Robinson (DAY 1965). El contenido en carbono orgánico total (COT) fue determinado mediante la oxidación con dicromato (NELSSON & SOMERS 1996). El carbono orgánico hidrosoluble (COH) fue extraído con agua destilada en una proporción 100:1 agua/suelo y en proporción 100:0.1 agua/orujo. El pH fue medido en una proporción 1:1 agua/suelo y en un proporción 5:1 agua:orujo mediante un electrodo combinado. La conductividad eléctrica (CE) fue medida en condiciones de saturación (U.S. SALINITY LABORATORY STAFF 1954).

j. Estudios de adsorción-desorción

Las isotermas de adsorción-desorción del herbicida MCPA se obtuvieron haciendo interaccionar 5 g de suelo con 10 ml de una solución de $CaCl_2$ 0.01 M, a diferentes concentraciones iniciales del herbicida MCPA: 5, 10, 20, 40 y 50 µM. Las suspensiones, obtenidas por triplicado, se agitaron a 20 ºC durante 24 horas, tiempo suficiente para alcanzar el equilibrio. Posteriormente, las suspensiones fueron centrifugadas a 3500 rpm y del sobrenadante se tomó una alícuota de 5 mL que fue filtrada y analizada mediante HPLC. La desorción se realizó inmediatamente después de la adsorción a través de diluciones sucesivas para las concentraciones iniciales de 5, 20 y 50 µM. Los resultados obtenidos se ajustaron a la ecuación linealizada de Freundlich: $\log(C_s) = \log(K_f) + n_f \cdot \log(C_e)$, donde C_s es la cantidad de MCPA adsorbida a la concentración de equilibrio C_e, mientras que K_f y n_f son las constantes empíricas de Freundlich.

A partir de los parámetros obtenidos de la ecuación de Freundlich, se ha obtenido el coeficiente de distribución $K_{d10\mu M}$, a partir de la ecuación: $C_s = k_d \cdot C_e$, para Ce=10 µM. También se han obtenido a partir de los parámetros derivados de la ecuación de

Freundlich las histéresis, expresadas en porcentajes mediante la ecuación: $\%H = \frac{n_{fadsorción}}{n_{fdesorción}} \cdot 100$

k. Estudios de lixiviación

El estudio de la lixiviación del herbicida MCPA se realizó a través del ensayo de columnas alteradas y empaquetadas a mano (por triplicado) de 5 cm de diámetro y 20 cm de longitud. El herbicida se incorporó por la parte superior, correspondiéndole a todas las columnas una dosis equivalente a 1.5 kg ha^{-1} de MCPA. Diariamente fueron aplicados 50 mL de una solución de $CaCl_2$ 0.01 M recogiéndose también diariamente los lixiviados durante 26 días, los cuales fueron filtrados y analizados mediante HPLC.

Una vez terminado el estudio de lixiviación, las columnas fueron desmontadas procediéndose a la extracción del herbicida MCPA no lixiviado y retenido a diferentes profundidades de las columnas: 0-5, 5-10, 10-15 y de 15-20 cm. Para el análisis, de cada una de las muestras se utilizaron 5 g de suelo y 10 mL del extractante (mezcla 60% metanol y 40% de agua destilada con Ácido Ortofosfórico 1N), agitándose las suspensiones durante 24 horas. Posteriormente, las muestras fueron centrifugadas y filtradas, cuantificándose el herbicida mediante HPLC.

l. Estudios de biodegradación

Para los estudios de biodegradación se tomó una muestra de 500 g de suelo (por triplicado) al cual se le añadió una cantidad de agua destilada equivalente al 40% de la capacidad de campo, con el fin de activar la población microbiana. La dosis de materia activa aplicada fue la equivalente a la aplicada en campo por los agricultores que es de 1.5 kg ha^{-1}. Las muestras se introdujeron en contenedores de vidrio, los cuales se almacenaron en condiciones de oscuridad, con el fin de evitar la fotodegradación de la materia activa. La toma de muestra se realizó de forma periódica y con una frecuencia determinada por la degradación de la materia activa observada. La extracción y análisis del herbicida fue realizado de igual manera que para las muestras de suelo en los estudios de lixiviación.

m. Método de análisis de MCPA

El análisis del herbicida se realizó utilizando la técnica de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). El equipo está constituido por: controlador del sistema (Waters 2695 E System Controller); detector de radiaciones ultravioletas emitidas por una lámpara de deuterio (Waters 2996 Photodiode Array Detector); inyector automático de muestra (Waters Autosampler) y cámara horno a temperatura constante.

La fase estacionaria utilizada fue la columna Nova Pack C18 de Waters de 150 mm de longitud y 3.9 mm de diámetro interno. La temperatura del horno fue de 35 ºC y el volumen de inyección de 25 µL, con un flujo de 1 mL min^{-1}. La fase móvil empleada fue 60% de metanol más 40% de agua destilada con Ácido Ortofosfórico 1N y la longitud de detección del herbicida MCPA fue de 228 nm.

4. Resultados y Discusión

n. Características de los suelos

La aplicación de orujo, en ambas dosis, aumenta de forma significativa el contenido en carbono orgánico total e hidrosoluble y la conductividad eléctrica de los dos suelos seleccionados. Sin embargo, en relación con los suelos sin enmendar, los valores de pH disminuyen proporcionalmente con la cantidad de orujo aplicado tanto para el suelo LB como en PB (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades de los suelos originales, enmendados y del orujo

Propiedades	LB0	LB2.5	LB5	PB0	PB2.5	PB5	Orujo
Arcilla (g kg^{-1})	**142.1**	-	-	**238.9**	-	-	-
Limo (g kg^{-1})	**324.1**	-	-	**324.1**	-	-	-
Arena (g kg^{-1})	**533.8**	-	-	**437.0**	-	-	-
COT (g kg^{-1})	**6.23**	19.41	31.32	**9.73**	21.10	32.88	**516.7**
COH (g kg^{-1})	**0.103**	2.65	4,43	**0.131**	2.13	3.97	**74.3**
CE (dS m^{-1})	**3.08**	5.31	7.84	**2.47**	4.48	6.67	**5.31**
pH (H_2O)	**5.70**	5.44	5.18	**6.80**	6.45	6.05	**5.30**

o. Adsorción-desorción

Tras realizar el estudio de adsorción-desorción, se han elaborado las isotermas de adsorción para todos los tratamientos, representando C_s frente a C_e (Figura 1). Con el fin de poder comparar numéricamente las diferentes isotermas de adsorción de los distintos suelos, se han ajustado los valores de adsorción a la ecuación de Freundlich, a partir de la cual se ha calculado la intensidad de adsorción (n_f), el coeficiente de distribución $K_{d10\mu M}$, así como, la histéresis para el punto de concentración inicial de 50 µM (Tabla 2).

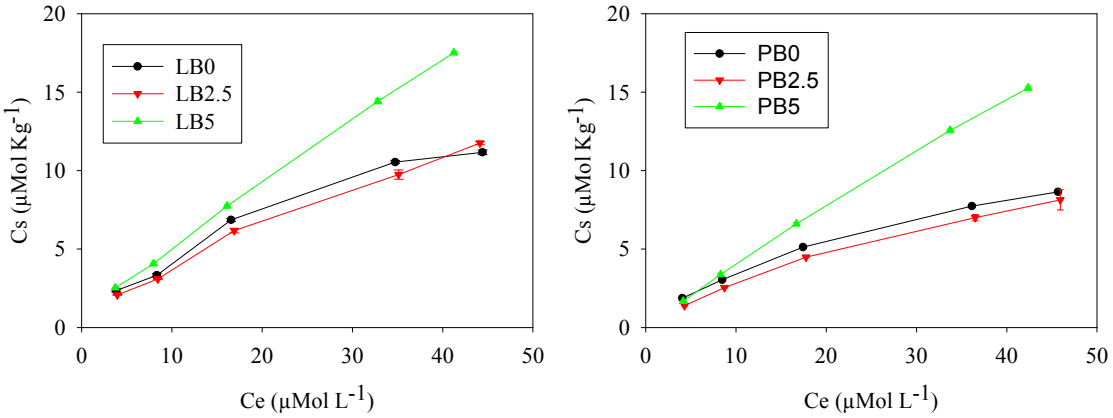


Figura 1. Isotermas de adsorción para los diferentes suelos originales y enmendados con orujo

Observando las isotermas y de acuerdo con GILES et al 1960, los suelos originales y enmendados con 2.5% de orujo, presentan isotermas de tipo L ($n_f < 1$), lo cual indica que a medida que transcurre la isoterma, aumenta la dificultad de adsorción de las moléculas del MCPA por no encontrar sitios de adsorción vacantes. Sin embargo, los suelos enmendados con 5% de orujo presentan isotermas de tipo C ($n_f = 1$), las

cuales se caracterizan por existir una relación lineal entre la cantidad de soluto adsorbido y la concentración del mismo en la solución de equilibrio. Estas isotermas de tipo C, se corresponden con situaciones en las que existen, un gran número de centros de adsorción en relación con el número de moléculas de adsorbatos presentes en la solución (GILES et al 1960), por lo cual este gran número de centros de adsorción esta provocado por la adicción de orujo a los suelos estudiados. Este efecto ha sido observado para otros herbicidas como simazina, terbutilazina y diurón en diferentes suelos (ALBARRÁN et al 2004; CABRERA et al 2007; LOPEZ-PIÑEIRO et al 2010).

Tabla 2. Valores de intensidad de adsorción, coeficiente de distribución, histéresis y coeficiente de correlación de ajuste a la ecuación de Freundlich para el estudio de adsorción-desorción del herbicida MCPA.

Suelos	n_f	$K_{d10\mu M}$	H (%)	R^2
LB0	0.679	0.433	352.2	0.978
LB2.5	0.737	0.391	158.4	0.991
LB5	0.822	0.533	221.0	0.995
PB0	0.640	0.327	271.7	0.997
PB2.5	0.742	0.272	234.6	0.995
PB5	0.951	0.395	266.4	0.999

Observando los valores recogidos en la Tabla 2 se puede deducir que la intensidad de adsorción (n_f) del herbicida MCPA aumenta tras la adicción de orujo en los dos suelos estudiados. Este hecho pone de manifiesto que, a medida que el contenido en materia orgánica aumenta, también lo hace la intensidad del proceso de adsorción. Sin embargo, esta tendencia no se observa en los valores del coeficiente de distribución ($K_{d10\mu M}$) de los suelos LB2.5 y PB2.5. Por otro lado, los mayores valores de $K_{d10\mu M}$ se dan en los suelos enmendados con 5% de orujo, poniendo de manifiesto la importancia de la materia orgánica en la adsorción del herbicida MCPA. Otra cuestión importante que se desprende de los valores obtenidos del estudio de adsorción-desorción, es que el herbicida MCPA se adsorbe más en el suelo LB que en PB (Tabla 2), aún presentando este último los mayores contenidos en carbono orgánico total (Tabla 1). Estos resultados ponen de manifiesto que, además de la materia orgánica, existen otros factores que también influyen en los procesos de adsorción-desorción, como por ejemplo el pH edáfico. Así, en el caso de herbicidas polares como el MCPA, en suelos con valores de pH bajos, como ocurre en el suelo LB (Tabla 1), el exceso de protones en el medio, favorece la protonación de la molécula del herbicida y, en consecuencia, también favorece su mayor adsorción por las cargas negativas de los coloides presentes en el suelo. Cuando el pH edáfico aumenta, como en el caso del suelo PB (Tabla 1), la posibilidad de que la molécula de herbicida se protone disminuye y la adsorción, por tanto, se reduce (NAVARRO-GARCÍA et al 1992).

Observando los valores de las histéresis (Tabla 2) y definiéndose esta como la falta de singularidad entre los procesos de adsorción y desorción (CALVET 1989), se puede deducir que la adsorción del herbicida MCPA en los suelos sin enmendar es más irreversible que en los suelos enmendados, hecho atribuible al elevado contenido de COH que presenta la enmienda aplicada (Tabla 1).

p. Lixiviación

Las curvas de elución acumuladas para el MCPA en los suelos estudiados (Figura 2) muestran como la adicción de orujo, provoca un retraso en el inicio de la lixiviación

del MCPA, reflejándose este hecho, en mayores valores de volumen de poro inicial en los suelos enmendados (Tabla 3). El volumen de poro inicial se refiere a la cantidad de $CaCl_2$ que es necesario añadir a la columna para que comience a lixiviar el herbicida MCPA. De forma que en los tratamientos enmendados con 5% de orujo, indistintamente del suelo considerado, es donde más se retrasa el inicio de la lixiviación del herbicida MCPA, estando esta situación relacionada con los resultados obtenidos en el estudio de adsorción, ya que es en estos tratamientos donde existe una mayor intensidad y capacidad de adsorción del MCPA (Tabla 2). El retraso en el inicio de la lixiviación de herbicidas como simazina, diurón y S-metolacloro tras la aplicación de diferentes enmiendas al suelo ha sido descrito previamente por diversos autores (ALBARRÁN et al 2004; LÓPEZ-PIÑEIRO et al 2010; PEÑA et al 2009b).

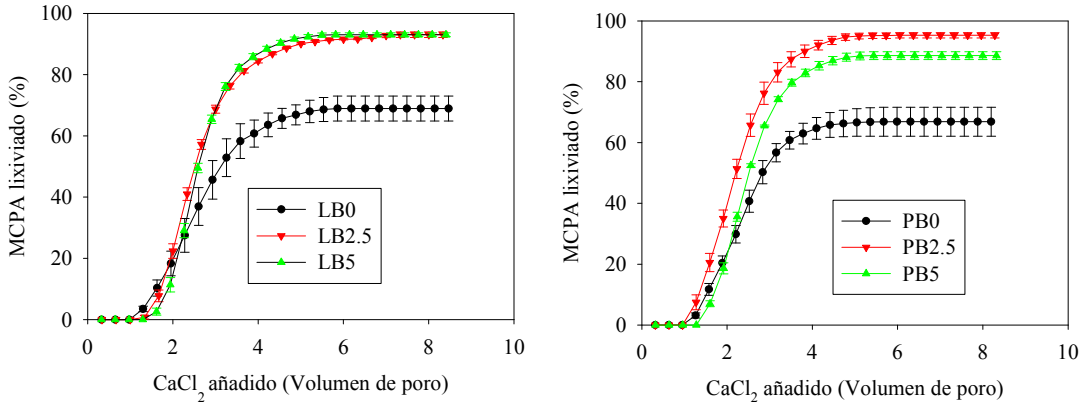


Figura 2. Curvas de elución acumuladas para el herbicida MCPA en los suelos estudiados

Como queda reflejado en la figura 2, en los suelos enmendados, indistintamente de la dosis aplicada y del tipo de suelo considerado, el MCPA lixivia en mayor cantidad que en los suelos sin enmendar. Este mayor porcentaje de lixiviación de los suelos enmendados (Tabla 3), puede estar relacionado con los valores de histéresis obtenidos en el estudio de adsorción-desorción. Esta situación es semejante a los resultados obtenidos por PEÑA et al 2009c para este herbicida en estos mismos suelos enmendados aunque utilizando alperujo sin compostar. Como se comentó anteriormente, en los suelos enmendados la adsorción es de tipo reversible, lo cual significa que las moléculas del herbicida una vez adsorbidas retornan de nuevo a la solución del suelo, estando por tanto disponibles para sufrir el proceso de lixiviación, mientras que en los suelos sin enmendar la adsorción es de tipo irreversible, por lo que las moléculas se encuentran adsorbidas por los coloides del suelo disminuyendo, así, su disponibilidad a experimentar el proceso de lixiviación.

Tabla 3. Valores obtenidos para la lixiviación del herbicida MCPA.

Tratamientos	Vol. Poro Inicial	Total lixiviado (%)	Extraído anillos (%)
LB0	1.30	68.9	0.46
LB2.5	1.33	93.0	1.20
LB5	1.62	93.0	3.02
PB0	1.26	66.8	3.83
PB2.5	1.27	95.3	3.66
PB5	1.60	88.6	3.64

Finalizado el experimento de lixiviación, el porcentaje de herbicida retenido en las columnas con respecto al aplicado es muy bajo, no superando en ningún tratamiento un 4% (Tabla 3). Este hecho se relaciona directamente con la baja capacidad de adsorción del MCPA en los suelos estudiados, así como, con el gran porcentaje de herbicida total lixiviado.

q. Biodegradación

Las curvas de degradación del herbicida MCPA varían en función del suelo estudiado (Figura 3). Así, para los tratamientos del suelo LB (Figura 3(A)), la concentración de MCPA en los suelos trascurridos 50 días es aún considerable. Sin embargo, transcurrido este mismo tiempo en los tratamientos del suelo PB (Figura 3(B)), la concentración de herbicida presente en los suelos es muy baja. La explicación para esta situación se haya en la mayor capacidad de adsorción de los tratamientos del suelo LB con respecto a los del suelo PB (Tabla 2). De esta forma, el herbicida adsorbido en los coloides del suelo se encontraría menos disponible para ser degradado por los microorganismos edáficos.

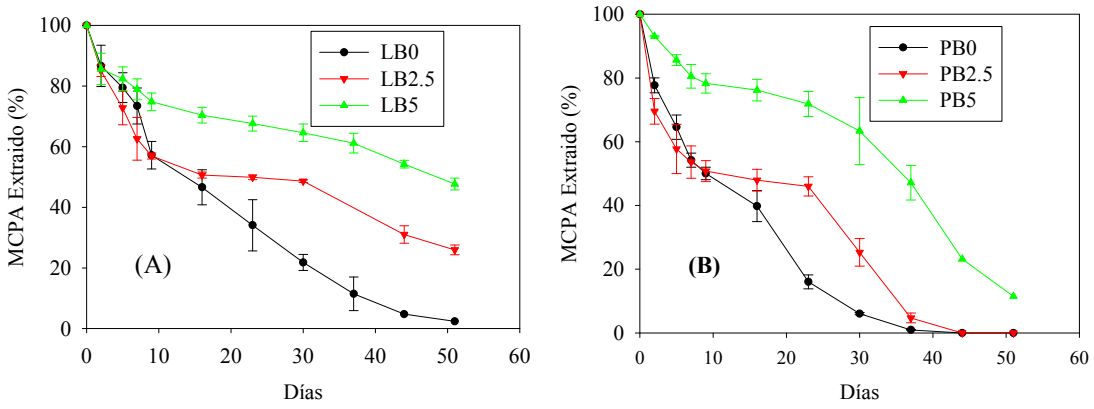


Figura 3. Curvas de degradación del herbicida MCPA para los tratamientos del suelo LB (A) y para los tratamientos del suelo PB (B)

Observando los valores de $t_{1/2}$ recogidos en la tabla 4, se aprecia una tendencia clara para ambos suelos. Así, la persistencia del herbicida aumenta de forma proporcional con la dosis aplicada. Esta situación se puede deber a dos causas. Una primera, relacionada con la mayor capacidad de adsorción de los suelos enmendados con orujo (Tabla 2). Y una segunda, debido a que los microorganismos pueden estar utilizando el orujo aplicado como fuente de carbono en lugar del herbicida MCPA, lo cual contribuiría a una mayor persistencia del herbicida. Esta tendencia de mayor vida media, para los suelos enmendados con residuos de almazaras ha sido descrito previamente por diversos autores y para herbicidas diferentes al MCPA (ALBARRÁN et al 2004; CABRERA et al 2007; LÓPEZ-PIÑEIRO et al 2010). Por otra parte, la mayor persistencia del herbicida en los suelos enmendados (Tabla 4) puede también justificar los resultados obtenidos en los estudios de lixiviación, explicando así la mayor lixiviación de MCPA detectada en los suelos que incorporan la enmienda orgánica (Tabla 3).

Tabla 4. Valores de $t_{1/2}$ para el herbicida MCPA.

Tratamientos	$t_{1/2}$ (Días)	R^2
LB0	10.1	0.959
LB2.5	31.4	0.938
LB5	60.1	0.959
PB0	6.24	0.943
PB2.5	11.3	0.864
PB5	20.4	0.819

5. Conclusiones

La aplicación de orujo como enmienda orgánica aumenta los coeficientes de adsorción del herbicida, especialmente cuando se incorpora la dosis más elevada. Sin embargo, la lixiviación del MCPA es muy superior en los suelos que incorporan orujo debido al elevado contenido en materia orgánica soluble del mismo, y al aumento de la persistencia que presenta el herbicida como consecuencia de la adición de la enmienda. Por tanto, aunque la aplicación de orujo puede contribuir a mantener la eficacia de su aplicación en el campo, también puede llegar a significar un mayor riesgo de contaminación de aguas superficiales y subterráneas.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos AGL2004-0518-C02-02 del Ministerio de Ciencia y Tecnología y AGL2007-655771-C02-02 del Ministerio de Educación y Ciencia. David Peña también agradece a la Conserjería de Economía, Comercio e Innovación de la Junta de Extremadura la concesión de su Beca de Formación de Personal Investigador.

7. Bibliografía

ALBARRÁN, A.; CELIS, R.; HERMOSÍN, M. C.; LÓPEZ-PIÑEIRO, A. and CORNEJO, J., 2004. Behaviour of simazine in soil amended with the final residue of the olive-oil extraction process. *Chemosphere* 54, 717-724

CABRERA, A.; COX, L.; VELARDE, P.; WILLIAM, C. and CORNEJO, J., 2007. Fate of Diuron and Terbuthylazine in Soils Amended with Two-Phase Olive Oil Mill Waste. *J. Agric. Food Chem.* 55, 4828-4834

CALVET, R., 1989. Adsorption of organic chemicals in soils. *Environ. Health Perspectives* 88, 145-177

COMISIÓN NACIONAL DEL SISTEMA ELÉCTRICO. CNSE., 2000. Clasificación de instalaciones de tratamientos de alperujo. Consejo de Administración de CNSE.

DAY, P.R., 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. En Methods of Soil Analysis. Am. Soc. Agron. 545-567 Madison

FAO, 2007. Base referencial mundial del recurso suelo. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos Nº 103, Roma

GILES, C.H.; MACEWAN, S.N.; NAKHWA, S.N. and SMITH, D., 1960. Studies in

adsorption. Part XI. A system of clasification of solution adsorption isotherm, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface area in solids. *J. Chem.Soc.*111, 3973-3993

MARTÍNEZ, F., 2001. El orujo como alimento del ganado. www.agrodigital.com.

NAVARRO-GARCÍA, S.; BARBA, A.; CÁMARA, M.A. y NAVARRO, S., 1992. Persistencia de los plaguicidas en los suelos agrícolas, procesos y factores condicionantes. Universidad de Murcia

LÓPEZ-PIÑEIRO, A.; SILVA, C.; ROZAS ESPADAS, M. A. y RATO, J. M., 2001. Efecto de la aplicación de residuos de almazara en el estado nutricional de un olivar en regadío. XV Congreso Latino-Americano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Varadero, Cuba

LÓPEZ-PIÑEIRO, A.; SILVA, C.; NUNES, J. M.; ROZAS, M. A. and GARCIA, A., 2002. Effects of solid olive mill waste application on soil properties of irrigated olive grove. Man and Soil at the Third Millennium. *Geoforma* 2, 117-1123

LÓPEZ-PIÑEIRO, A., CABRERA, D., ALBARRÁN, A. and PEÑA, D., 2010. Cumulative and residual effects of de oiled two-phase olive mill waste application tos oil on diuron sorption, leaching, degradation, and persistente. *Chemosphere* 78, 139-146

NELSON, D.W. and SOMMERS, L.E., 1996. Methods of soil analysis. Sparks, D.L.Part 3. 961–1010. Madison

PEÑA, D., 2009a. Efectos de la aplicación de residuos de almazaras en la movilidad y persistencia del herbicida MCPA en suelos de las Vegas del Guadiana. Trabajo de Grado. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura

PEÑA, D.; LÓPEZ-PIÑEIRO, A.; ALBARRÁN, A.; CABRERA, D. and NUNES, J.M.R., 2009b. Use of the two-phase olive mill waste to reduce herbicide leaching in two intensive-crop soils. 3rd International Congress of Energy and Environment Engineering and Management. Portalegre, Portugal

PEÑA, D.; LÓPEZ-PIÑEIRO, A.; ALBARRÁN, A.; RAMÍREZ, M.; CABRERA, D. and MUÑOZ, A., 2009c. Influence of two-phase olive mill waste on the sorption, leaching and degradation of MCPA in two intensive-crop soils. Pesticide behaviour in soils, water and air. York, England

UNITED STATE SALINITY LABORATORY STAFF, 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. US Department of Agriculture, Handbook n°60, Washington DC

VLYSSIDES, A.G.; LOIZIDOU, M.; GIMOUHOPOULOS, K. and ZORPAS, A., 1998. Olive oil processing wastes production and their characteristics in relation to olive oil extraction methods. *Fresen. Environ. Bull.* 7, 308-313

Niveles de fondo y niveles de referencia de elementos potencialmente tóxicos (elementos trazas) en suelos de la Cuenca del Duero

SANTOS FRANCÉS, F. *; GARCÍA SÁNCHEZ, A.**, ALONSO ROJO, P.*

*Unidad Docente de Edafología. Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Universidad de Salamanca.
** Departamento de Geoquímica Ambiental. IRNASA (C.S.I.C.). Salamanca.

Resumen
El contenido de elementos trazas en la parte central de la Cuenca del Duero se ha cuantificado a partir de 166 muestras pertenecientes a los horizontes A, B y C de 89 perfiles de suelos
El principal objetivo de este estudio es calcular los niveles de fondo y niveles de referencia de elementos trazas (As, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb y Zn) en los suelos no contaminados de la zona central de la Cuenca del Duero (provincias de Valladolid, Palencia y Burgos), con objeto de poder definir el grado de contaminación en otros lugares o áreas con influencia antrópica, haciendo la salvedad que los citados umbrales se han determinado mediante el análisis de suelos no afectados por el hombre, es decir, fuera de la influencia de carreteras, núcleos urbanos, industrias, vertederos, etc., aunque es posible que estos suelos pudieran no estar completamente libres de una posible influencia de contaminación regional difusa atmosférica.
Se han analizado los contenidos totales de elementos trazas en los tres órdenes principales de suelos existentes en la región (Entisoles, Inceptisoles y Alfisoles), teniendo en cuenta la roca madre del suelo. Además, se ha analizado su distribución en profundidad a lo largo del perfil.
Otros parámetros del suelo tales como contenido en materia orgánica, pH, contenido de arcilla y capacidad de cambio de cationes, han sido medidos para determinar su influencia en relación con el contenido de elementos trazas.
Por último, se presentan mapas en los que se han representado las distribuciones espaciales de los diferentes elementos trazas en los suelos de la Cuenca del Duero, teniendo en cuenta las diferentes unidades litológicas.

Palabras clave
Suelos, elementos trazas, niveles de fondo, niveles de referencia, Cuenca del Duero.

1. Introducción

A partir de 1986 diferentes países han establecido unos valores o estándares de calidad, en los que las concentraciones en el suelo de diferentes sustancias potencialmente contaminantes, tienen un significado genérico de lo que es admisible e inadmisible, permitiendo afrontar la gestión de la contaminación del suelo.
El primer intento con trascendencia internacional, significativamente en el ámbito europeo, fueron los estándares de calidad del suelo holandeses, publicados en Holanda por primera vez en 1987, y revisados en 1991 y 1994. A ellos debemos añadir, entre otros, los desarrollados en Canadá, Dinamarca, Alemania, Finlandia y Reino Unido.
El primer paso a la hora de establecer unos valores o índices de calidad medioambiental de los suelos de una región, es contar con una información válida sobre los valores naturales de sustancias potencialmente contaminantes tóxicas, lo que se conoce como "Nivel de Fondo". El siguiente paso consiste en establecer los "Niveles de Referencia",

que se establecen a partir de los niveles de fondo y marcan el límite por debajo de los cuales no existe riesgo ambiental y que si son superados indican la presencia de algún grado de contaminación en el suelo, la existencia de riesgo de afección para la salud humana y los ecosistemas y la necesidad de emprender acciones correctivas o de recuperación de suelos. Por lo tanto, con el cálculo de estos umbrales se puede estimar el alcance de la contaminación en el suelo (FERGUSSON, 1998).
Los niveles de fondo dependen en gran medida de la composición de la roca madre, de los procesos de meteorización que han originado la formación del suelo y de los contenidos de arcilla y materia orgánica (SALMINEN Y TARVAINEN, 1997; CHEN et al., 2001 y KLASSEN, 1998).

2. Materiales y métodos

El área de estudio ocupa una extensión de 25.050 $km^{2,}$ aproximadamente, y está localizada en la parte central de la Cuenca del Duero, ocupando la totalidad del territorio de la provincia de Valladolid y la mayoría de las provincias de Palencia y Burgos.
Desde el punto de vista geológico, la región objeto de estudio, pertenece a la gran depresión cenozoica de la Cuenca del Duero, formada por el hundimiento del zócalo hercínico y colmatada durante todo el Terciario por sedimentos de origen continental y disposición tabular-horizontal. La citada Cuenca está rodeada por un anillo montañoso (Figura 1), constituido por terrenos precámbricos y paleozoicos del Macizo Hespérico, los mesozoicos de la Cordillera Ibérica y la Región Vasco-Cantábrica (JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN, 1997).

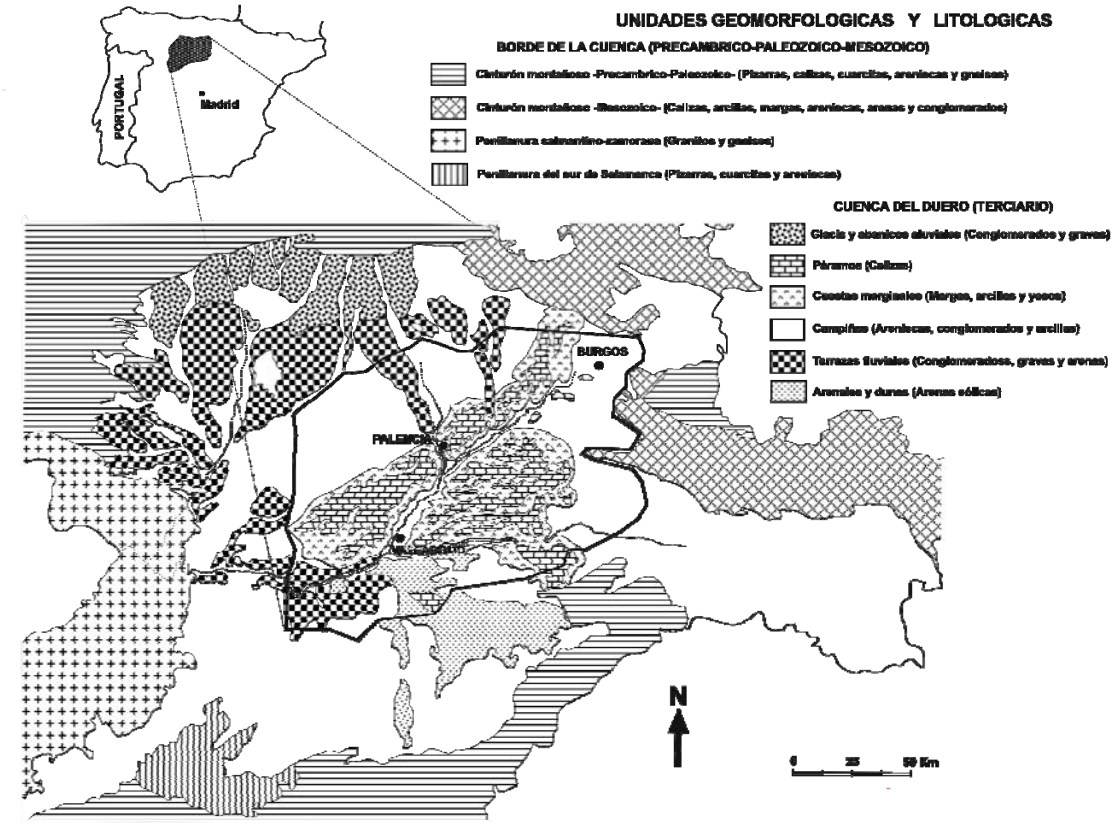


Figura 1.- Unidades geomorfológicas y litológicas de la Cuenca del Duero y localización del área estudiada

Relación litología y suelos

Los paisajes que predominan en la zona estudiada están dominados por un relieve, un tanto monótono, de llano a suavemente ondulado (llanuras alomadas), en los cuales el contraste más significativo lo forman una serie de planicies a tres niveles diferentes: 1) llanuras altas de los "páramos", 2) llanuras onduladas de las "campiñas", (ambas llanuras están separadas por unas superficies con fuerte pendiente denominadas "cuestas") y 3) superficies planas escalonadas y relacionadas con el cauce actual de los ríos (“terrazas fluviales” y “llanura de inundación”), situadas en las zonas más bajas o de menor altitud de toda la región.
En cada unidad litológica se ha realizado un inventario de los suelos más representativos, se han descrito los perfiles y se han clasificado según la taxonomía norteamericana (SOIL SURVEY STAFF, 2003).

Conviene destacar que la distribución geográfica de los suelos de la Cuenca del Duero, está fuertemente influenciada por la combinación de los factores formadores: litología, relieve y tiempo o edad de las superficies geomorfológicas (Figura 2).

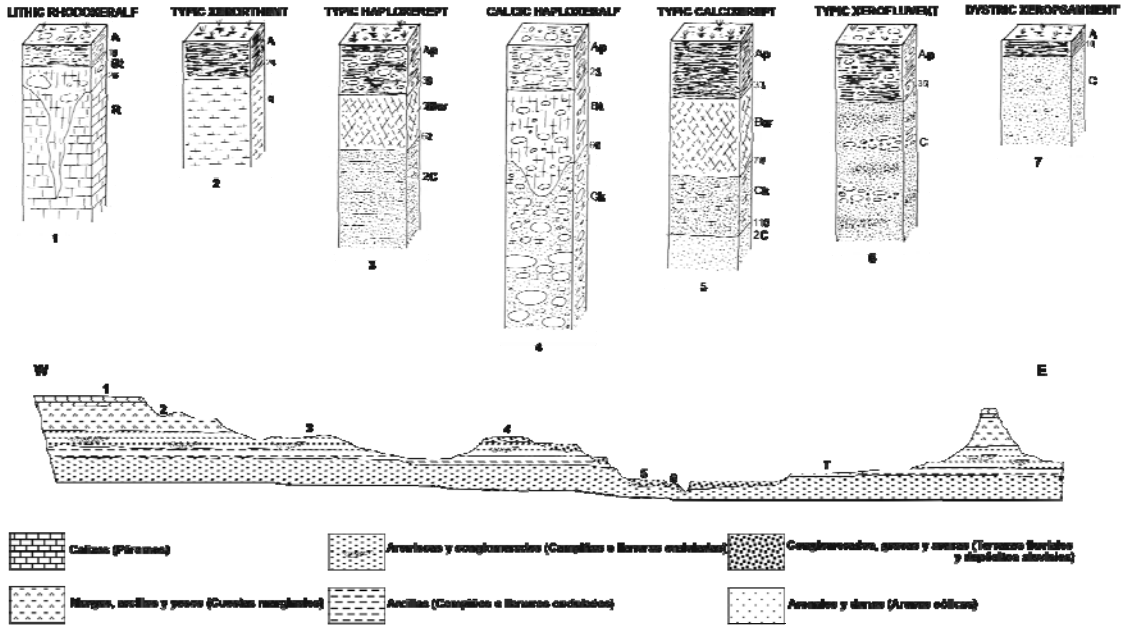


Figura 2.- Esquema que relaciona la litología, geomorfología y suelos

a) Páramos calizos: esta unidad está constituida por calizas del Mioceno Superior, que forman, por su horizontalidad, la superficie plana o la plataforma calcárea de los páramos. En esta unidad fisiográfica predominan suelos de pequeño desarrollo Lithic Xerorthents, en las áreas donde las calizas duras afloran más cerca de la superficie, y Typic Xerorthents sobre calizas blandas.

En otras zonas el suelo tiene mayor espesor (Rhodoxeralf y Haploxeralf), cuyas características más sobresalientes son la presencia de un horizonte arcilloso de color rojo (Bt), que se encuentra rellenando grietas verticales. Estos suelos tienen un carácter relicto, estando asociados al modelado cárstico de la superficie de estos páramos y

constituidos por arcilla y óxidos de hierro, procedentes de los residuos de meteorización de las calizas, introducidas entre las grietas de disolución.

b) Cuestas margo-yesíferas: unidad constituida fundamentalmente por materiales blandos (margas blancas y grises, delgados niveles de arcillas y yesos) de edad Mioceno Superior.
Los suelos de estas laderas y taludes poseen una textura arcillosa, son fuertemente calcáreos y muestran diferentes grados de erosión, relacionados directamente con la inclinación de la pendiente, desde los Inceptisoles (Typic Haploxerepts) en las vertientes menos pronunciadas y estables, hasta los Entisoles (Typic Xerorthents) en las más escarpadas, en donde son muy patentes los procesos de erosión.

c) Campiña o llanuras onduladas: unidad formada por materiales detríticos, diferenciadas en dos series sedimentarias: a) La Serie detrítica de edad Eoceno-Oligoceno (Paleógeno) está constituida por una alternancia de conglomerados, areniscas (arcosas) y lutitas) y b) La Serie detrítica de edad Mioceno Inferior-Medio está formada por areniscas de color rojizo (las llamadas "Series Rojas") y areniscas o arenas de grano fino y arcillas-limosas, ligeramente calcáreas, de color ocre (la llamada facies "Tierra de Campos"). Los suelos más característicos, que se han desarrollado sobre este tipo de litología, se han clasificado como Typic Haploxerepts, constituyendo un integrado hacia los Alfisoles.

d) Terrazas fluviales: las terrazas representan restos de antiguos lechos fluviales (Pleistoceno), escalonadas a diferentes alturas, dispuestas de forma paralela y longitudinal al trazado de los ríos más caudalosos (Duero, Pisuerga, Cea, etc.) y que están constituidas por depósitos de conglomerados de cuarcitas, cuarzos y calizas, generalmente bien cementados, en el caso de las más antiguas, y por gravas con intercalaciones de arenas en las más bajas o modernas.

Los suelos predominantes en esta unidad (Calcic Palexeralfs y Calcic y/o Typic Haploxeralfs), son de color rojo y se caracterizan por la presencia de horizontes cálcicos en forma de enrejados o laminaciones.

En algunas zonas, dentro de esta unidad fisiográfica, existen pequeñas áreas en donde los procesos erosivos han sido de tal intensidad que llega a aflorar en superficie el horizonte cálcico (Ck), de color blanco (SANTOS FRANCÉS et al, 1997).

e) Llanuras de inundación o vegas de los grandes ríos: estos sedimentos están formados generalmente por arenas y gravas sueltas.

Los suelos más característicos de esta unidad se han clasificado como Typic Calcixerepts. Se trata de suelos que suelen tener los horizontes poco contrastados, de color pardo y que en algunos casos puede considerarse como un intergrado hacia un horizonte argílico. En esta unidad también se han descrito Typic Xerofluvents, situados sobre una alternancia de arenas calcáreas y gravas.

f) Arenas eólicas: a lo largo de todo el Cuaternario (Pleistoceno-Holoceno), el viento ha dado lugar, en esta región, a diversos procesos de erosión y sedimentación. Se trata de depósitos de arcosas sueltas con granos redondeados, formando en algunos casos campos de dunas y llegando a alcanzar un espesor de hasta 15 m, aunque en algunos

lugares no llega al metro. El área fuente de las arenas suelen ser los depósitos aluviales de los ríos y las arenas de la Facies Utrillas (Cretácico) pertenecientes al Mesozoico de la Cordillera Ibérica.

Sobre estas arenas blancas y sueltas se han formado suelos de pequeñísimo espesor (entre 5 y 15 cm) y clasificados como Dystric Xeropsamments.

Análisis de suelos

Los puntos de muestreo de los suelos se han seleccionado teniendo en cuenta las diferentes unidades litológicas y la presencia de vegetación natural.

La toma de muestras se ha realizado tanto en los horizontes genéticos de los suelos (horizontes A y B), como en la roca madre (horizonte C), con objeto de poder determinar su influencia en los niveles superiores. En total se han muestreado 89 perfiles de suelos, con un total de 166 muestras.

La determinación de las propiedades físicas y químicas, han sido realizadas de acuerdo con los métodos tradicionales de análisis de suelos (Soil Conservation Service 1972): materia orgánica por oxidación con dicromato potásico, análisis granulométrico usando el método de la pipeta Robinson, pH (agua 1:1) y capacidad de intercambio catiónico por el método del acetato amónico (Tabla 1).

Tabla 1. Sumario estadístico de las propiedades seleccionadas de los suelos

Orden Suelo	**Arcilla %**	**pH-H_2O**	**Materia orgánica %**	**CIC cmolkg^{-1}**
Entisoles	[A] 27.8 [B] 0.6 – 45.9	[A] 7.45 [B] 7.0 - 7.7	[A] 1.3 [B] 0.1 - 2.98	[A] 14.2 [B] 0.6- 31.0
Inceptisoles	[A] 21.4 [B] 4.1 - 41.0	[A] 7.01 [B] 5.8 - 8.2	[A] 0.6 [B] 0.07 - 1.41	[A] 14.2 [B] 1.9 – 31.4
Alfisoles	[A] 27.1 [B] 1.5- 62.1	[A] 7.1 [B] 4.9 – 8.1	[A] 0.96 [B] 0.16 - 2.55	[A] 16.0 [B] 0.7 - 37.5

[A] Media [B] Rango

Los contenidos totales de metales pesados en los suelos se han analizado según procedimiento recomendado por la Unión Europea Norma ISO 11466 (ESB, 2000). Extracción con una mezcla ácido nítrico + ácido clorhídrico, en horno microondas y determinación por ICP-MS.

Análisis estadístico

Para los análisis estadísticos se ha utilizado el software SPSS v.15.0. Los resultados ha permitido obtener diferentes valores de interés, con objeto de poder estimar, posteriormente, los niveles de fondo y los niveles de referencia: media aritmética, media geométrica, mediana y cuartiles.

Por último, se ha realizado las correspondientes distribuciones de frecuencia y análisis de correlación entre los metales pesados y las propiedades de los suelos.

3. Resultados y discusión

Concentración de elementos trazas

Las concentraciones medias y los rangos encontrados en la zona estudiada (Tabla 2) son semejantes a los valores descritos en otros países (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001), aunque los niveles máximos obtenidos en los suelos de la Cuenca del Duero son en general más bajos que los observados en otros suelos del mundo (Tabla 3).

Una vez realizado el análisis de la distribución de los elementos (histogramas de frecuencia), se ha observado que las concentraciones de As y Zn presentan una distribución aproximadamente normal, sin embargo para las concentraciones de Co, Cu, Cr, Ni y Pb son los datos log-transformados los que mejor se ajustan a una curva de distribución normal. Realizado el test de Kolmogorov-Smirnov, el nivel de significación Pk-s>0.05, confirma las mejores distribuciones, ya sea normal para As y Zn y log-normal para el resto, exceptuando Cd y Hg que no presentan ajuste a ninguna de las dos distribuciones anteriores (Figura 3).

Tabla 2. Sumario estadístico de la distribución de los elementos trazas (mgkg^{-1})

Parámetros	**As**	**Cd**	**Co**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
Nº de muestras	163	165	165	165	164	163	164	165	157
Rango observado	1.5-15.7	0.04-0.5	1.3-17.84	1-50.0	1.5-51.5	0.01-0.79	2.11-37.2	2.25-73.04	1-75.31
Media aritmética	6.6	0.08	6.13	16.79	18.06	0.09	11.62	13.68	33.09
Desviación standard	3.28	0.06	3.19	11.01	11.95	0.11	6.35	11.10	15.57
Media geométrica	5.8	0.07	5.3	13.3	14.1	0.07	9.8	10.6	28.35
DSG	1.71	1.61	1.77	2.07	2.12	2.12	1.81	2.00	1.91
Mediana	6.4	0.06	5.5	13.3	14.7	0.07	9.97	9.17	31.9
Q_1 primer quartil	3.9	0.05	3.68	8.83	9.16	0.05	7.08	6.41	21.55
Q_3 tercer quartil	8.4	0.08	8.35	23.26	26.01	0.09	15.17	19.50	43.35
$P_{(k-z)}$	[A] 0.213 [B] 0.173	0.000 0.000	0.109 0.438	0.007 0.487	0.001 0.703	0.000 0.001	0.052 0.695	0.000 0.113	0.625 0.052
Nivel de Fondo	**[1]6.6**	**[3]0.06**	**[2]5.3**	**[2]13.3**	**[2]14.1**	**[3]0.07**	**[2]9.8**	**[2]10.6**	**[1]33.09**
Nivel de Referencia	**□13.16**	**□0.125**	**□16.6**	**□56.9**	**□62.5**	**□0.15**	**□32.1**	**□42.4**	**□64.23**

$P_{(k-z)}$ Nivel de significación del test de Kolmogorov-Smirnov ($P_{(k-z)}$<0.05 indica que las variables no se distribuyen siguiendo la normal, $P_{(k-z)}$>0.05 variables siguen una distribución normal. [A] para datos normales; [B] para los datos log-transformados).
Nivel de fondo: [1] media aritmética; [2] media geométrica; [3] mediana.
Nivel de referencia: □ MA+2DS; □ UBC (MG.DSG^2); □ Upper whisker (Q_3+1.5(Q_3-Q_1).

Tabla 3. Media y rango de la concentración de elementos trazas ($mgkg^{-1}$) en suelos de diferentes localizaciones

Localización	As	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn
Madrid (España) (Miguel et al., 2002)	[A] 9.9 [B] 0.4-86.2	[A] 0.10 [B] 0.01-1.10	[A] 5.6 [B] 0.3-28.3	[A] 9.5 [B] 1.1-98.6	[A] 14.9 [B] 1.0-88.4	[A] 0.03 [B] 0.005-0.36	[A] 9.0 [B] 0.1-41.3	[A] 17.5 [B] 3.1-290.6	[A] 38.5 [B] 3.3-165.1
Galicia (España) (Macias et al., 2009)	[A] 20.6 [B] 0.5-168	[A] 0.11 [B] 0-0.99	[A] 25.7 [B] 0-103	[A] 26.9 [B] 0.8-799	[A] 100 [B] 40-200	[A] 0.08 [B] 0-0.40	[A] 75 [B] 1-200	[A] 28.5 [B] 5-144.25	[A] 61.35 [B] 2-570
Italia (Bini et al., 1988)	[A] 41 [B] 4-197	[A] 0.44 [B] 0.07-0.89	[A] 14 [B] 4-275	[A] 24 [B] 7-200	[A] 95 [B] 20-307		[A] 14	[A] 26 [B] 4-81	[A] 68 [B] 16-157
Japón (Kitagishi, 1981)	[A] 11 [B] 0.4-70	[A] 0.44 [B] 0.03-2.53	[A] 10 [B] 1.3-116	[A] 34 [B] 4.4-176	[A] 50 [B] 3.5-810	[A] 0.28 [B] 0.08-0.49	[A] 28 [B] 2-660	[A] 35 [B] 5-189	[A] 86 [B] 10-622
USA (Shacklette, 1984)	[A] 7 [B] <1-93	[A] [B] 0.41-0.57	[A] 10.5 [B] 3-50	[A] 26 [B] 3-300	[A] 50 [B] 7-1500	[A] 0.17 [B] 0.02-1.50	[A] 19 [B] <5-150	[A] 26 [B] <10-70	[A] 73.5 [B] 13-300

[A] Media [B] Rango

Nivel de fondo y nivel de referencia

Para la estimación de los niveles de fondo (***nivel cero*** desde el punto de vista de grado de contaminación) se han utilizado varías vías, dependiendo de la simetría del tipo de la distribución de frecuencias que presenten. Media aritmética en las variables con una distribución normal. Media geométrica para las distribuciones log-normales. Se ha utilizado la mediana cuando son fuertemente asimétricas (Tabla 2).

Los niveles de referencia, que marcan límites de riesgo ambiental y pudieran usarse como criterio de necesidad de rehabilitación, se han obtenido sumando al nivel de fondo dos veces la desviación típica. Cuando los datos log-transformados son los que mejor se ajustan a una distribución normal, la UBC (Línea Base Superior) representa mejor el nivel natural en suelos, porque el efecto distorsionador de los valores altos es minimizado (CHEN, LENA & HARRIS, 1998). Así mismo se han utilizando los cuartiles para aquellos metales en que se ha usado la mediana como nivel de fondo.

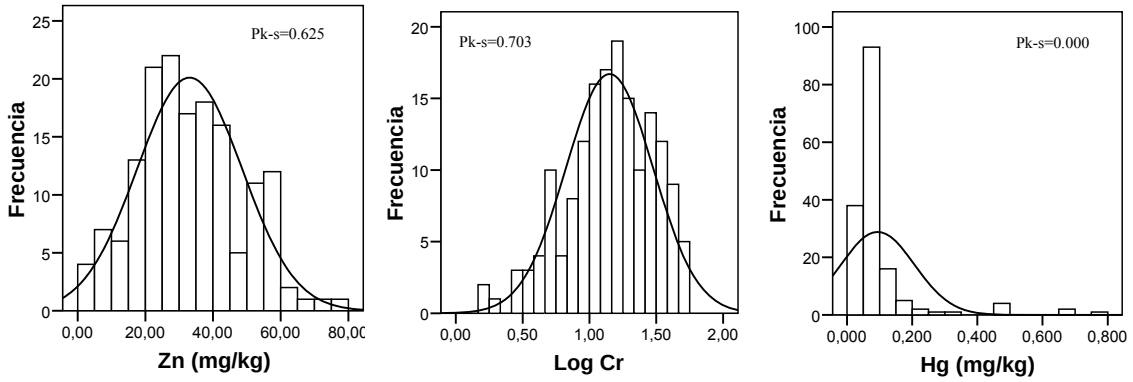


Figura 3. Histogramas de frecuencia y curvas normales de datos no- y log-transformados de las concentraciones totales de elementos trazas en los suelos de la Cuenca del Duero, incluido nivel de significación para el test de Kolmogorov-Smirnov ($P_{k\text{-}s}$).

Correlación entre las concentraciones de elementos trazas y las propiedades de los suelos

Realizado el análisis de correlación entre los contenidos totales de elementos trazas y las propiedades de los suelos, se han obtenido las siguientes correlaciones (Tabla 4). El contenido en arcilla está significativamente correlacionado con las concentraciones de Co, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn, lo cual coincide con datos publicados por numerosos autores en otras partes del mundo (CHEN, LENA & HARRIS, 1999 y LEE et al. 1997). Esto confirma la alta afinidad de determinados elementos con los minerales de la arcilla del suelo (MERMUT et al. 1996).

La capacidad de intercambio catiónico también muestra correlación significativa con los elementos (Co, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn), lo que coincide igualmente con resultados observados por otros autores (Holgrem et al. 1993). Sin embargo, el pH del suelo se encuentra significativamente correlacionado solamente con la concentración de Pb.

Tabla 4. Coeficiente de correlación de las concentraciones de los elementos trazas con las propiedades de los suelos

Elemento	pH	% MO	% Arcilla	CIC
As	0.23 ns	0.12 ns	0.01 ns	0.09 ns
Cd	0.25 ns	0.59***	0.18 ns	0.08 ns
Co	0.23 ns	0.04 ns	0.63***	0.79***
Cu	0.30 ns	0.06 ns	0.76***	0.88***
Cr	0.32 ns	0.12 ns	0.84***	0.93***
Hg	0.17 ns	0.12 ns	0.05 ns	0.1 ns
Ni	0.26 ns	0.01 ns	0.72***	0.85***
Pb	0.51**	0.12 ns	0.50**	0.52**
Zn	0.32 ns	0.16 ns	0.77***	0.89***

n.s.: no significativo.
, *: nivel de significación $p<0.01$ y $p<0.001$, respectivamente

Distribución de la concentración de elementos trazas en profundidad, a lo largo de los perfiles de suelos

Estudiada la distribución del contenido de arcilla de los suelos predominantes en la Cuenca del Duero (Inceptisoles y Alfisoles), según la profundidad (Figura 4), y teniendo en cuenta los procesos de meteorización, parece razonable que la cantidad de arcilla sea algo mayor en las capas superficiales y disminuyese en el horizonte C.

La acumulación de arcilla en el horizonte argílico de los Alfisoles se explica por la acción de las aguas que se infiltran en el suelo, que arrastran las partículas de arcilla de los horizontes superiores (eluviación) y las depositan en horizontes más profundos (iluviación).

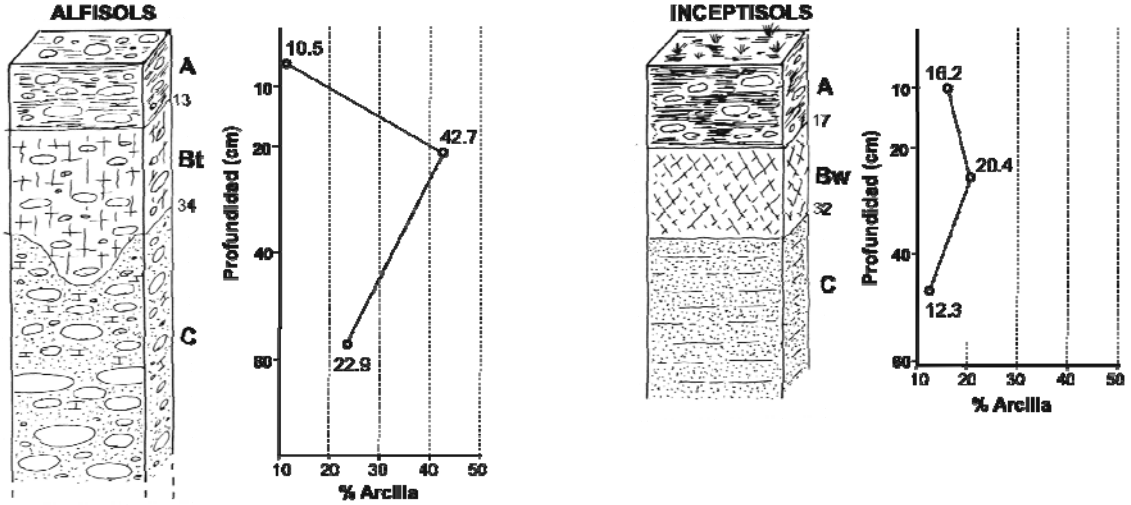


Figura 4. Distribución del contenido de arcilla, a lo largo del perfil, en los suelos de la Cuenca del Duero

La distribución en profundidad a lo largo de los perfiles de suelos (Entisoles, Inceptisoles y Alfisoles) del contenido de los elementos trazas (Figura 5), es semejante a la distribución de arcilla en los Inceptisoles y Alfisoles. Es decir, el contenido aumenta en el horizonte B, excepto para algunos elementos como el Cd y el Hg. Sin embargo, en los Entisoles el contenido de elementos trazas en profundidad es muy variable, teniendo una gran influencia en esta distribución la textura predominante de la roca madre del suelo (desde arcillosa en las margas, hasta arenosa en las arenas y areniscas).

La semejanza entre las distribuciones en profundidad de los contenidos de arcilla y de elementos trazas se puede explicar fácilmente si tenemos en cuenta que la capacidad de adsorción de estos elementos en el suelo depende de una serie de propiedades, como son el contenido de arcilla y de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, etc.

Conviene resaltar que los valores más altos de la mayoría de los elementos trazas se presentan en el horizonte Bt de los Alfisoles.

Contenido de elementos trazas según el tipo de roca

Los contenidos de elementos trazas en relación con la roca madre del suelo se presentan en la Tabla 5. Se puede observar que los elementos Co, Cu, Cr, Ni y Zn son más abundantes en suelos sobre areniscas del Terciario; los elementos As y Hg poseen un mayor contenido en suelos sobre terrazas fluviales y depósitos aluviales (conglomerados, gravas y arenas); el Cd es más abundante sobre las calizas de los páramos y el Pb destaca en las margas con yesos de la "Facies Cuesta". Los menores contenidos totales en suelos, de todos los metales, se presentan sobre las arenas eólicas (Cuaternario).

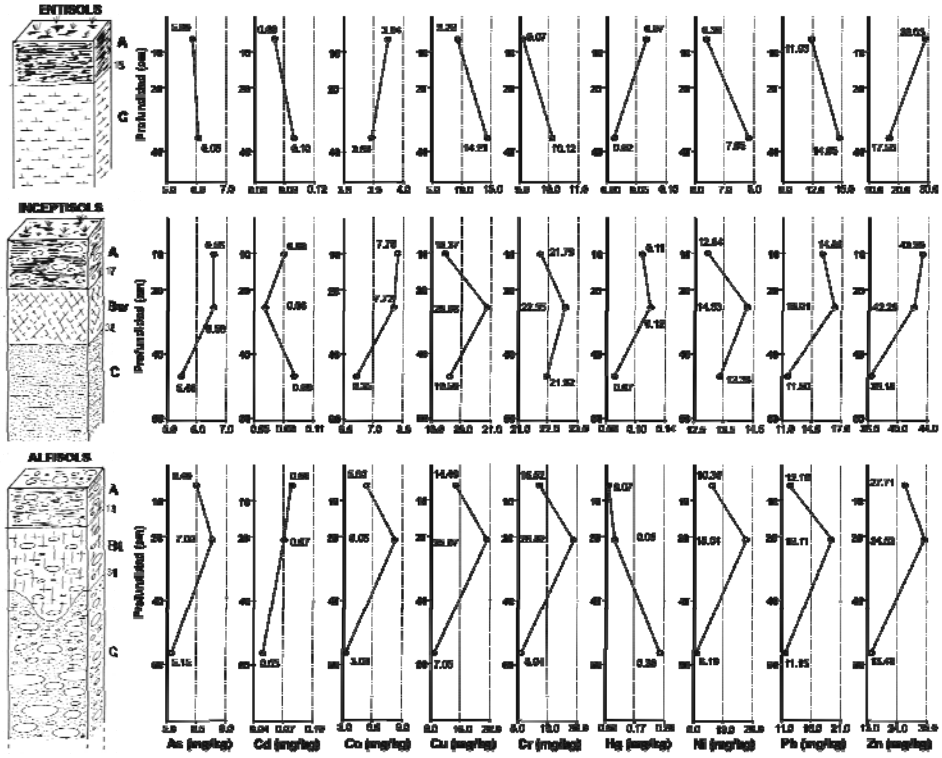


Figura 5. Distribución del contenido de elementos trazas en profundidad, a lo largo del perfil, en los suelos de la Cuenca del Duero

Tabla 5. Contenidos totales de elementos trazas (mgkg^{-1}) según la roca madre de los suelos

LITOLOGÍA	As	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn
Calizas (Páramos)	6.7	**0.11**	6.1	16.0	17.3	0.10	12.7	11.5	32.8
Margas (Cuestas)	6.4	0.08	5.6	17.7	18.0	0.07	10.9	**17.2**	32.3
Areniscas (Campiñas)	6.4	0.07	**7.2**	**20.6**	**22.2**	0.08	**13.5**	12.0	**40.4**
Conglomerados (Terrazas)	**7.1**	0.06	6.2	16.2	19.2	**0.14**	11.9	15.7	27.7
Gravas-arenas (Aluviales)	7.0	0.09	6.4	14.6	16.0	0.12	10.7	12.5	32.6
Arenas eólicas (Arenales)	5.6	0.07	2.3	4.3	5.0	0.07	3.2	10.0	19.5

En negrita: Valores más altos

Distribución espacial de los elementos trazas en la Cuenca del Duero

Se han representado las distribuciones espaciales de los diferentes elementos trazas en suelos de la Cuenca del Duero (Figura 6), teniendo en cuenta las diferentes unidades litológicas. Las leyendas de estos mapas se han construido de la siguiente manera: se han subdividido en clases los contenidos en elementos trazas, de acuerdo con la relativa proximidad a los valores medios obtenidos. Estas subdivisiones no indican una acumulación o carencia de un determinado elemento, sino la menor o mayor separación del valor regional. Las clases establecidas son: muy alto, alto, medio, bajo y muy bajo.

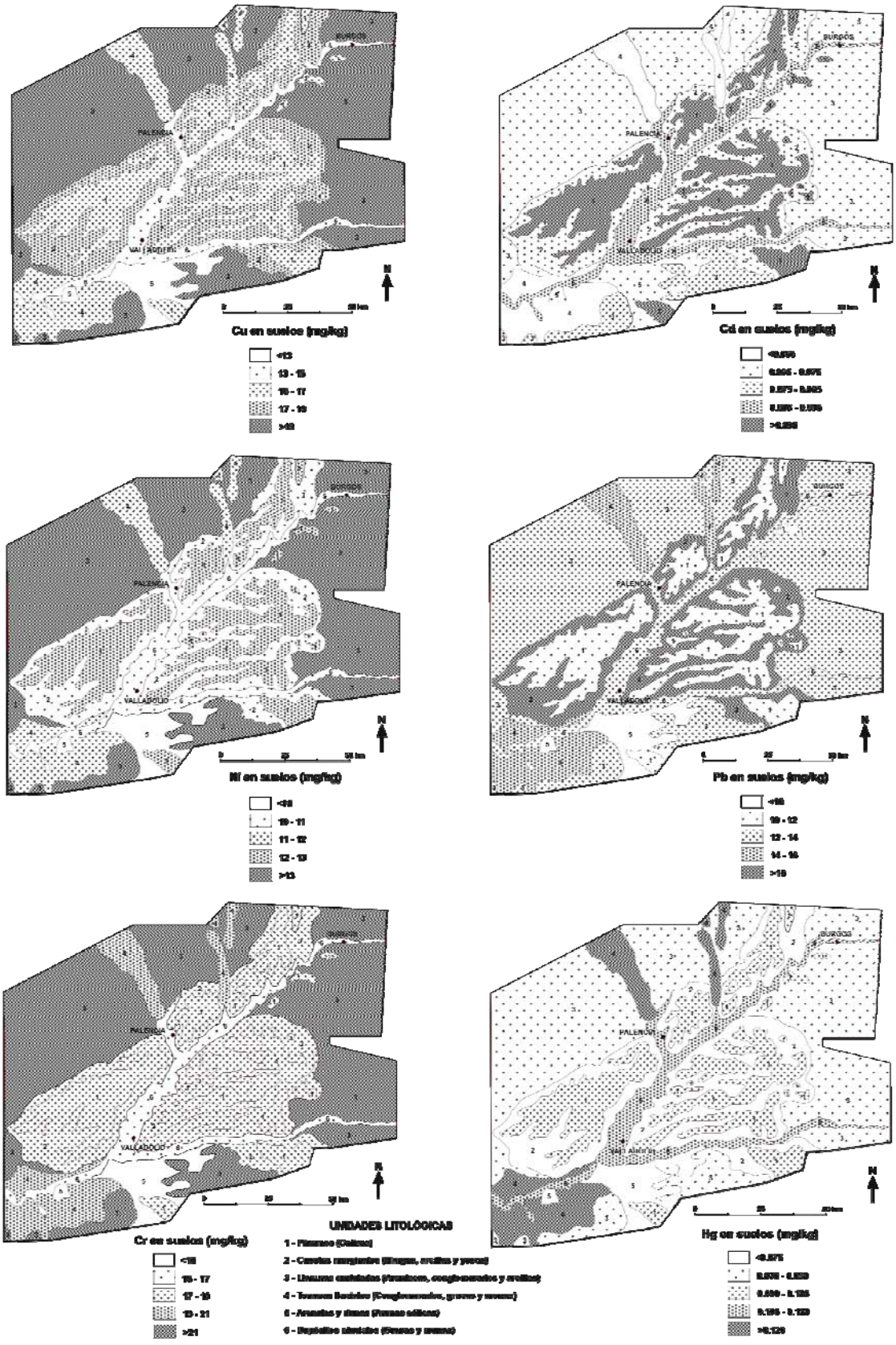


Figura 6. Distribución espacial, por unidades litológicas, de los contenidos de elementos trazas en suelos

4. Conclusiones

En cada unidad litológica se ha realizado un inventario de los suelos más representativos. La distribución geográfica de los suelos de la Cuenca del Duero, está fuertemente influenciada por la combinación de los factores formadores: litología, relieve y tiempo o edad de las superficies geomorfológicas.

Se han calculado los niveles de fondo y los niveles de referencia de varios elementos trazas en suelos (As, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb y Zn), con objeto de que puedan ser utilizados en futuros estudios de contaminación.

El estudio de la dinámica de los elementos trazas a través del perfil del suelo ha demostrado que los mayores contenidos se encuentran en los horizontes Bt de los Alfisoles y Bw de los Inceptisoles.

El análisis de correlación entre los contenidos totales de elementos trazas y algunas propiedades de los suelos, ha dado como resultado que el contenido en arcilla y la capacidad de cambio de cationes están altamente correlacionados con las concentraciones de Co, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn.

Teniendo en cuenta los valores obtenidos de los elementos totales y la distribución espacial por unidades litológicas, se puede concluir diciendo que un factor determinante de los contenidos totales en los suelos de la Cuenca del Duero es la naturaleza de la roca madre.

5. Bibliografía

BINI, C., DALL'AGLIO, M., FERRETTI, O., GRAGNANI, R., 1988. Background levels of microelements in soils of Italy. Environ. Geochem. Health, 10, 35.

CHEN M., LENA Q.MA., HARRIS, W.G., 1998. Assesment of P concentrations in different types of Florida surface soils. Proc. Soil,Crop Sci. Soc. Fla. 58: 6-18.

CHEN M., LENA Q.MA., HARRIS, W.G., 1999. Baseline Concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils. J. Environ. Qual. 28: 1173-1181.

CHEN M., LENA Q.MA, HOOGEWEG C.G., HARRIS, W.G., 2001. Arsenic background concentrations in Florida, U.S.A. Surface soils: Determination and Interpretation. Environmental Forensics. 2: 117-126.

DE MIGUEL E.; CALLABA, A.; ARRANZ, J.C.; CALA, V.; CHACÓN, E.; et al., 2002. Determinación de los niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid. IGME, Madrid.

FERGUSSON, L., 1989. The heavy elements: Chemistry, Enviromental Impact and Health Effects. Pergamon Press. Oxford. 614 pp.

HOLGREM, G.S., MEYER, M.W., CHANCY, R.L., DANIELS, R.B., 1993. Cadmiun, lead, zinc, copper, and nickel in agricultural soils of the United States of America. J. Environ. Qual. 22: 335-348.

JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN, 1997. Mapa Geológico y Minero de Castilla y León, escala 1:400.000. Ed. SIEMCALSA. Valladolid.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H., 2001. Trace Elements in Soils and Plants. 3nd ed. Boca Raton: CRC Press. 413 pp.

KITAGISHI, K. YAMANE, I. Eds., 1981. Heavy Metals Pollution in Soils of Japan. Science Society Press. Tokio. 302 pp.

KLASSEN, R.A., 1998. Geological factors affecting the distribution of trace metals in glacial sediments of central Newfoundland. Environ. Geol. 33 (2/3): 154-169.

LEE, B.D., CARTER, B.J., BASTA, N.T., WEAVER, B., 1997. Factors influencing heavy metal distribution in six Oklahoma benchmark soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 218-233.

MACIAS, F. CALVO DE ANTA, R., 2009. Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Xunta de Galicia. 229 pp.

MERMUT, A.R., JAIN, J.C., SONG, L., KERRICH, R., KOZAK, L., JANA, S., 1996. Trace elements concentrations of selected soilsand fertilizers in Saskatchewan, Canada. J. Environ. Qual. 25: 845-853.

SALMINEN, R., TARVAINEN, T., 1997. The problem of defining geochemical baselines. A case study of selected elements and geological materials in Finland. J. Geochem. Explor. 60:91-98

SANTOS FRANCÉS, F., FERNÁNDEZ DELGADO, J.M., ALONSO ROJO, P., 1997. Estudio de la distribución de suelos y sus procesos de erosión en Valladolid, utilizando imágenes de satélite Landsat-5 (TM). En "Teledetección: usos y Aplicaciones". Eds. J.L. Casanova y J. Sanz. Secretariado de Publicaciones Universidad de Valladolid. 187-104.

SHACKLETTE, H.T., BOERNGEN, J.G., 1984. Element concentrations in soils and other superficial materials of the conterminous United States. USGS Prof. Pap. 1270. Washington, DC: U.S. Gov. Print. Office.

SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972. Soil survey laboratory methods and procedure for collecting soils samples, USDA. Washington.

SOIL SURVEY STAFF., 2003. Keys to Soil Taxonomy. United States Department of Agriculyure. 9th Edition. 332 pp.

Efecto de las propiedades de suelo en la movilidad de metales pesados en depósitos mineros del sureste de España

ACOSTA, J. A.[1,2], LÓPEZ GALIANA, E.[2], FAZ, A.[2], MARTÍNEZ-MARTÍNEZ, S.[2], ZORNOZA, R.[2], CARMONA D. M.[2], KABAS S.[2]

[1]Earth Surface Science, Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics. University of Amsterdam. Nieuwe Achtergracht 166, 1018 WV Amsterdam, The Netherlands. E-mail: j.a.acostaaviles@uva.nl
[2]Gestión Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Dpto. de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52, 30230 Cartagena. Murcia. España. E-mail: ja.acosta@upct.es

Resumen

El objetivo de este estudio es evaluar el efecto de las propiedades del suelo en la movilidad de Pb, Cu, Zn y Cd en dos depósitos de residuos mineros del sureste de España (Lirio y Gorguel), lo cual servirá de base para una futura recuperación de estas zonas. Con este objetivo, se tomaron muestras de residuos distribuidas por toda la superficie de ambos depósitos y se analizaron tanto el contenido en metales totales, extraídos con DTPA y solubles en agua, como las propiedades que pudieran influir en su movilidad. Los resultados mostraron que ambos depósitos están contaminados por Cd, Pb y Zn. Las altas concentraciones totales de Zn y Pb y el alto porcentaje de Cd extraído con DTPA en los dos depósitos sugieren un alto riesgo de la movilidad a través de su absorción por las plantas y los microorganismos con el consiguiente riesgo para la cadena trófica. Debido a las altas concentraciones de zinc soluble y los altos porcentajes de Cd soluble, especialmente en el Lirio, estos metales podrían ser movilizados por el agua de escorrentía y llegar a las ramblas próximas o bien lixiviados a capas profundas de los depósitos. Por lo tanto, la inmovilización de estos metales debe ser una prioridad en las acciones de recuperación. El análisis estadístico de los datos mostró que, para el Lirio, las concentraciones de Cd y Zn solubles y el contenido de Cd, Zn y Pb extraíble con DTPA se incrementaron por la presencia de materia orgánica, debido probablemente a la formación de ligandos orgánicos solubles. Además, incrementos en la fracción arcilla y la conductividad eléctrica también aumentaron las concentraciones de Zn solubles y extraíbles con DTPA, lo que podría atribuirse a la adsorción de metales en las arcillas, por el efecto combinado de la competencia por los sitios de adsorción con cationes y la complejación de este metal con aniones. Por último, el Pb soluble es dependiente del pH. Por lo tanto, se recomienda el uso de enmiendas alcalinas, lo que aumentará el pH e inmovilizará los metales reduciendo el efecto de la materia orgánica. En el caso del Gorguel, las concentraciones de Zn, Pb y Cd solubles y extraíbles con DTPA fueron dependientes del pH y la salinidad. Debido a que el pH de este depósito es elevado, no es necesario un aumento del mismo. En contraposición, el programa de recuperación debe incluir acciones para reducir las sales solubles generadas por el proceso de oxidación, lo que reduciría la movilidad de estos metales. Con el fin de identificar los lugares de mayor riesgo en cada uno de los depósitos, donde los mayores esfuerzos de recuperación y seguimiento deben llevarse a cabo, se realizaron mapas de distribución espacial de los metales. Con este propósito, se seleccionaron tres áreas en el Lirio, norte, sur y oeste, y dos en el Gorguel, oeste y centro.

Palabras clave
Metales pesados, análisis multivariable, SIG, recuperación, depósito minero,

contaminación.

1. Introducción

La contaminación del suelo por metales pesados se ha convertido en un grave problema extendido en muchas partes del mundo. Los metales pesados presentes en el suelo provienen de una gran variedad de fuentes, tanto antrópicas como naturales. Entre las antrópicas destaca la actividad minera, considerada como una de las actividades antropogénicas más contaminantes (European Environmental Bureau, 2000).

En la Región de Murcia, SE de España, las actividad minera ha generado grandes cantidades de residuos, los cuales forman depósitos de estériles de gran tamaño con elevadas concentraciones de metales (Conesa et al., 2009). Aunque la actividad minera fue abandonada hace varias décadas, estos depósitos de residuos aún permanecen en la zona. El impacto ambiental de estas estructuras, generalmente se debe a su bajo pH, alto contenido de metales, poca materia orgánica y escasa o nula vegetación (Conesa et al., 2006; Ottenhof et al., 2007); además se erosionan con facilidad tanto por acción del viento como por el agua de escorrentía (Zanuzzi et al., 2009), afectando negativamente el suelo, agua, vegetación, fauna, y las poblaciones de los alrededores.

Para la recuperación a gran escala de estos depósitos, es esencial tanto evaluar la distribución espacial de los metales (Markus & McBratney, 2001) como sus relaciones con las propiedades de los residuos, de modo que se puede conocer el comportamiento de los metales y se podrán aplicar las medidas de recuperación más adecuadas en cada caso. Para ello, los Sistema de Información Geográfica (SIG) se están convirtiendo en una herramienta ampliamente aplicada para la integración de la información geoquímica y cartográfica para representar las variables en estudios medioambientales (Zhang & Selinus 1998). De igual modo, el uso del análisis estadístico multivariable es otra herramienta de gran utilidad para evaluar las relaciones entre los metales y las propiedades del suelo (Gutiérrez-Galindo et al., 2007; Acosta et al., 2009), y puede ser empleada para comprender la influencia de las propiedades de los residuos en el comportamiento de los metales en los depósitos mineros , lo que se convierte en una información de base para implementar programas de recuperación más adecuados en cada caso de estudio.

2. Objetivos

El objetivo general de este estudio es evaluar el efecto de las propiedades del suelo en la movilidad de Pb, Cu, Zn y Cd en dos depósitos de residuos mineros (Lirio y Gorguel), lo cual servirá de base para futuros planes de recuperación de estas zonas. Este objetivo principal puede ser dividido en los siguientes objetivos específicos: 1) evaluar el grado de contaminación de metales pesados en dos depósitos mineros; 2) evaluar la relación entre las propiedades de los residuos y las concentraciones totales, extraíbles con DTPA y solubles en agua de los metales pesados; y por último, 3) localizar las áreas de mayor riesgo en cada uno de los depósitos, donde deben realizarse los mayores esfuerzos de remediación y monitoreo.

3. Metodología

Los depósitos seleccionados, Lirio y Gorguel, se encuentran localizados en el Distrito Minero de Cartagena-La Unión (Región de Murcia, SE de España), donde las actividades mineras se desarrollaron por más de 2500 años, deteniendo su actividad en los años 90.

Para la caracterización físico-química de los residuos que componen cada depósito, se diseñó una malla de muestreo regular, donde se tomaron muestras superficiales (0-15 cm) cubriendo toda la superficie de los mismos, y la distancia entre muestras fue de 100 m (Figura 1).

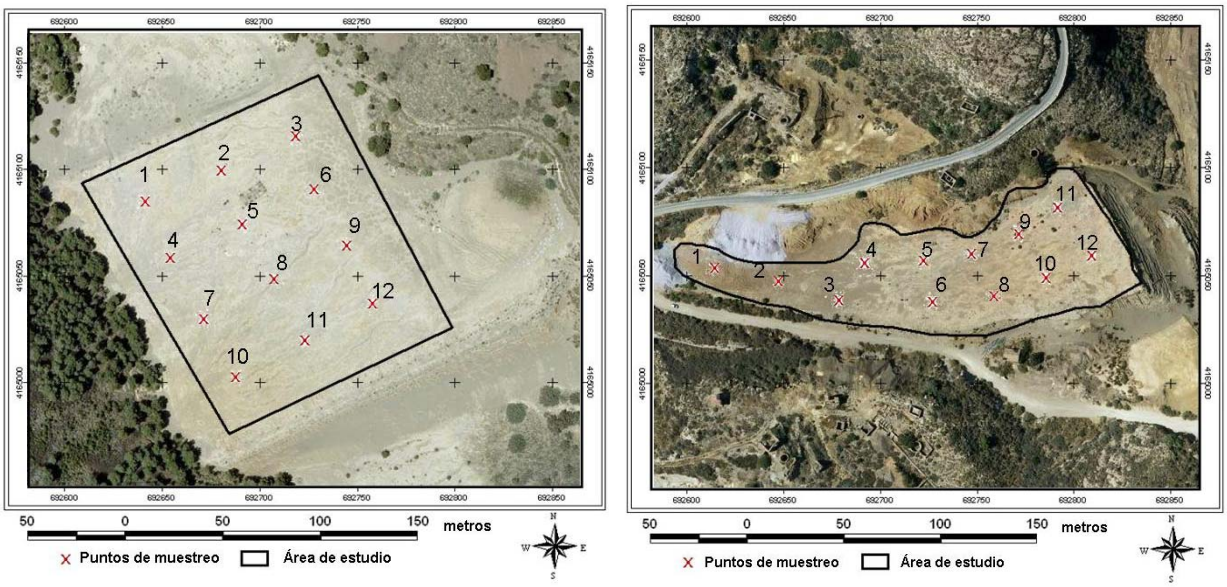


Figura 1. Mapas de muestreo de los dos depósitos seleccionados

Las muestras fueron llevadas al laboratorio, secadas al aire durante 7 días, tamizadas a 2 mm y almacenadas en bolsas de plástico a temperatura ambiente antes de los análisis de laboratorio. Para este estudio se realizaron los siguientes análisis: pH y conductividad eléctrica (CE) se midieron en una relación 1:1 y 1:5 (suelo:agua) respectivamente (Peech, 1965); carbono orgánico (CO) y nitrógeno total (NT) (Duchaufour, 1970), capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Chapman, 1965), textura (FAO-ISRIC, 2006), metales totales (Risser & Baker, 1990), extraíbles con DTPA (Norvell, 1984) y solubles (Ernst, 1996). Las determinaciones de los metales se realizaron mediante espectrofotómetro de absorción atómica (AAnalyst 800, Perkin Elmer).

Antes del análisis estadístico, se evaluó la distribución del conjunto de datos utilizando el método de Kolmogorov-Smirnov; cuando la distribución no era normal, los datos fueron transformados logaritmicamente (Romic & Romic, 2002). La estadística descriptiva (media, mediana, desviación estándar y rango) de los metales y las propiedades de los residuos se realizó usando Excel para Windows. Se utilizó la prueba t para determinar la existencia de diferencias significativas entre las propiedades de los residuos y los metales en los dos depósitos. Los análisis de correlación y de componentes principales (PCA) se utilizaron para evaluar las relaciones entre las

propiedades y las concentraciones de metales pesados, para lo que se utilizó el programa SPSS 15.0 para Windows.

Las concentraciones de metales se utilizaron como datos de entrada para los mapas de distribución usando el software Arcview 3.1. El método de interpolación llamado *inverse distanced weighted method* se utilizó para la interpolación de los datos (Celine et al. 2006).

4. Resultados y discusión

4.1. Caracterización de los depósitos mineros y grado de contaminación

Como se muestra en la Tabla 1, los valores de pH de las muestras de Lirio fueron estadísticamente inferiores a los del Gorguel, siendo fuertemente ácidos (5,39) y ligeramente alcalinos (7,41), respectivamente (Soils Survey Division Staff, 1993). El resto de las propiedades fueron similares para ambos depósitos, a excepción de la capacidad de intercambio catiónico, notablemente superior en el Lirio que en el Gorguel, probablemente debido a la diferente composición mineralógica de la fracción arcilla. De acuerdo con Soil Survey Division Staff (1993), ambos depósitos son salinos (CE >2 dSm^{-1}); por su parte, los valores medios de los tamaños de partícula variaron desde 60,2 hasta 60,4% de arena, limo 32,5-30,1% y arcilla 7,35-9,55%, siendo clasificados como franco arenosos (FAO-ISRIC, 2006).

Tabla 1Propiedades y concentración de metales en los depósitos mineros

	Depósito Lirio			Depósito Gorguel		
	Media (D.S.) †	**Mediana**	**Rango**	**Media (D.S.)** †	**Mediana**	**Rango**
pH	5.39(1.33)a	5.46	3.71-7.67	7.41(0.43)b	7.59	6.54-7.9
CE (dSm^{-1})*	3.63(1.39)a	2.93	2.53-7.39	4.8(2.3)a	3.90	2.67-9.35
NT(%)*	0.01(0.01)a	0.01	0.00-0.02	0.02(0.02)a	0.01	0.00-0.06
CO (%)*	0.37(0.16)a	0.37	0.13-0.67	0.42(0.23)a	0.40	0.15-0.71
CIC ($cmolkg^{-1}$)*	18.8(8.78)a	15.5	8.75-34.8	8.39(5.18)b	5.24	3.73-18.1
Arena (%)	60.2(26.2)a	62.0	3.00-87	60.4(17.8)a	58.1	33.7-88.9
Limo(%)	32.5(21.9)a	30.5	8.55-1.11	30.1(15.3)a	32.5	6.15-54.8
Arcilla (%)	7.35(6.89)a	5.21	1.11-26.1	9.55(6.74)a	8.21	3.16-29
Concentración soluble ($mg\ kg^{-1}$)						
Cadmio	1.37(1.53)a	0.80	0.01-4.54	0.23(0.40)b	0.04	0.00-1.22
Cobre	0.24(0.15)a	0.21	0.11-0.62	0.49(0.08)b	0.50	0.36-0.59
Plomo	2.90(2.83)a	1.30	0.06-7.11	0.20(0.16)b	0.15	0.05-0.56
Zinc	336(551)a	169	1.14-2010	24.8(60.1)b	1.46	0.33-204
Concentración extraíble con DTPA ($mg\ kg^{-1}$)						
Cadmio	5.71(7.47)a	2.91	0.11-24	4.48(4.10)a	3.00	0.77-13.7
Cobre	7.43(8.47)a	4.30	0.33-28	7.39(8.45)a	3.84	1.05-25.9
Plomo	463(461)a	283	70-1403	178(298)a	30.0	2.34-982
Zinc	1951(2499)a	953	74-7578	1121(1626)a	531	121-5344
Concentración total ($mg\ kg^{-1}$)						
Cadmio	14.9(16.3)a	11.7	0.34-53	16.3(9.07)a	14.1	3.95-31.0
Cobre	166(40.3)a	154	130-281	156(55.4)a	154	65.9-256
Plomo	6322(4265)a	4535	1426-14252	7923(5197)a	7548	1501-18565
Zinc	16397(11151)a	14650	4995-43021	18075(7536)a	18870	4790-28657

Concentraciones máximas permitidas en suelos ($mg\ kg^{-1}$)	**España**[1]	**Dinamarca**[2]	**Holanda**[3]
Cadmio	1-3	5	12
Cobre	50-210	500	190
Plomo	50-300	400	530
Zinc	150-450	1000	720

*CE: conductividad eléctrica, NT: nitrógeno total, CO: carbono orgánico. CIC: capacidad de intercambio catiónico.

† dentro de la misma linea, diferentes letras indican diferencias significativas (P<0.05) entre las medias entre los dos depósitos.

[1]Real Decreto 1310/1990, suelos agrícolas pH<7 and pH>7.

[2]Ministerial Decree (1999), valores de intervención.

[3]Ministery of Housing, (1994), valores de intervención.

No hubo diferencias significativas en las concentraciones totales y extraíbles con DTPA de todos los metales entre Lirio y Gorguel. Sólo fueron significativamente superiores las concentraciones de Cd, Zn y Pb solubles en Lirio, debido probablemente a su menor pH. Las concentraciones medias totales de Pb, Zn y Cd, en ambos depósitos, superaron los niveles máximos permitidos por las legislaciones citadas. Por el contrario, los valores de cobre fueron inferiores.

En ambos depósitos, las concentraciones de Zn y Pb extraíble mediante DTPA fueron muy elevadas en comparación con los otros metales, lo que sugiere que estos metales pueden ser absorbidos por las plantas con el consiguiente riesgo para la cadena trófica (Pastor et al., 2007). Después de calcular los porcentajes de metales DTPA-extraíbles con respecto a su concentración total, los porcentajes más altos se registraron para el cadmio, con el 38 y el 27% en Lirio y Gorguel, respectivamente, mientras que para el zinc fueron de 11,9 y 6,2%, y para el plomo de 7,3 y 2,3% en el Lirio y Gorguel, respectivamente, lo que significa que el cadmio es el metal con mayor riesgo de movilidad. Como consecuencia, su inmovilización debe ser una prioridad en las acciones de recuperación. En cuanto al cobre, el porcentaje extraído por DTPA alcanzó el 4,5% y la concentración promedio fue de <10 mg kg^{-1}, lo que indica que este metal no es ambientalmente problemático en el área de estudio.

Por su parte, los valores medios de zinc soluble fueron los más altos, 336 y 24,8 mg kg^{-1} para Lirio y Gorguel, respectivamente. En el caso del plomo, a pesar de la alta concentración de plomo total y extraíble con DTPA en los dos depósitos, la fracción soluble fue muy baja, lo que muestra la baja solubilidad de este metal (Burgos et al. 2006), que no se moviliza en las condiciones actuales, por lo que no supone un riesgo ambiental en su fracción soluble. Finalmente, cadmio mostró el mayor porcentaje en la forma soluble, 9,19 y 1,41% para el Lirio y Gorguel, respectivamente, seguido de Zn> Cu> Pb, mostrando una vez más el riesgo ambiental de este metal, que pueden ser movilizado por el agua de escorrentía, llegando a las ramblas o lixiviado a las capas profundas del depósito. Siendo uno de los metales mas móviles (Liu et al., 2005).

4.2. Comportamiento de los metales y su relación con las propiedades de los residuos

Los resultados de la correlación y el PCA para el Lirio se presentan en las Tablas 2 y 3, respectivamente. De acuerdo con los resultados del PCA, 5 factores son identificados. Cu, Pb, Cu y Zn extraídos con DTPA, Cu, Cd y Zn totales, Cd y Zn solubles, CE y OC se asociaron en el primer componente (PC 1). Los coeficientes de correlación (Tabla 2) indicaron que un aumento en la concentración total de Zn y Cd genera un incremento en las concentraciones solubles y extraíbles de estos metales. Además, la correlación positiva entre CO y Cd y Zn soluble indica que un aumento de la concentración de la fracción soluble de esos metales se asocia a un aumento del CO, debido probablemente a la formación de ligandos orgánicos solubles (Almas et al., 1999). Por su parte, la concentración de Zn soluble también está relacionada positivamente con el contenido en arcilla y la CE, lo que podría atribuirse al efecto de competencia por los lugares de adsorción con los cationes y la complejación de este metal con los aniones procedentes de las sales (Hatje et al., 2003). Además, un incremento de la materia orgánica genera un aumento en la concentración de Cd, Cu y Zn extraíbles con DTPA, debido posiblemente a la formación de complejos organo-metálicos (Rauret, 1998). Finalmente, las concentraciones de Zn y Cu extraídos con DTPA también fueron afectados positivamente por el incremento de arcilla y la

salinidad. El PC2 engloba positivamente el Cu total, la arcilla y el limo y, negativamente la arena (Tabla 3), lo que sugiere que el Cu esta unido principalmente a los minerales que componen estas fracciones. Por su parte, el PC3 incluye positivamente el Pb total y soluble y negativamente el pH, lo que significa que la solubilidad del plomo tiende a aumentar a pH bajos (Brallier et al., 1996). En el PC4 se encuentran el CO, TN y Cu soluble. La presencia de nitrógeno y carbono orgánico en este componente se debe a que ambos son los constituyentes principales de la materia orgánica (Brady & Weil, 2001). Por otro lado, la correlación negativa con el cobre soluble se debe a la fuerte asociación del cobre en complejos orgánicos (Alvim et al., 2000). Por último, el PC 5 se compone solamente por la CIC, lo que indica que la variabilidad de esta propiedad no está asociada a ninguna otra propiedad o metal.

Tabla 2. Coeficientes de correlación entre metales y propiedades en el depósito Lirio

Cu-Soluble	**-0.58***											
Pb-Soluble	-0.30	0.21										
Zn-Soluble	0.56	-0.25	0.15									
Cd-DTPA	**0.92****	-0.33	-0.32	0.55								
Cu-DTPA	**0.78****	-0.48	-0.12	**0.83****	**0.79****							
Pb-DTPA	0.43	-0.09	0.39	**0.80****	0.43	**0.62***						
Zn-DTPA	**0.86****	-0.45	-0.17	**0.78****	**0.89****	**0.98****	**0.61***					
Cd-Total	**0.63***	0.01	-0.38	**0.70***	**0.80****	**0.68***	0.44	**0.75****				
Cu-Total	0.55	-0.28	0.18	**0.88****	0.48	**0.76****	0.57	**0.69***	**0.58***			
Pb-Total	-0.32	0.24	**0.64***	0.23	-0.24	-0.02	0.05	-0.11	-0.06	0.40		
Zn-Total	**0.76****	-0.25	-0.35	**0.79****	**0.84****	**0.91****	0.57	**0.92****	**0.88****	**0.69***	-0.17	
pH	0.34	-0.08	**-0.70***	0.15	0.44	0.28	0.06	0.32	0.56	0.02	-0.56	**0.58***
CE	0.55	-0.40	0.00	**0.84****	0.43	**0.74****	0.48	**0.66***	0.54	**0.63****	0.21	**0.68***
NT	0.29	-0.42	0.17	0.57	0.23	0.51	0.38	0.43	0.20	0.56	0.47	0.32
CO	**0.72****	**-0.71****	-0.43	**0.67***	**0.61***	**0.79****	0.41	**0.76****	0.54	0.57	-0.25	**0.76****
CIC	0.01	-0.26	0.09	0.27	0.03	0.36	-0.07	0.28	0.10	0.39	0.33	0.17
Arena	-0.23	0.08	0.18	**-0.59***	-0.25	**-0.60***	-0.17	-0.47	-0.48	**-0.72****	-0.37	**-0.60***
Limo	0.11	0.01	-0.22	0.45	0.17	0.51	0.05	0.38	0.39	**0.58***	0.33	0.52
Arcilla	0.52	-0.35	0.01	**0.83****	0.43	**0.64***	0.51	**0.58***	**0.59***	**0.89****	0.37	**0.61***
LIRIO	**Cd-s.**	**Cu-s.**	**Pb-s.**	**Zn-s.**	**Cd-d.**	**Cu-d.**	**Pb-d.**	**Zn-d.**	**Cd-t.**	**Cu-t.**	**Pb-t.**	**Zn-t.**

* Correlación significativa a $p < 0.05$; ** Correlación significativa a $p < 0.01$, . s: soluble, d: DTPA, t: total

*CE: conductividad eléctrica, NT: nitrógeno total, CO: carbono orgánico. CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Tabla 3. Matriz de factores en el depósito Lirio

LIRIO	1	2	3	4	5	Comunalidades
pH	0.33	0.07	**-0.79**	-0.07	-0.23	0.80
CE	**0.65**	0.52	0.10	0.26	0.15	0.81
NT	0.19	0.51	0.32	**0.68**	-0.15	0.78
CO	**0.54**	0.42	-0.34	**0.61**	-0.10	0.97
CEC	0.12	0.22	0.19	0.11	**0.89**	0.90
Arena	-0.23	**-0.94**	0.11	-0.02	-0.12	0.97
Limo	0.12	**0.91**	-0.18	-0.07	0.18	0.91
Arcilla	0.50	**0.69**	0.18	0.31	-0.11	0.87
Cd-Soluble	**0.79**	-0.01	-0.24	0.44	0.00	0.88
Cu-Soluble	-0.20	0.01	0.11	**-0.95**	-0.18	0.98
Pb-Soluble	-0.01	-0.09	**0.96**	-0.12	-0.05	0.94
Zn-Soluble	**0.79**	0.49	0.24	0.13	-0.05	0.93
Cd-DTPA	**0.87**	0.00	-0.30	0.15	0.05	0.86
Cu-DTPA	**0.83**	0.36	-0.06	0.30	0.19	0.94
Pb-DTPA	**0.76**	0.07	0.40	0.05	-0.36	0.88
Zn-DTPA	**0.89**	0.22	-0.12	0.27	0.16	0.95
Cd-Total	**0.80**	0.33	-0.32	-0.20	0.00	0.89
Cu-Total	**0.64**	**0.62**	0.28	0.16	0.14	0.92
Pb-Total	-0.14	0.52	**0.71**	-0.18	0.17	0.85
Zn-Total	**0.86**	0.37	-0.32	0.05	0.04	0.99
Eigenvalues	7.01	4.48	3.06	2.24	1.24	
% de varianza	35.05	22.38	15.32	11.20	6.19	
Acumulada %	35.05	57.43	72.75	83.96	90.15	

Los resultados del análisis estadístico para el depósito del Gorguel se presentan en las tablas 4 y 5. En este caso, el análisis de los principales componentes identificó

cuatro componentes o factores. El primer componente, se correlacionó positivamente con Cu, Pb y Zn extraíbles con DTPA, Zn, Pb y Cd soluble y la CE, y negativamente con el pH. La ausencia de metales totales en este componente indica que las concentraciones solubles y extraíbles con DTPA de los metales mencionados anteriormente dependen del pH y la salinidad. Esto es debido a que la oxidación de los minerales presentes en los residuos disminuye el pH del suelo lo que implica un incremento en la concentración de los metales en su fracción soluble (Burgos et al., 2006). Sin embargo, el pH de este depósito es bastante elevado, por lo que no es necesaria ninguna actuación sobre el mismo. Por el contrario, el programa de recuperación debería incluir actividades para reducir la salinidad, lo que reduciría la movilidad de los metales y el estrés debido a las sales para la vegetación. El componente PC 2 incluye positivamente Cu, Pb y Zn total, arcilla y limo, y negativamente el Cu soluble y la arena. Probablemente los minerales de la arcilla y limo presentan en su composición estos metales. Además, los metales pesados son generalmente retenidos más fuertemente en las fracciones finas que en las gruesas (Adriano, 2001). El PC 3 esta formado por el CO, NT y la CIC, lo que indica que el constituyente principal que afecta a la capacidad de absorción del suelo es la materia orgánica (Brady & Weil, 2001). Finalmente, PC4 engloba el Cd total y el extraíble con DTPA, mostrando que el aumento de Cd extraíble es principalmente debido a un incremento en su fracción total.

Tabla 4. Coeficientes de correlación entre metales y propiedades en el depósito Gorguel

Cu-Soluble	0.15											
Pb-Soluble	**0.84****	-0.16										
Zn-Soluble	**0.93****	0.22	**0.78****									
Cd-DTPA	0.45	-0.19	**0.71****	0.46								
Cu-DTPA	**0.97****	0.09	**0.80****	**0.88****	0.34							
Pb-DTPA	**0.84****	0.34	0.55	**0.68***	0.00	**0.87****						
Zn-DTPA	**0.98****	0.19	**0.80****	**0.96****	0.38	**0.97****	**0.82****					
Cd-Total	-0.12	-0.26	0.08	-0.15	**0.66***	-0.18	-0.40	-0.20				
Cu-Total	0.34	-0.47	0.27	0.21	0.25	0.41	0.18	0.28	0.49			
Pb-Total	0.29	**-0.63***	0.32	0.10	0.30	0.35	0.16	0.19	0.34	**0.87****		
Zn-Total	0.55	-0.35	0.55	0.47	0.53	0.57	0.24	0.50	0.53	**0.88****	**0.79****	
pH	**-0.93****	-0.17	**-0.62***	**-0.82****	-0.27	**-0.92****	**-0.88****	**-0.89****	0.18	-0.41	-0.34	-0.49
CE	**0.80****	-0.12	**0.98****	**0.73****	0.51	**0.79****	**0.67***	**0.79****	-0.04	0.18	0.23	0.44
NT	-0.32	0.38	-0.55	-0.26	-0.35	-0.34	-0.16	-0.29	0.09	-0.16	-0.43	-0.35
CO	-0.20	0.22	-0.52	-0.28	-0.41	-0.20	0.04	-0.23	0.16	0.14	-0.11	-0.14
CIC	0.36	0.15	0.02	0.24	0.00	0.31	0.41	0.28	-0.11	0.31	0.31	0.24
Arena	-0.34	**0.69***	-0.44	-0.16	-0.31	-0.42	-0.21	-0.27	-0.15	**-0.75****	**-0.94****	**-0.71****
Limo	0.41	-0.53	0.48	0.22	0.19	0.54	0.37	0.38	-0.08	**0.60***	**0.79****	**0.61***
Arcilla	-0.03	**-0.63***	0.08	-0.10	0.38	-0.11	-0.28	-0.16	0.57	**0.61***	**0.70***	0.51
GORGUEL	**Cd-s.**	**Cu-s.**	**Pb-s.**	**Zn-s.**	**Cd-d.**	**Cu-d.**	**Pb-d.**	**Zn-d.**	**Cd-t.**	**Cu-t.**	**Pb-t.**	**Zn-t.**

* Correlación significativa a p < 0.05; ** Correlación significativa a p < 0.01, . s: soluble, d: DTPA, t: total

*CE: conductividad eléctrica, NT: nitrógeno total, CO: carbono orgánico. CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Tabla 5. Matriz de factores en el depósito Gorguel

GORGUEL	1	2	3	4	Comunalidades
pH	**-0.93**	-0.23	-0.22	0.08	0.97
CE	**0.75**	0.09	-0.54	0.18	0.90
NT	-0.21	-0.44	**0.77**	0.10	0.84
CO	-0.13	-0.09	**0.93**	0.02	0.89
CEC	0.37	0.33	**0.57**	-0.16	0.60
Arena	-0.21	**-0.94**	0.25	0.01	0.99
Limo	0.32	**0.80**	-0.36	-0.23	0.92
Arcilla	-0.18	**0.68**	0.16	0.50	0.77
Cd-Soluble	**0.98**	0.13	-0.07	0.07	0.99
Cu-Soluble	0.30	**-0.73**	0.32	-0.15	0.75
Pb-Soluble	**0.77**	0.17	-0.49	0.30	0.95
Zn-Soluble	**0.93**	-0.05	-0.13	0.13	0.90

Cd-DTPA	0.37	0.13	-0.36	**0.76**	0.87
Cu-DTPA	**0.96**	0.22	-0.09	-0.05	0.98
Pb-DTPA	**0.88**	0.06	0.13	-0.35	0.91
Zn-DTPA	**0.98**	0.05	-0.11	0.01	0.97
Cd-Total	-0.20	0.25	0.13	**0.89**	0.90
Cu-Total	0.24	**0.83**	0.25	0.30	0.89
Pb-Total	0.15	**0.96**	0.00	0.15	0.97
Zn-Total	0.44	**0.68**	0.00	0.46	0.87
Eigenvalues	7.41	5.12	2.95	2.33	
% de varianza	37.07	25.62	14.75	11.66	
Acumulada %	37.07	62.69	77.44	89.11	

4.3. Distribución espacial de los metales e identificación de zonas vulnerables

Los mapas de distribución del contenido de metales en el depósito Lirio (Figura 2) mostraron tendencias similares de la concentración total y extraíble para todos los metales y para el zinc y cadmio solubles, con altas concentraciones tanto en el norte como en el este del depósito, asociado a la conductividad eléctrica, carbono orgánico, arcilla y limo. Por el contrario, las mayores concentraciones de Pb soluble se encuentran en el lado sur del mismo asociado con los valores más bajos de pH. Finalmente, destacar que en el lado oeste, también se observan altas concentraciones de metales extraídos con DTPA.

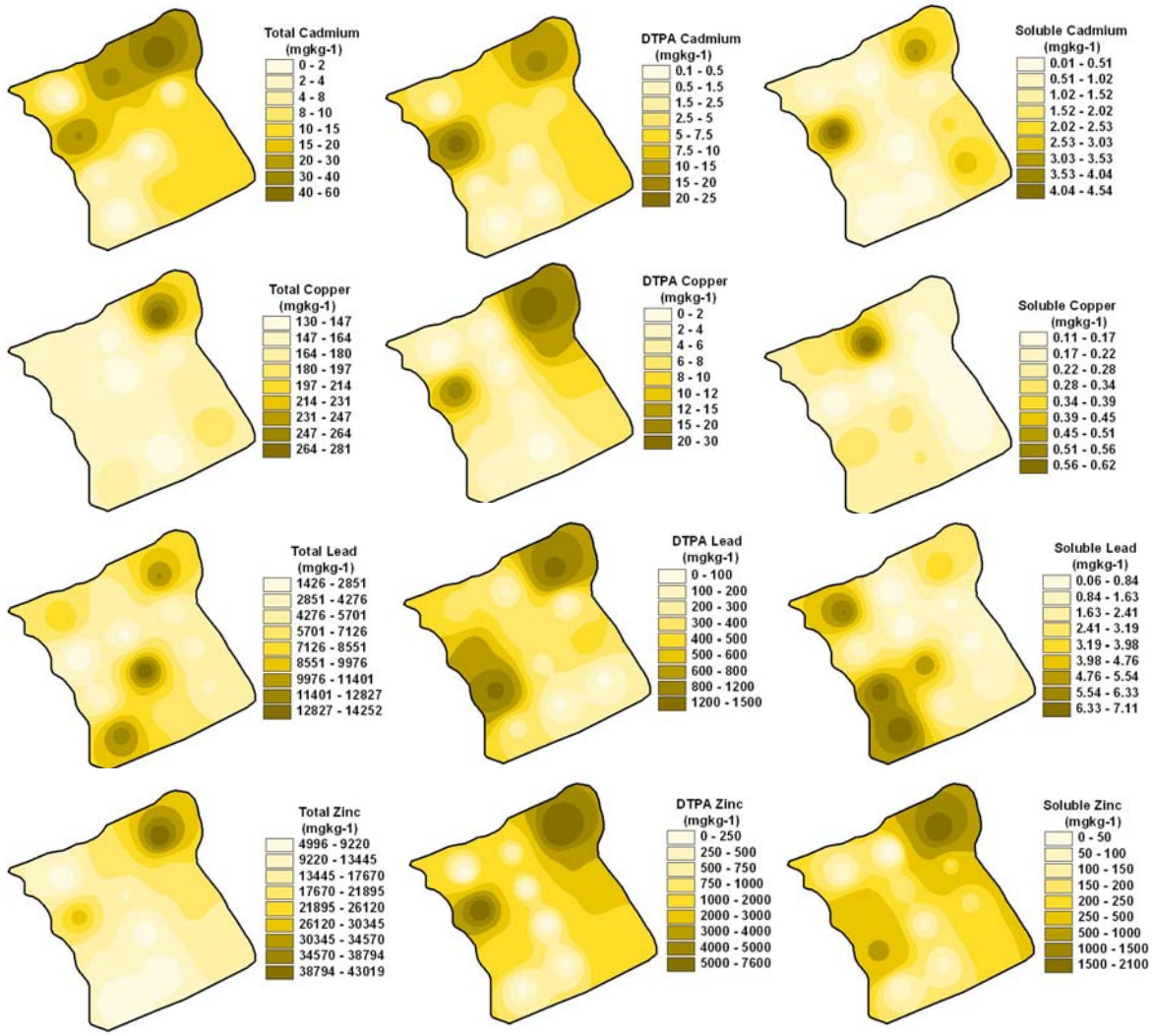


Figura 2. Mapas de distribución de los metales en depósito Lirio

Los mapas de distribución de los metales pesados para el depósito Gorguel se muestran en la Figura 3. Las variaciones en la concentración total de todos los metales mostraron un patrón muy similar, donde las zonas más contaminadas aparecen en el oeste, asociadas con altos porcentajes de arcilla y limo. En contraposición, las mayores concentraciones de todos los metales en sus fracciones solubles y extraíbles, excepto el cobre soluble, se encuentra en el centro del depósito, asociado a los más bajos valores de pH, salinidad y materia orgánica.

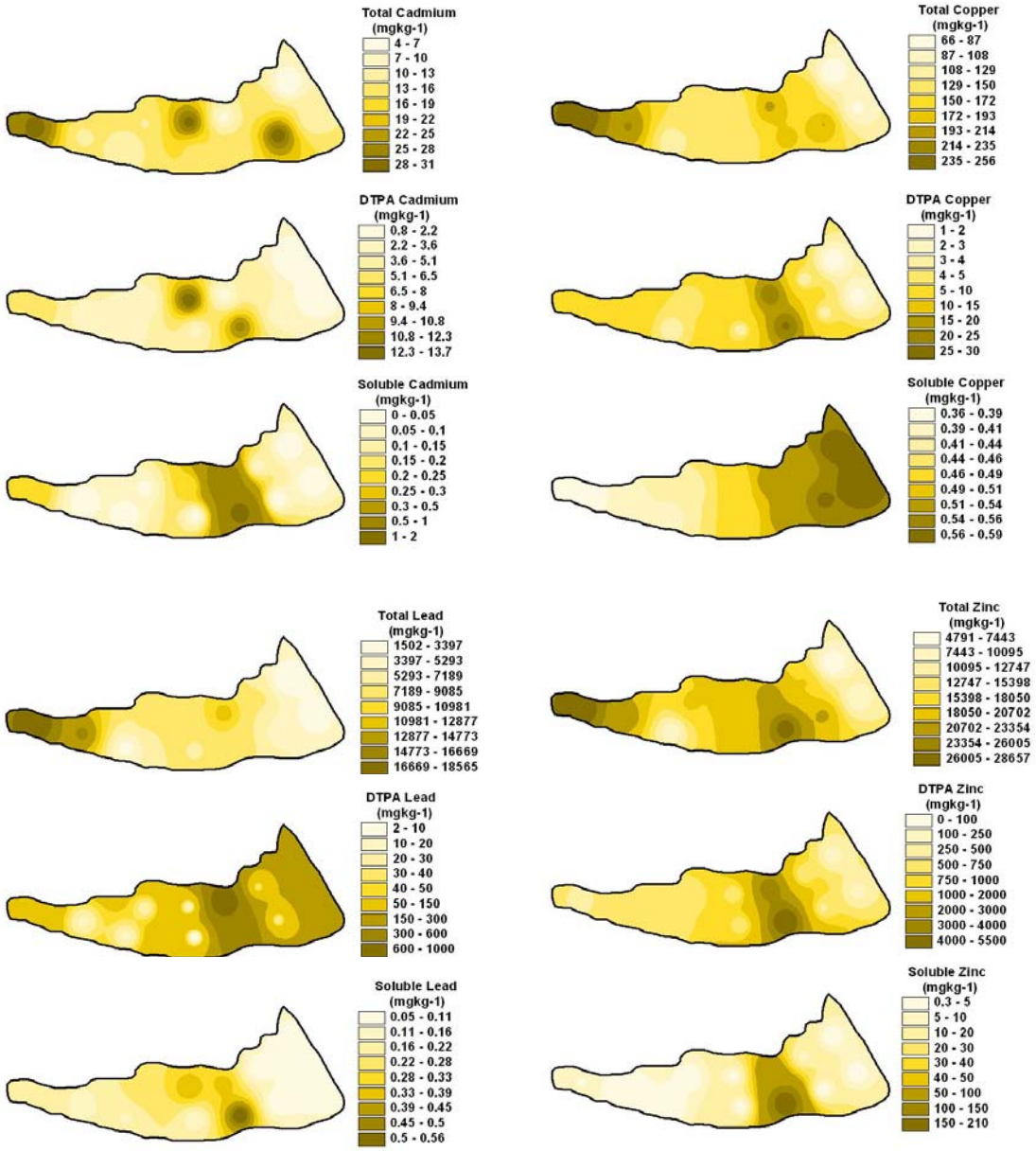


Figura 3. Mapas de distribución de los metales en depósito Lirio

5. Conclusiones

La mayoría de las propiedades de los depósitos estudiados fueron similares, con la excepción del pH, cuyos valores en el Lirio fueron menores a los encontrados en el Gorguel, siendo esta propiedad la responsable de las mayores concentraciones solubles de Cd, Zn y Pb en este depósito. De igual modo, los contenidos totales y extraíbles de todos los metales fueron similares en ambos depósitos. Destacar que, en ambos depósitos, las concentraciones de Pb, Zn y Cd total fueron marcadamente superiores a los valores de intervención de algunos países europeos, lo que indica la necesidad de desarrollar programas de recuperación en estos depósitos.

Las concentraciones de zinc y plomo extraíbles con DTPA y el porcentaje de cadmio extraíble fueron muy elevadas, lo que indica un alto riesgo de movilidad a través de su absorción por las plantas y los microorganismos, con el consiguiente riesgo para la cadena trófica. Debido a las altas concentraciones de zinc soluble y los altos porcentajes de Cd soluble, especialmente en el Lirio, estos metales podrían ser movilizados por el agua de escorrentía y llegar a las ramblas próximas o bien lixiviados a capas profundas de los depósitos. Por lo tanto, la inmovilización de estos metales debe ser una prioridad en las acciones de recuperación.

En el Lirio, las concentraciones de Cd y Zn solubles y Cd, Zn y Pb extraíbles con DTPA se incrementaron por la presencia de materia orgánica, debido probablemente a la formación de ligandos orgánicos solubles. La concentración de zinc soluble y extraíble también fue afectada por la arcilla y la conductividad eléctrica, lo que podría atribuirse a la adsorción de metales en las arcillas por el efecto combinado de la competencia por los sitios de adsorción con cationes y la complejación de este metal con aniones. Por último, la concentración de Pb soluble es controlada por el pH. Por lo tanto, el programa de recuperación de este depósito incluye la aplicación de enmiendas orgánicas para aumentar la fertilidad; se espera un aumento de la concentración de metales solubles y extraíbles, por lo que se recomienda el uso combinado con una enmienda alcalina, que incrementaría el pH e inmovilizaría los metales.

En el depósito del Gorguel, las formas solubles y extraíbles de Zn, Pb y Cd dependen del pH y la salinidad. Sin embargo, el pH de este depósito es bastante elevado, por lo que no es necesario un incremento del mismo. En contraposición, el programa de recuperación debería incluir actividades para reducir la salinidad, lo que reduciría la movilidad de metales pesados y el estrés debido a las sales para la vegetación.

Finalmente, de acuerdo con los resultados de la distribución espacial de los metales, las principales áreas donde se deberían realizar los mayores esfuerzos de remediación y monitoreo son, para el Lirio, el extremo norte, oeste y el sur del depósito, y para el Gorguel, en el oeste y el centro del mismo.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto CP-IP 213968-2 IRIS, de la Unión Europea FP7. J.A. Acosta agradece a la Fundación Seneca de la Comunidad Autónoma de Murcia una beca de investigación. R. Zornoza agradece al Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España un contrato Juan de la Cierva.

7. Bibliografía

ACOSTA, J.A., FAZ, A., MARTINEZ-MARTINEZ, S., 2009. Identification of heavy metal sources by multivariable analysis in a typical Mediterranean city (SE Spain). Environ Monit Assess DOI 10.1007/s10661-009-1194-0.

ADRIANO, D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals, second ed. Springer-Verlang, New York.

ALMAS, A., SINGH, B.R., SALBU, B., 1999. Mobility of cadmium-109 and zinc-65 in soil influenced by equilibration time, temperature, and organic matter. Journal of Environmental Quality 28, 1742-1750.

ALVIM, M., FERRAZ, C.M., LOURENCO, J.C.N., 2000. The influence of organic matter content of contaminated soils on the leaching rate of heavy metals. Environmental Progress 19, 53-58.

BRADY, N.C., WEIL, R.R., 2001. The Nature and Properties of Soils (13th edition). Englewood, NJ: Prentice Hall. 960pp.

BRALLIER, S., HARRISON, R.B., HENRY, C.L., DONGSEN, X., 1996. Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni and Zn in soil amended with sewage sludge 16 years previously. Water, Air and Soil Pollution 86, 195-206.

BURGOS, P., MADEJON, E., PEREZ-DE-MORA, A., CABRERA, F., 2006. Spatial variability of the chemical characteristics of a trace-element-contaminated soil before and after remediation. Geoderma 130, 157-175.

CELINE, S.L., XIANGDONG, L., WENZHONG, S., SHARON, C., IAIN, T., 2006. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics. Science of the Total Environment 356, 45-61.

CHAPMAN, H.D., 1965. Cation Exchange Capacity. In C. A. Black (ed). Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 891-900.

CONESA, H.M., FAZ, A., ARNALDOS, R., 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena–La Union mining district (SE Spain). Science of the Total Environment 366, 1-11.

CONESA, H.M., MORADIA, A.B., ROBINSON, B.H., KÜHNEB, G., LEHMANNB, E., SCHULIN, R., 2009. Response of native grasses and Cicer arietinum to soil polluted with mining wastes: Implications for the management of land adjacent to mine sites. Environmental and Experimental Botany 65, 198-204.

DUCHAUFOUR, P. 1970. Précis de Pedologie. In Masson y Cie (Ed.). París.

ERNST, W.H.O., 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. Appl. Geochem. 11, 163-167.

European Environment Bureau (EEB), 2000. The Environmental Performance of the Mining Industry and the Action Necessary to Strengthen EU Legislation. In: Hontelez, J. (Ed.). Document no. 2000/016, Brussels, pp. 28.

F.A.O.-I.S.R.I.C., 2006. Guidelines for Soil Description. 4th edition (revised). F.A.O. Roma, 97pp.

GUTIÉRREZ-GALINDO, E.A., MUÑOZ-BARBOSA, A., WALTER, L., MACÍAS-ZAMORA, J.V., SEGOVIA-ZAVALA, J.A., 2007. Sources and factors influencing the spatial distribution of heavy metals in a coastal lagoon adjacent to the San Quintín volcanic field, Baja California, Mexico. Marine Pollution Bulletin 54, 1962-1989.

HATJE, V., PAYNE, T.E., HILL, D.M., MCORIST, G., BIRCH, G.F., SZYMCZAK, R., 2003. Kinetics of trace element uptake and release by particles in estuarine waters: effects of pH, salinity, and particle loading. Environment International 29, 619-629.

LIU, H., PROBST, A., LIAO, B., 2005. Metal contamination of soils crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). Sci. Tot. Environ. 339, 153-166.

MARKUS, J., MCBRATNEY, A.B., 2001. A review of the contamination of soil with lead: II. Spatial distribution and risk assessment of soil lead. Environmental International 27, 399-411.

Ministerial Decree, 1999. Italian Official Gazzette no. 293, 15. December 1999.

Ministry of Housing, 1994. Spatial Planning and the Environment. Intervention and Target Values—Soil Quality Standards. The Netherlands.

NORVELL, W.A., 1984. Comparison of chelating agents as extractants for metals in diverse soil materials. Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 1285-1292.

OTTENHOF, C., FAZ, A., AROCENA, J., NIEROP, K., VERSTRATEN, J., VAN MOURIK, J., 2007. Soil organic matter from pioneer species and its implications to phytostabilization of mined sites in the Sierra de Cartagena (Spain). Chemosphere 69, 1341-1350.

PASTOR, J., MARTÍN-APARICIO, A., GUTIERREZ-MAROTO, A., HERNÁNDEZ, A.J., 2007. Effects of two chelating agents (EDTA and DTPA) on the autochthonous vegetation of soil polluted with Cu, Zn and Cd. Science of the Total Environment 378, 114-118.

PEECH, M., 1965. Hidrogen-ion activity. In C.A. Black (ed.). Methods or Soil Analisis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 914-916.

RAURET, G., 1998. Extraction procedures for the determination of heavy metals in contamined soils and sediment. Talanta 46, 449-455.

Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se Regula la Utilización de los Lodos de Depuración en el Sector Agrario. BOE nº 262 de 1 de noviembre de 1990, Madrid, 32339-32340 pp.

RISSER, J.A., BAKER, D.E., 1990. Testing soils for toxic metals. In R. L. Westerman (ed) Soil Testing and plant analysis. Soil Sci. Soc. Amer. Spec. Publ. 3. 3rd ed., Madison, Wi. 275-298 pp.

ROMIC, M., ROMIC, D., 2002. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. Environmental Geology 43, 795-805.

Soil Survey Division Staff, 1993. Soil survey manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.

ZANUZZI, A., AROCENA, J.M., VAN MOURIK, J.M., FAZ, A., 2009. Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology. Geoderma 154, 69-75.

ZHANG, C., SELINUS, O., 1998. Statistics and GIS in environmental geochemistry some problems and solutions. J Geochem Explor 64, 339.

Efecto de distintas enmiendas orgánicas en la degradación de linuron, diazinon y miclobutanil en un suelo agrícola

MARÍN BENITO, J.M.[1], ORDAX, J.M.[1], HERRERO HERNÁNDEZ E.[1], ANDRADES, M.S.[2], SÁNCHEZ MARTÍN, M.J.[1], RODRÍGUEZ CRUZ, M.S.[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca.
[2] Departamento de Agricultura y Alimentación, Universidad de la Rioja, Madre de Dios 51, 26006 Logroño.

Resumen
El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto de tres enmiendas orgánicas de diferente naturaleza (lodo de depuradora, orujo de uva y residuo postcultivo de champiñón) en la degradación de tres pesticidas con distinta estructura química, linuron, diazinon y miclobutanil, en un suelo agrícola de la región de Castilla y León (materia orgánica 0,80%, textura franco arenosa). Se determinó la velocidad de degradación de los pesticidas y el tiempo de vida media de los mismos en el suelo natural y enmendado con cada uno de los residuos con una dosis del 5% en peso seco. Linuron y diazinon se utilizaron marcados en C^{14} lo que permitió determinar también su mineralización a lo largo del tiempo de incubación. Como indicador de la actividad de los microorganismos del suelo se determinó la actividad deshidrogenasa en todas las muestras de suelo a distintos tiempos de incubación. Las cinéticas de degradación y de mineralización indicaron una degradación más rápida de diazinon que de linuron y miclobutanil. La vida media (DT50) de degradación de linuron, disminuyó en los suelos enmendados con los tres residuos. Sin embargo, la degradación de diazinon y miclobutanil, fue más rápida en el suelo sin enmendar que en los suelos enmendados. Los porcentajes de mineralización de linuron fueron menores que los del diazinon tanto en el suelo sin enmendar como en los suelos enmendados. En general, la adición de enmiendas y de pesticidas al suelo incrementó la actividad deshidrogenasa del suelo. Los resultados obtenidos indican diferentes efectos de las enmiendas orgánicas en la degradación de pesticidas dependiendo de las características y estructura química de estos compuestos. Se puede concluir que la influencia de residuos orgánicos en la degradación de pesticidas en los suelos enmendados no se puede generalizar siendo necesaria una evaluación particular suelo/enmienda/pesticida para mejorar el conocimiento de la biodisponibilidad de estos contaminantes y para evaluar el posible riesgo de contaminación ambiental derivado del uso conjunto de enmiendas y pesticidas en las prácticas agrícolas.

Palabras clave
Pesticida, suelo agrícola, enmienda orgánica, degradación, mineralización.

1. Introducción

El aprovechamiento de toda clase de residuos orgánicos (urbanos, agrícolas, agroindustriales y ganaderos) es una prioridad hoy en día, ya que contribuye a resolver el problema ambiental que provoca su acumulación y además, desde el punto de vista económico, intenta rentabilizar los recursos (CAMERON et al., 1997). En España, la

valorización de residuos orgánicos está establecida en la legislación existente (PNIR 2008-2015, 2007a) que incluye medidas de reciclaje para el aprovechamiento de los recursos que contienen los residuos y para reducir los impactos negativos que su vertido provoca en el medio ambiente.

La valorización de la materia orgánica (MO) de los residuos mediante su uso como enmienda orgánica, directamente en agricultura o después de un proceso de compostaje, es de gran interés ya que el contenido y dinámica de la misma determina la productividad potencial, tanto en los sistemas naturales como en los cultivados (GARCÍA-IZQUIERDO y LOBO-BEDMAR, 2008). Concretamente en los suelos cultivables de Castilla y León que presentan por lo general un contenido bajo o muy bajo en MO (<1%) la aplicación de materiales orgánicos como enmiendas al suelo sería de gran interés para aumentar, o al menos mantener los valores actuales de los contenidos en MO de los mismos.

Entre los residuos orgánicos potencialmente aprovechables y con mayor crecimiento en los últimos años en Castilla y León (120%) se encuentran los lodos de depuradora. Estos materiales tienen la peculiaridad, respecto a otros tipos de residuos, de que su uso en el suelo está regulado por la Directiva 86/278/CEE relativa a la protección del medio ambiente y en particular a la utilización de los lodos con fines agrícolas en los suelos. El porcentaje de lodos de depuradora aplicados a la agricultura en 2005 representa el 65% del total generado (PNIR 2008-2015, 2007b). Otros residuos biodegradables de interés son los residuos generados en la producción del vino (raspón, orujo, lías, vinaza y aguas residuales con elevado contenido en MO, en gran parte en forma soluble) y en el cultivo del champiñón (sustratos postcultivo de hongos compuesto por los materiales naturales del compost inicial con distinto grado de evolución) debido al creciente desarrollo de estos cultivos en la Comunidad de Castilla y León.

Sin embargo, la MO (sólida y líquida) de distinta naturaleza aportada por la aplicación al suelo de los residuos orgánicos anteriormente indicados puede influir en otras prácticas agrícolas, como es la aplicación de pesticidas en agricultura. Como es sabido, los principales procesos que afectan al comportamiento de los pesticidas en el suelo, tales como adsorción, movilidad y degradación, dependen en gran medida del contenido de MO del suelo, especialmente cuando los pesticidas agrícolas utilizados son compuestos orgánicos no iónicos, hidrofóbicos, con solubilidad baja o muy baja en agua (CHENG, 1990; HUANG et al., 1995). Los pesticidas orgánicos adsorbidos por la MO del suelo pueden ser degradados al aumentar el tiempo de residencia en el mismo o pueden experimentar un proceso de adsorción más fuerte (envejecimiento) disminuyendo su desorción y/o lavado y en consecuencia su biodisponibilidad (GEVAO et al., 2000).

El estudio presentado en este trabajo forma parte de un proyecto de investigación que tiene como objetivo la realización de estudios básicos dirigidos al conocimiento de la influencia de la MO sólida y/o líquida de los residuos indicados en la adsorción, movilidad y degradación/disipación de pesticidas seleccionados, en función del tiempo de tratamiento de los suelos modificados con las enmiendas orgánicas en condiciones ambientales.

En la bibliografía se encuentran estudios sobre la influencia en el comportamiento de pesticidas en suelos de lodos de depuradora (NAVARRO et al., 2003; DOLAPTSOGLOU et al., 2007), residuos de la producción del vino (ANDRADES et al., 2004; FERNÁNDEZ-BAYO et al., 2009) o residuos postcultivo de hongos (MARIN-BENITO et al., 2009a y 2009b) aplicados al suelo como enmiendas. Generalmente estos trabajos han estado dirigidos al estudio de la influencia en la adsorción de pesticidas por los suelos enmendados. Menos frecuentemente se abordan estudios de degradación de pesticidas en suelos enmendados y especialmente, considerando estudios de degradación de pesticidas de diferente estructura química en suelos enmendados con residuos orgánicos de distinta naturaleza y/o composición.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto de tres residuos orgánicos utilizados como enmiendas (lodo de depuradora, orujo de uva y residuo postcultivo de hongos) en la degradación del herbicida linuron, el insecticida diazinon y el fungicida miclobutanil en un suelo agrícola de la región de Castilla y León con bajo contenido en MO (<1%) y textura franco arenosa bajo condiciones controladas de humedad y temperatura en el laboratorio.

El linuron, diazinon y miclobutanil son pesticidas representativos de diferentes grupos químicos, que son empleados en distintos cultivos y que se han encontrado por encima de los niveles permitidos en aguas superficiales y subterráneas (CARABIAS-MARTINEZ et al., 2003; FURTULA et al., 2006; PALMA et al., 2009).

3. Metodología

3.1.Suelo

El suelo utilizado en el estudio está localizado en Pesquera de Duero (Valladolid). La muestra corresponde a la capa superficial (0-30 cm) de un suelo dedicado a cultivo de viñedo, cuya textura es franco arenosa. Sus características se determinaron por los métodos habituales de análisis de suelos (MAPA, 1986). El contenido del suelo en arena, limo y arcilla fue de 76,9%, 8,20% y 14,9%, respectivamente. El suelo presentó un contenido en MO de 0,80%, un pH de 7,9 y un contenido en carbonatos de 2,25%.

3.2 Residuos orgánicos

El lodo de depuradora (LD) procede de los residuos de depuración de aguas residuales domésticas de la ciudad de Salamanca sometidos a un tratamiento anaerobio de estabilización. Fue suministrado por Aqualia S.A. (Salamanca). El orujo de uva (OR) es un residuo obtenido después del prensado y fermentación de la uva y comprende las semillas y los hollejos de la uva. Fue suministrado por Bodega San Gabriel (Aranda de Duero). El sustrato postcultivo de hongos (SPCH) comprende una mezcla de sustrato postcultivo de seta y de champiñón recompostado en condiciones aerobias durante varias semanas para mejorar su uniformidad y estabilidad. Fue suministrado por INTRAVAL S.L. (Pradejón, La Rioja). Algunas características de estas muestras previamente secadas a temperatura ambiente, homogeneizadas y tamizadas (<2 mm) se incluyen en la Tabla 1.

Tabla 1. Características de los residuos orgánicos seleccionados (referidas a peso seco)

Residuos	Humedad %	pH	CO %	COD % del total	N %	C/N
LD	77,9	7,1	61,0	1,98	4,7	7,6
OR	75,0	5,0	43,5			
SPCH	37,4	8,0	55,6	1,22	2,2	14,8

El carbono orgánico (CO) se determinó por el método modificado de Walkley-Black. El carbono orgánico soluble (COD) se determinó en una suspensión del residuo en agua desionizada (relación 1:2) mediante un analizador de carbono Shimadzu 5050 (Shimadzu, Columbia, MD, USA) después de agitar la suspensión durante 24 h, centrifugar (10-30 min a 10000 rpm) y filtrar.

3.3 Pesticidas

El linuron es un herbicida perteneciente al grupo de las ureas, el diazinon es un insecticida organofosforado y el miclobutanil es un fungicida perteneciente al grupo de los triazoles. El linuron y el diazinon se utilizaron marcados en ^{14}C (actividad específica de linuron 4,13 MBq mg^{-1} y pureza >98% y actividad específica de diazinon 6,10 MBq g^{-1} y pureza >97%) y no marcados. Los compuestos marcados fueron suministrados por International Isotopes (Munich, Alemania) y los compuestos no marcados fueron suministrados por Riëdel de Haën (Hannover, Alemania) (pureza >98%). El miclobutanil fue suministrado por Sigma-Aldrich Química SA (Madrid, España). Las características de estos compuestos se presentan en la Tabla 2 (TOMLIN, 2003).

Tabla 2. Características de los pesticidas utilizados

Nombre común	Nombre químico	Solubilidad agua (mg/L)	log Kow	Método analítico
Linuron	3-(3,4-Diclorofenil)-1-metoxi-1-metilurea	63,8	3,00	LSC[a]; HPLC-MS[b]
Diazinon	O,O-dietil O-2-isopropil-6-metilpirimidin-4-il fosforotioato	60,0	3,30	LSC[a]; HPLC-MS[b]
Miclobutanil	2-(4-clorofenil)-2-(1H-1,2,4-triazol-1-ilmetil)hexanonitrilo	142	2,94	HPLC-MS[b]

[a]Contador de centelleo líquido, [b] Cromatografía líquida de alta resolución acoplada a espectrometría de masas

3.4 Preparación de los suelos enmendados y ensayos de degradación en laboratorio

Una cantidad de suelo de 25 kg fue enmendada con cada uno de los residuos seleccionados en una proporción del 5% (referida a peso seco). El suelo sin enmendar y enmendado con los tres residuos se colocó en contenedores de 60x40x25 cm situados en invernadero y se mantuvo durante un mes en condiciones ambientales de temperatura, humedad y luz (Figura 1) previamente a la toma de muestras para el estudio de la degradación de los pesticidas. Después de este periodo de tiempo, se tomaron muestras del suelo sin enmendar o enmendado con los tres residuos y se tamizaron en el laboratorio por malla de 2 mm de luz. Los valores de pH y los contenidos en MO de los

suelos enmendados fueron 7,3 y 3,46% para el suelo+LD, 8,0 y 2,00% para el suelo+OR y 7,5 y 3,75% para el suelo+SPCH.

Los estudios de degradación se llevaron a cabo en laboratorio de acuerdo con las normas de la SETAC (LYNCH, 1995) y experimentos previos de los autores (GRENNI et al., 2009). De cada muestra de suelo sin enmendar o enmendado se prepararon cuatro recipientes con una cantidad aproximada de 400 g. Una de estas muestras no recibió ningún pesticida y se utilizó como control para los estudios de la actividad deshidrogenasa y las otras tres muestras recibieron la aplicación de un volumen de solución de linuron, diazinon o miclobutanil para obtener una cantidad final de pesticida de 2 mg kg^{-1} de suelo en todos los casos. Además se prepararon 3 muestras estériles de suelo sin enmendar. El suelo fue esterilizado en autoclave a 120^{o}C durante 60 minutos y durante 3 días consecutivos, y posteriormente recibió también la aplicación de linuron, diazinon o miclobutanil (2 mg kg^{-1}). Estos suelos fueron utilizados como controles de la degradación biológica.



Figura 1. Incubación del suelo sin enmendar y enmendado en condiciones ambientales

Paralelamente para linuron y diazinon se trataron muestras de suelo (400 g) sin enmendar o enmendado con los tres residuos con el pesticida marcado en ^{14}C con el fin de estudiar la mineralización de los pesticidas a lo largo del periodo de incubación. Para ello se colocó un vial de centelleo sujeto con una pinza de cocodrilo que contenía 1 mL de NaOH 1M con el fin de recoger el $^{14}CO_2$ producido y se cambió por un vial nuevo a los distintos tiempos de muestreo. El $^{14}CO_2$ producido fue cuantificado añadiendo 4 mL de líquido de centelleo y midiendo la actividad en un contador de centelleo líquido Beckman LS6500 (Beckman Instruments, Inc., Fullerton, CA, USA).

La humedad de todas las muestras de suelo fue ajustada al 40% de la capacidad de campo y se mantuvo constante durante el periodo de incubación mediante la adición de agua estéril semanalmente. Las muestras de suelo se incubaron a 20^{o}C en la oscuridad en una cámara termostatizada. Se realizaron muestreos de los distintos tratamientos a distintos tiempos (0, 2, 7, 14, 21, 28, 37, 50, y 62 días) después de la adición de los pesticidas.

3.5 Análisis de los pesticidas

Los pesticidas fueron extraídos por duplicado desde muestras de 5 g agitadas a 20^{o}C con 10 mL de metanol (linuron y diazinon) o acetona (miclobutanil) a cada tiempo

de muestreo, con el fin de calcular la cantidad residual de pesticida en el suelo La mezcla se agitó durante 24 h de modo intermitente y se centrifugó. Los extractos se filtraron a través de filtros GHP acrodiscs (Waters Corporation) de 0,45 μm de tamaño de poro. La eficiencia de extracción medida previamente en muestras de suelo sin enmendar y enmendado con los tres residuos fue > 90% para el linuron, > 80% para el diazinon y > 85% para el miclobutanil.

La concentración de los pesticidas se determinó por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). El sistema cromatográfico usado fue un cromatógrafo Waters (Waters Assoc., Milford, MA, USA) equipado con bomba e inyector automático modelo e2695, detector de espectrometría de masas modelo micromass ZQ y adquisición y procesamiento de datos mediante el software Empower. La columna utilizada fue Waters Symmetry C18 (Waters Assoc.) de acero inoxidable de 75 mm x 4,6 mm d.i. y 3,5 μm de tamaño de partícula. La fase móvil empleada fue 28% formiato amónico 5 mM / 72% metanol para linuron, 20% agua / 80% metanol para diazinon y 25% agua con ácido fórmico / 75% metanol para miclobutanil. La velocidad de flujo fue de 0,3 mL min^{-1} y el volumen de inyección de 10 μL. Los tiempos de retención fueron de 6,8, 7,2 y 6,3 min para linuron, diazinon y miclobutanil. La detección por espectrofotometría de masas se hizo monitorizando el ión positivo (m/z) 250,1, 305,2 y 289,1 para linuron, diazinon y miclobutanil, respectivamente.

3.6 Actividad deshidrogenasa

La actividad deshidrogenasa total se determinó en las muestras de suelo tratadas con los pesticidas así como en las muestras de suelo sin aplicación de pesticida (controles) a los tiempos de 0, 28 y 62 días, como una medida de la actividad microbiana siguiendo la versión modificada del método de TABATABAI (1994). El método se basa en la extracción y determinación colorimétrica del trifenil formazan (TPF) producido después de la reducción del cloruro de tetrazolio (TTC) que es incoloro. Los resultados se expresaron como μg $TPFg^{-1}$ de suelo seco.

4 Resultados

4.1 Cinéticas de degradación de los pesticidas

La Figura 2 muestra la evolución de las cantidades de pesticida en el suelo sin enmendar (S) y enmendado con los tres residuos (S+LD, S+OR y S+SPCH) y en el suelo esterilizado (SS) expresadas como porcentajes de la cantidad inicial aplicada.

Las cinéticas de degradación de linuron, diazinon y miclobutanil siguen ecuaciones de primer orden en todos los casos con valores de $r^2 \geq 0,89$ ($p<0,01$). A partir de estas ecuaciones se determinó la constante de velocidad K y la vida media (DT50) de degradación del pesticida. En algunos casos las cinéticas de degradación presentaron una fase inicial durante la cual no hubo degradación (fase de latencia), que corresponde al crecimiento de las poblaciones microbianas específicas responsables de la degradación del compuesto, y después el pesticida se degradó siguiendo una cinética de primer orden. En este caso se sumó el tiempo correspondiente a la fase de latencia al valor calculado de DT50 para calcular el valor de la vida media real de degradación del pesticida. En la Tabla 3 se indican los valores de K, DT50 y fase de latencia

correspondientes a la degradación de linuron, diazinon y miclobutanil en el suelo sin enmendar y enmendado con los distintos residuos.

En general, las velocidades de degradación (K) de los tres pesticidas siguieron el orden: diazinon > linuron > miclobutanil. Para linuron la degradación fue más rápida en los suelos enmendados que en el suelo sin enmendar y los valores de DT50 siguieron el orden: S+OR < S+SPCH < S+LD < S. En el caso del suelo sin enmendar y el suelo enmendado con SPCH hubo una fase inicial de 13 días de duración durante la cual no hubo degradación de linuron y posteriormente el herbicida comenzó a degradarse a mayor velocidad. Para diazinon la degradación en los suelos enmendados fue más rápida o más lenta, según el tipo de enmienda, que en el suelo sin enmendar, y los valores de DT50 siguieron el orden: S+OR < S < S+SPCH < S+LD. En el suelo enmendado con SPCH y en el suelo enmendado con LD hubo una fase de latencia de 16 días durante la cual no hubo degradación del diazinon, comenzando la degradación posteriormente. Para miclobutanil la degradación fue más rápida en el suelo sin enmendar que en los suelos enmendados, y los valores de DT50 siguieron el orden: S < S+OR < S+LD < S+SPCH. Tanto en el suelo sin enmendar como enmendado hubo un fase de latencia de 22-28 días durante la cual no hubo degradación.

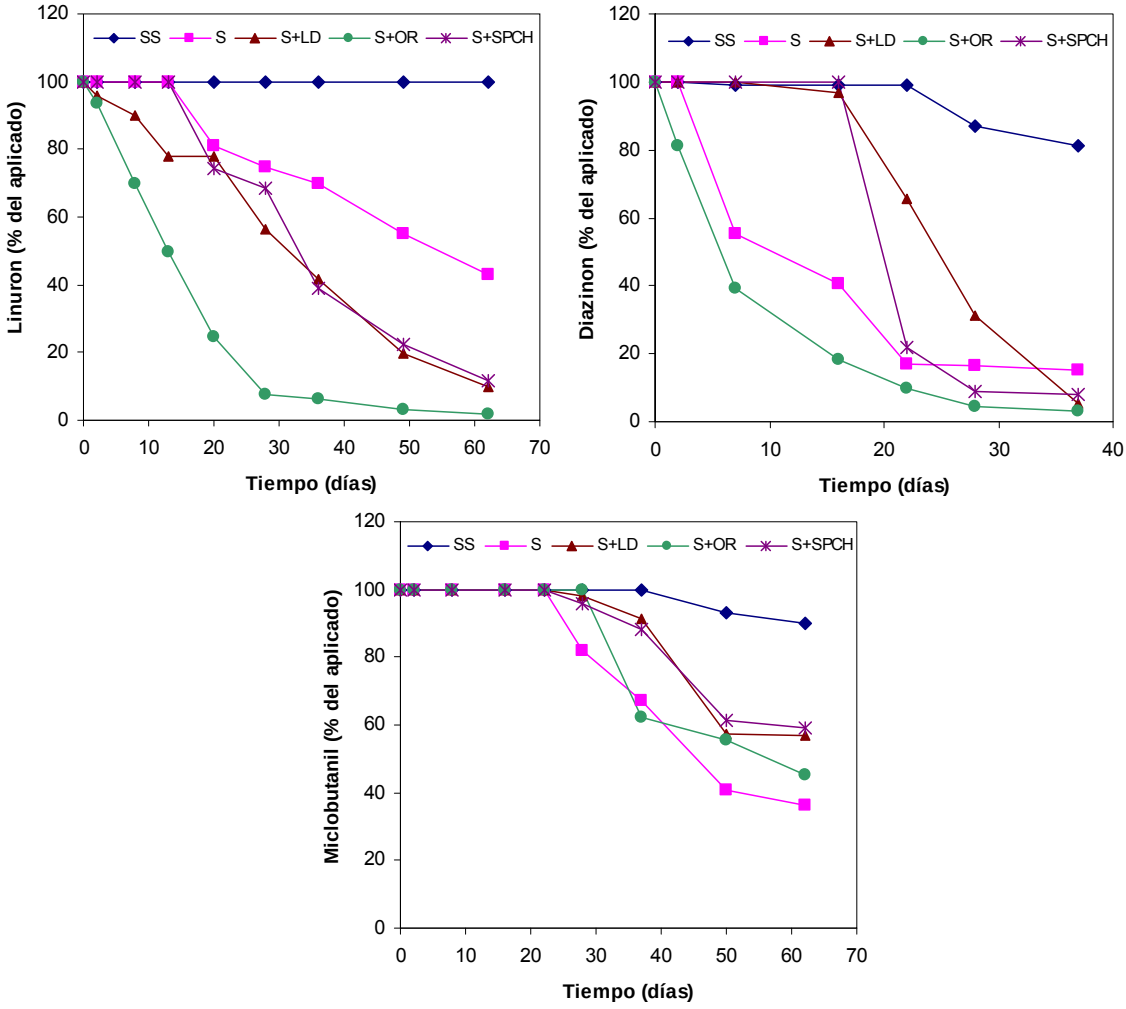


Figura 2. Cinéticas de degradación de linuron, diazinon y miclobutanil en suelo no enmendado (S) y enmendado con los residuos orgánicos (S+LD, S+OR y S+SPCH) y en el suelo esterilizado (SS).

Tabla 3. Constantes de velocidad (K), periodo de latencia y vida media (DT50) para la degradación de linuron, diazinon y miclobutanil en suelo no enmendado (S) y enmendado con los residuos orgánicos (S+LD, S+OR y S+SPCH)

Suelos	**K (d^{-1})**	**Fase de latencia (d)**	**DT50 (d)**	**r^2**
Linuron				
S	0,0161	13	56,1	0,98
S+LD	0,0229	-	30,3	0,93
S+OR	0,0689	-	10,1	0,96
S+SPCH	0,0444	13	28,6	0,98
Diazinon				
S	0,0700	-	9,9	0,95
S+LD	0,0947	16	23,3	0,97
S+OR	0,1078	-	6,4	0,99
S+SPCH	0,2007	16	19,5	0,98
Miclobutanil				
S	0,0265	22	48,2	0,97
S+LD	0,0167	22	63,5	0,89
S+OR	0,0210	28	61,0	0,87
S+SPCH	0,0149	22	68,5	0,93

En el suelo esterilizado no hubo degradación de linuron durante el periodo de estudio (Figura 2). Esto indicaría que la degradación del herbicida en el suelo sin esterilizar es debida únicamente a un proceso biológico. Para diazinon y miclobutanil se observó una cierta degradación en el suelo esterilizado. El 19% del diazinon y el 10% del miclobutanil fueron degradados después de 50 días y 62 días de incubación, respectivamente (Figura 2). Sin embargo, para ambos pesticidas la degradación en el suelo estéril fue menor que la degradación en el suelo sin esterilizar. Este resultado indicaría que la degradación puede ser debida a un proceso biológico, pero además se produce una cierta degradación química de diazinon y miclobutanil, correspondiendo la degradación de los pesticidas en los suelos estériles a un proceso químico. La fotodegradación de estos compuestos fue descartada como proceso de degradación ya que las incubaciones de los suelos con los pesticidas se llevaron a cabo en la oscuridad.

4.2 Mineralización de ^{14}C-pesticidas

La Figura 3 muestra la mineralización de los pesticidas marcados, ^{14}C-linuron y ^{14}C-diazinon, en el suelo sin enmendar (S) y enmendado con los tres residuos (S+LD, S+OR y S+SPCH), expresada como porcentaje del ^{14}C inicialmente aplicado.

Para los dos pesticidas estudiados, la mineralización fue mayor en el suelo sin enmendar alcanzando valores del 1,3% para linuron después de 62 días de incubación y del 15,2% para diazinon después de 50 días de incubación. Tanto para el linuron como para el diazinon la mineralización en los suelos enmendados siguió el orden: S+LD > S+SPCH > S+OR. El porcentaje de linuron mineralizado en los suelos enmendados varió entre 1,02% (S+LD) y 0,34% (S+OR) después de 62 días de incubación y para diazinon estos porcentajes oscilaron entre 8,6% (S+LD) y 3,6% (S+OR) después de 50 días de incubación. Para linuron hubo un incremento lineal en la cantidad de herbicida mineralizado con el tiempo. En el caso del diazinon, la mineralización fue casi inexistente al principio y el insecticida no comenzó a mineralizarse hasta que había pasado un periodo entre 7 y 16 días. A los 37 días se alcanzó un máximo de mineralización en el suelo enmendado con SPCH y con LD, mientras que en el suelo sin enmendar y enmendado con OR no hubo un incremento de la mineralización hasta los 40 días de incubación.

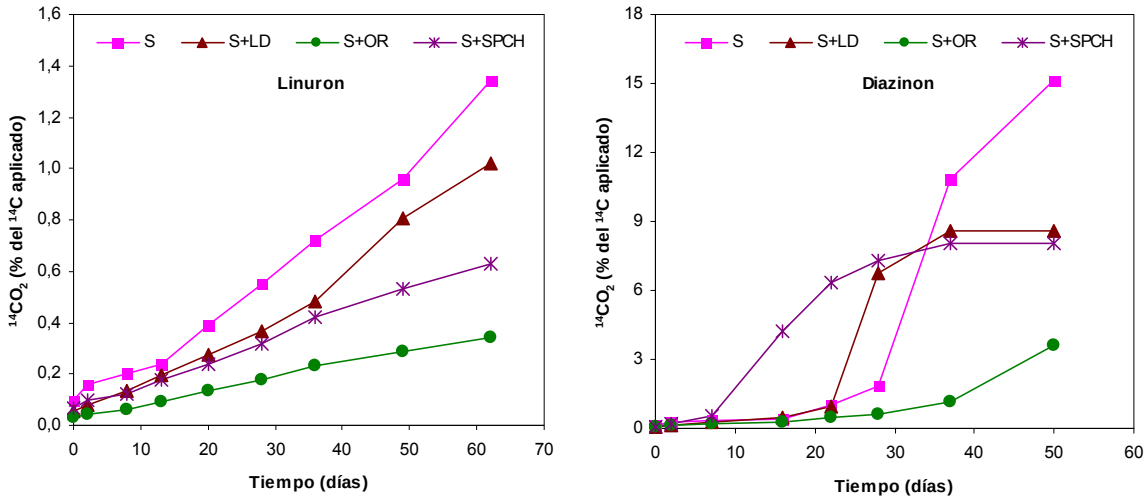


Figura 3. Mineralización de ^{14}C-linuron y ^{14}C-diazinon en suelo no enmendado (S) y enmendado con los residuos orgánicos (S+LD, S+OR y S+SPCH)

4.3 Actividad deshidrogenasa

La actividad deshidrogenasa fue mayor en los suelos enmendados con residuos orgánicos que en el suelo sin enmendar. En general, la adición de pesticida al suelo estimuló la actividad deshidrogenasa con algunas excepciones como por ejemplo el suelo enmendado con lodo u orujo y tratado con diazinon o miclobutanil en donde la actividad deshidrogenasa disminuyó en presencia del pesticida (resultados no mostrados).

5. Discusión

La velocidad de degradación de linuron aumentó en todos los suelos enmendados con los residuos respecto al suelo no enmendado, lo que está de acuerdo con algunos estudios llevados a cabo por otros autores (BRICEÑO et al., 2007). La adición de residuos orgánicos al suelo puede aumentar la población microbiana del suelo incrementando la actividad microbiana y la capacidad para degradar el compuesto. Sin embargo, la MO aportada por las enmiendas al suelo podría contribuir también a aumentar la adsorción del compuesto y a favorecer la formación de residuos enlazadazos no extraíbles con el tiempo, lo cual podría explicar la disipación más rápida de linuron en los suelos enmendados. Las vidas medias calculadas a partir de las cinéticas de degradación están de acuerdo con los valores obtenidos en trabajos anteriores publicados por otros autores donde se estudió la degradación del linuron en suelos naturales y suelos enmendados con otros residuos orgánicos (DE WILDE et al., 2009; GRENNI et al., 2009). Para el diazinon y el miclobutanil la degradación en el suelo sin enmendar fue más rápida que en los suelos enmendados, con la excepción del suelo enmendado con OR donde la degradación de diazinon fue más rápida que en el suelo sin enmendar. La aportación de MO al suelo debe contribuir a un aumento de la adsorción de diazinon y miclobutanil, disminuyendo su biodisponibilidad para ser degradado siendo posiblemente diferentes los mecanismos de adsorción que en el caso del linuron. Las vidas medias de degradación de diazinon obtenidas están de acuerdo con los valores recogidos en la literatura para suelos naturales y enmendados (SÁNCHEZ et al., 2004; FOOTPRINT, 2008). Para miclobutanil los valores de vida

media obtenidos fueron superiores a los encontrados por otros autores en un suelo natural (HAN et al., 2009) aunque son inferiores a otros incluidos en algunas bases de datos (FOOTPRINT, 2008). La existencia de una fase de latencia en algunas cinéticas antes del comienzo de la degradación, indicó el tiempo que tardan las comunidades microbianas en adaptarse para degradar el pesticida. La duración de esta fase depende del tamaño inicial o de la velocidad de crecimiento de la comunidad capaz de degradar el pesticida (RODRÍGUEZ-CRUZ et al., 2006).

La mineralización del linuron fue menor que la del diazinon, indicando una degradación completa del diazinon mayor que la del linuron. Para el linuron el orden en el que se produce la mineralización no coincide con los valores de vida media obtenidos sino que siguen el orden inverso (mayor mineralización en el suelo no enmendado donde la degradación/disipación es menor). Esto se podría explicar considerando que la degradación completa (formación de CO_2) del linuron tiene lugar en mayor medida en el suelo sin enmendar. Sin embargo, en los suelos enmendados el linuron original o sus posibles metabolitos podrían ser retenidos con un cierto grado de irreversibilidad en la matriz orgánica de la enmienda impidiendo así su completa degradación a CO_2. Para el diazinon, la mineralización fue también menor en el suelo enmendado con orujo donde la disipación fue más rápida. Esto podría indicar, igual que para el linuron, que el insecticida es degradado a metabolitos que no se mineralizan o que la disipación del insecticida no solamente es debida al proceso de degradación sino que se podrían formar residuos fuertemente enlazados en el suelo no extraíbles con el tiempo de incubación.

6. Conclusiones

La adición de residuos orgánicos al suelo modificó la degradación de linuron, diazinon y miclobutanil en el suelo enmendado con estos materiales. Estas modificaciones no fueron iguales para los tres pesticidas estudiados y las cinéticas de degradación se modificaron de distinta forma en función del pesticida y de la enmienda utilizada.

La evaluación final de la influencia de los residuos orgánicos en la adsorción, movilidad y en la degradación de los pesticidas en los suelos enmendados permitirá mejorar el conocimiento de la biodisponibilidad y el posible riesgo de contaminación ambiental de estos contaminantes y sus metabolitos. Los resultados obtenidos indican la necesidad de considerar la naturaleza de la enmienda orgánica y la dosis aplicada en el suelo previamente a la utilización conjunta de estos materiales con los pesticidas en las prácticas agrícolas.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Castilla y León como parte del Proyecto CSI03A09. Los autores agradecen a L.F. Lorenzo y A. González por su asistencia técnica y a Aqualia S.A., Intraval S.L. y Bodega San Gabriel por su colaboración aportando los residuos orgánicos. J.M. Marín-Benito agradece al CSIC por su beca predoctoral JAE-predoc. E. Herrero-Hernández agradece al CSIC por su contrato postdoctoral JAE-doc.

8. Bibliografía

ANDRADES, M.S., RODRÍGUEZ-CRUZ, M.S., SÁNCHEZ-MARTÍN, M.J., SÁNCHEZ-CAMAZANO, M., 2004. Effect of the additon of wine distillery wastes to vineyard soils on the adsorption and mobility of fungicides. *J. Agric. Food Chem.* 52, 3022 – 3029.

BRICEÑO, G., PALMA, G., DURÁN, N., 2007. Influence of organic amendment on the biodegradation and movement of pesticides. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 37, 233 – 271.

CAMERON, K.C., DI, H.J., MCLAREN, R.G., 1997. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes?. *Aust. J. Soil Res.* 35, 995 – 1035.

CARABIAS MARTÍNEZ, R., RODRÍGUEZ GONZALO, E., FERNÁNDEZ LAESPADA, M.E., CALVO-SERONERO, L., SÁNCHEZ SAN ROMÁN, F.J., 2003. Evolution over time of the agricultural pollution of waters in an area of Salamanca and Zamora (Spain). *Water Res.* 37, 928 – 938.

CHENG, H.H., 1990. Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impact, and Modeling. Soil Sci. Soc. Am. 530 pp. Madison, Wisconsin, USA.

DE WILDE, T., SPANOGHE, P., MERTENS, J., SNIEGOWKSI, K., RYCKEBOER, J., JAEKEN, P., SPRINGAEL, D., 2009. Characterizing pesticide sorption and degradation in macro scale biopurification systems using column displacement experiments. *Environ. Pollut.* 157, 1373 – 1381.

DOLAPTSOGLOU, C., KARPOUZAS, D.G., MENKISSOGLU-SPIROUDI, U., ELFTHEROHORINOS, I., VOUDRIAS, E.A., 2007. Influence of different organic amendments on the degradation, metabolism, and adsorption of terbuthylazine. *J. Environ. Qual.* 36, 1793 – 1802.

FERNÁNDEZ-BAYO, J.D., NOGALES, R., ROMERO, E., 2009. Effect of vermicomposts from wastes of the wine and alcohol industries in the persistence and distribution of imidacloprid and diuron on agricultural soils. *J. Agric. Food Chem.* 57, 5435 – 5442.

FOOTPRINT, 2008. The FOOTPRINT Pesticide Properties Database (PPDB). http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/index2.htm. University of Hertfordshire.

FURTULA, V., DERKSEN, G., COLODEY, A., 2006. Application of automated mass spectrometry deconvolution and identification software for pesticide analysis in surface waters. *J. Environ. Sci. Health B* 41, 1259 – 1271.

GARCÍA IZQUIERDO, C., LOBO BEDMAR, M.C., 2008. Rehabilitación de suelos degradados y contaminados mediante la aplicación de compost. En: Moreno Casco, J., Moral Herrero, R. (eds.): Compostaje. 425 – 448. Mundi Prensa, Madrid.

GEVAO, B., SEMPLE, K.T., JONES, K.C., 2000. Bound pesticide residues in soils: a review. *Environ. Pollut.* 108, 3 – 14.

GRENNI, P., BARRA-CARACCIOLO, A., RODRÍGUEZ-CRUZ, M.S., SÁNCHEZ-MARTÍN, M.J., 2009. Changes in the microbial activity in a soil amended with oak and pine residues and treated with linuron herbicide. *Appl. Soil Ecol.* 41, 2 – 7.

HAN, B.J., CHEN, L.X., PENG, L.X., 2009. Degradation of four fungicides in tropical soils
from Hainan, China. *J. Food, Agric. Environ.* 7, 197 – 200.

HUANG, P.M., BERTHELIN, J., BOLLAG, J.M., MCGILL, W.B., PAGE, A.L., 1995. Enviromental Impact of Soil Component Interactions. 450 pp. Lewis Publishers, Boca Raton. Florida, USA.

LYNCH, J.M., 1995. Procedures for assessing the environmental fate and ecotoxicity of pesticides. 54 pp. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC Press, Pensacola, Florida, USA.

MAPA, 1986. Métodos oficiales de Análisis. 3, 93 – 208. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Dirección General de Política Alimentaria, Secretaria General Técnica de MAPA, Madrid, España.

MARÍN-BENITO, J.M., SÁNCHEZ MARTÍN, M.J., ANDRADES, M.S., PÉREZ-CLAVIJO, M., RODRÍGUEZ-CRUZ, M.S., 2009 Effect of spent mushroom substrate amendment of vineyard soils on the behavior of fungicides: 1. Adsorption-desorption of penconazole and metalaxyl by soils and subsoils. *J. Agric. Food Chem.* 57, 9634 – 9642.

MARÍN-BENITO, J.M., RODRÍGUEZ-CRUZ, M.S., ANDRADES, M.S., SÁNCHEZ MARTÍN, M.J., 2009. Effect of spent mushroom substrate amendment of vineyard soils on the behavior of fungicides: 2. Mobility of penconazole and metalaxyl in undisturbed soil cores. *J. Agric. Food Chem.* 57, 9643 – 9650.

NAVARRO, S., VELA, N., GARCÍA, C., NAVARRO, G., 2003. Persistence of simazine and terbuthylazine in semiarid soil after organic amendment with urban sewage sludge. *J. Agric. Food Chem.* 51, 7359 – 7365.

PALMA, P., KUSTER, M., ALVARENGA, P., PALMA, V.L., FERNANDES, R.M., SOARES, A.M.V.M., LÓPEZ DE ALDA, M.J., BARCELÓ, D., BARBOSA, I.R., 2009. Risk assessment of representative and priority pesticides, in surface water of the Alqueva reservoir (South of Portugal) using on-line solid phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environ. Int.* 35, 545 – 551.

PNIR 2008-2015, 2007a. Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015. Anexo 14. Estrategia Española de Reducción de Residuos Biodegradables Destinados a los Vertederos. Ministerio de Medio Ambiente.

PNIR 2008-2015, 2007b. Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015. Anexo 5. II Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales EDAR 2008-20015 (II PNLD). Ministerio de Medio Ambiente.

RODRÍGUEZ-CRUZ, M.S., JONES, J.E., BENDING, G.D., 2006. Field-scale study of the variability in pesticide biodegradation with soil depth and its relationship with soil characteristics. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2910 – 2918.

SÁNCHEZ, M.E., ESTRADA, I.B., MARTÍNEZ, O., MARTÍN-VILLACORTA, J., ALLER, A., MORAN, A., 2004. Influence of the application of sewage sludge on the degradation of pesticides in the soil. *Chemosphere* 57, 673 – 679.

TABATABAI, M.A., 1994. Soil enzymes. En: Weaver, R.W. (ed.): Methods of Soil Analysis: Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. 903 – 947. Soil Sci. Soc. Am. Madison, Wisconsin, USA.

TOMLIN, C.D.S., 2003. The Pesticide Manual. Brithish Crop Protection Council. Cambridge, U.K.

Variabilidad temporal del contenido de cobre en suelos de viñedo de La Rioja enmendados con residuos postcultivo de champiñón

HERRERO-HERNÁNDEZ, E.[1], ANDRADES, M.S.[2], RODRIGUEZ-CRUZ M.S., ARIENZO M.[3], SÁNCHEZ-MARTIN, M.J.[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC). Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca.
[2] Departamento de Agricultura y Alimentación, Universidad de la Rioja, Madre de Dios 51, 26006, Logroño.
[3] Dipartimento di Scienze del Suolo, Pianta, Ambiente e delle Produzioni Animali, Università Federico II, via Università, 80055 Portici, Nápoles, Italia.

Resumen

La utilización de fungicidas orgánicos e inorgánicos en los cultivos de viñedo de La Rioja es una práctica común dado el interés económico de ese cultivo en la Comunidad. Los fungicidas basados en la aplicación de Cu han sido utilizados desde hace tiempo en muchas partes del mundo incluyendo los viñedos de La Rioja. Esta aplicación continuada puede dar lugar a una acumulación de este elemento en el suelo lo que puede originar problemas de contaminación ambiental. Por otra parte, la dinámica de este elemento en el suelo podría verse afectada por la adición de enmiendas orgánicas debido a la influencia de la materia orgánica en el comportamiento de Cu en el suelo. El objetivo de este trabajo fue estudiar la evolución de los contenidos de Cu en tres suelos de viñedo de La Rioja situados en Aldeanueva (AL), Sajazarra (SA) y Viana (V) procedentes de parcelas experimentales sin enmendar y enmendadas con residuos postcultivo de champiñón compostado (C-SMS) y fresco (F-SMS), residuo orgánico que se genera en grandes cantidades en La Rioja y que se pretende valorizar mediante su aplicación como enmienda en el suelo. Se tomaron muestras de suelo superficial (0-30 cm) y subsuperficial (30-60 cm) dos veces al año sucesivamente durante los años 2006-2008 (previamente a la adición del residuo y después de la vendimia) y se determinó el contenido total de Cu y las características químicas y fisicoquímicas de los suelos. Los contenidos de Cu encontrados (media de 45 muestras/tratamiento) en los suelos superficiales fueron 46,2 mg kg^{-1} (SD=11,3), 50,3 mg kg^{-1} (SD=16,9) y 51,7 mg kg^{-1} (SD=18,6) para los suelos sin enmendar y enmendados con C-SMS y F-SMS, respectivamente. Estos contenidos disminuyeron en los suelos subsuperficiales (31,0 mg kg^{-1} (SD=12,6), 36,8 mg kg^{-1} (SD=14,5) y 35,2 mg kg^{-1} (SD=16,1), respectivamente para los suelos sin enmendar y enmendados. Aunque los niveles encontrados no son muy elevados, los resultados obtenidos indican un ligero incremento del contenido de Cu en los suelos enmendados con SMS que sería necesario considerar si se realizan aplicaciones sucesivas de este residuo en los suelos de viñedo.

Palabras clave

Cu, fungicidas, suelo de viñedo, residuo postcultivo de champiñón, suelo superficial, subsuelo.

1. Introducción

El cobre ha sido usado como fungicida en Europa desde finales del siglo 19 para controlar distintas enfermedades de la vid causadas por hongos tales como el mildiú de

la vid causado por *Plasmopara viticola*. Inicialmente fue usado como $CuSO_4$+$Ca(OH)_2$ (caldo bordelés) y más recientemente ha sido usado en forma de oxicloruro $3Cu(OH)_2 \cdot CuCl_2$ o de hidróxido $Cu(OH)_2$. Su aplicación continuada ha dado lugar a una acumulación extensiva de Cu en suelos de viñedo llegando a concentraciones superiores a 100 mg kg^{-1} (PIETRZAK & MCPHAIL, 2004) excediendo en muchos casos los límites permitidos por la UE para este elemento en suelos (KOMÁREK et al., 2010). En algunos casos la aplicación de este fungicida en suelos de viñedo situados en pendiente y sometidos a gran erosión puede originar una gran dispersión del mismo pudiendo llegar a alcanzar fácilmente aguas superficiales y subterráneas bien en forma de compuestos solubles en agua o bien asociado a partículas coloidales y concentrarse en sedimentos de aguas superficiales (FERNÁNDEZ-CALVIÑO et al., 2008).

Las concentraciones de Cu en suelos naturales depende del material original del suelo pudiendo llegar a alcanzar hasta 30 mg kg^{-1} (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2000). Su asociación en el suelo con la materia orgánica (MO) sólida, con los óxidos e hidróxidos de Fe y Mn y con los minerales de la arcilla a través de un mecanismo de adsorción específica y no específica (PARAT et al., 2002; BRADL, 2004; FERNÁNDEZ-CALVIÑO et al., 2009) hacen que sea uno de los metales menos móviles en el suelo. Su solubilidad como la de otros metales depende del pH del suelo siendo fácilmente disponible a valores de pH<6 (ADRIANO, 2001; BOUDESOCQUE et al., 2007). Sin embargo, los metales de origen antropogénico presentan en general una mayor movilidad en el suelo comparativamente con aquellos de origen natural donde los metales están fuertemente asociados a los componentes del suelo.

El Cu aplicado como fungicida puede alcanzar el suelo como resultado del lavado de las hojas de viñedo (PARADELO et al., 2008) o por derrames accidentales del fungicida. Su especiación cambia rápidamente y el Cu es adsorbido y coprecipitado en el suelo. Esta redistribución del Cu en fracciones químicas menos disponibles las cuales disminuyen su movilidad y biodisponibilidad es atribuido a un efecto de envejecimiento (ARIAS-ESTÉVEZ et al., 2007; SAYEN et al., 2009). Sin embargo, en suelos de viñedo ácidos el Cu puede movilizarse más fácilmente a través del perfil del suelo pudiendo llegar a contaminar las aguas subterráneas (NÓVOA-MUÑOZ et al., 2007). Por otra parte, la movilidad del Cu también puede aumentar en suelos con valores de pH>7,5 debido a la formación de complejos solubles con el carbono orgánico disuelto (COD) (ARIAS et al., 2006; KARLSSON et al., 2006).

La adsorción de Cu por la MO por medio de complejación especialmente con ácidos húmicos y fúlvicos (complejos de esfera interna bidentados con ligandos amina o carboxilo) es uno de los mecanismos más importantes de retención de Cu en suelos (STRAWN & BAKER, 2008, 2009). La MO sólida actúa como adsorbente disminuyendo su movilidad sin embargo el COD puede formar complejos solubles con el Cu aumentando su movilidad especialmente a pH alcalino (pH>7,5) (ARIAS et al., 2006; FERNÁNDEZ-CALVIÑO et al., 2008; MARTÍNEZ-VILLEGAS & MARTÍNEZ, 2008). FLORES-VÉLEZ et al. (1996) encontraron que el Cu estaba principalmente asociado con la fracción orgánica ligera gruesa y con la fracción de arcilla fina en un suelo ácido de viñedo.

Las estrategias de estabilización para disminuir la intensidad de la erosión y degradación de los suelos tales como la aplicación de enmiendas orgánicas y cubiertas vegetales son necesarias en la actualidad. En el caso de los suelos de viñedo la

aplicación de estas enmiendas incrementan la fertilidad del suelo y contribuyen a disminuir el arrastre superficial de Cu por la erosión originada por el viento y el agua. Enmiendas como corteza de árboles, sarmientos de vid, vinazas, lodos de depuradora y otros residuos orgánicos han sido investigados como adsorbentes en años recientes debido a su bajo coste y disponibilidad (MORENO CASCO Y MORAL HERRERO, 2008) para su posible utilización para estos fines aunque la adición de estas bio-enmiendas en suelos de viñedo podría modificar el comportamiento de Cu y otros metales en estos suelos (RAMOS, 2006).

Los substratos postcultivo de champiñón (SMS) son uno de los más prominentes recursos orgánicos agrícolas renovables que pueden mejorar las propiedades del suelo tales como la capacidad de retención de agua y contenido de nutrientes. Este substrato gastado es el material orgánico pasteurizado que queda después de obtener una cosecha de champiñones. Es rico en nutrientes y MO y puede suministrar beneficios a otros sectores agrícolas (WUEST et al., 1995). Así, un uso y explotación más efectivo de este material residual representa un tema de interés. Recientemente la producción de champiñón en la región de La Rioja, aumentó desde 51 372 t en 1999 a 83 500 t en 2005. Durante muchos años el SMS producido en esta región (>183 000 t en 2005) (www.larioja.org) se dispuso en vertederos. Sin embargo, este método ha generado un importante problema ambiental y las industrias están ahora proponiendo la re-utilización de tales materiales como enmienda del suelo.

2. Objetivos

Los objetivos de este trabajo fueron: 1) Estudiar la variabilidad temporal del contenido total de Cu aplicado como fungicida en tres suelos de viñedos de la Rioja durante los años 2006-2008 y 2) La influencia de la adición de SMS fresco y compostado (F-SMS y C-SMS) al suelo en el contenido total de Cu de los suelos y subsuelos seleccionados. Los suelos utilizados para el estudio fueron suelos superficiales (0-30 cm) y subsuperficiales (30-60 cm) de parcelas experimentales enmendados y no enmendados con el SMS en el campo.

3. Metodología

Se tomaron muestras de suelo de viñedos de la región de La Rioja localizados en Aldeanueva (AL), Sajazarra (SA) y Viana (V). Estas localidades se seleccionaron por su diferente altitud, topografía y clima. Los suelos se clasifican como Haplocambid fluvéntico (AL), Calcixerept típico (SA), y Xerorthent típico (V) (USDA, 2006). Los suelos han sido tratados con Cu en forma de Cu-oxicloruro o Cu-sulfato de calcio 3-4 veces por año a la dosis de 4-8 kg ha^{-1} durante 25 (AL), 14 (SA) y 25 (V) años. El tratamiento se realizó en parcelas de viñedo divididas en tres subparcelas: no enmendadas, enmendada con SMS fresco (F-SMS) y enmendada con SMS recompostado (C-SMS). Las subparcelas eran de 1 ha, salvo en el caso de Viana que fue de 0,6 ha. La dosis de enmienda aplicada varió en el rango 25-40 t ha^{-1} (peso húmedo). La enmienda se adicionó a los suelos SA y V durante tres años (2006-2008) y al suelo AL durante dos (2006 y 2008*)*. Las tomas de muestras de suelo de los distintos viñedos se realizaron antes de la aplicación de la enmienda (marzo) y después de la vendimia (octubre) desde tres puntos en cada subparcela (27 puntos en total) para evaluar la variabilidad de los contenidos totales de Cu en los suelos enmendados y no enmendados. En cada uno de los tres puntos seleccionados en cada subparcela se

tomaron columnas de suelo de 3 cm de diámetro y 60 cm de longitud y se combinaron para obtener una muestra de suelo (0-30 cm) y subsuelo (30-60 cm) representativa de cada punto seleccionado. En el suelo V no se pudo tomar alguna muestra a 30-60 cm por ser un suelo poco profundo y no superar en algunas zonas los 40 cm. Se determinó el contenido total de Cu y las características químicas y fisicoquímicas de los suelos y subsuelos en cada uno de los puntos de muestreo.

Las muestras de suelo se secaron y tamizaron (<2 mm) y se determinaron sus características por los métodos usuales de análisis (MAPA, 1986) (Tabla 1). El pH de los suelos se determinó en una suspensión agua/suelo (1/2,5) y su distribución de tamaño de partícula se determinó por el método de la pipeta. El contenido en carbón orgánico se determinó por el método modificado de Walkley-Black y los resultados se multiplicaron por 1,72 para convertirlo en MO. El carbono inorgánico se determinó como $CaCO_3$ con un calcímetro de Bernard. El contenido de COD se determinó en una suspensión de suelo (1:2) después de 24 h de agitación a 20 ºC usando un analizador de carbono Shimadzu 5050 (Shimadzu, Columbia, MD).

Tabla 1. Propiedades seleccionadas de los suelos superficiales y subsuperficiales no enmendados y enmendados con SMS compostado (C) y fresco (F) (valores medios de las tres muestras tomadas en cada subparcela en octubre del año 2006)

Suelos	**pH**	**MO (%)**	**COD (mg L^{-1})**	**$CaCO_3$ (%)**	**Arena (%)**	**Limo (%)**	**Arcilla (%)**
Superficiales							
AL	7,8	1,04	35,7	11,3	64,4	14,2	21,4
AL+C-SMS	7,8	1,41	43,1	11,3	59,1	15,2	25,7
AL+F-SMS	7,8	1,46	48,5	11,2	56,3	18,3	25,4
SA	7,7	1,74	33,2	27,9	57,9	10,5	31,6
SA+C-SMS	7,8	1,74	36,8	32,0	51,3	23,3	25,4
SA+F-SMS	7,8	1,81	37,2	29,9	54,7	10,4	34,9
V	7,8	2,54	65,7	34,6	51,8	13,5	34,7
V+C-SMS	7,7	2,83	66,7	30,7	50,5	14,3	35,2
V+F-SMS	7,6	2,96	74,8	30,3	48,8	13,9	37,3
Subsuperficiales							
AL	7,9	0,85	23,7	10,6	43,6	19,5	36,9
AL+C-SMS	7,7	0,76	20,1	12,2	60,9	14,2	24,9
AL+F-SMS	7,8	0,91	24,9	11,6	45,8	22,4	31,8
SA	7,9	1,41	35,1	39,2	59,7	10,0	30,3
SA+C-SMS	8,0	1,07	29,2	48,9	41,8	19,9	38,3
SA+F-SMS	7,9	1,33	33,5	42,6	60,3	9,7	30,0
V	7,7	1,58	66,2	40,0	51,3	15,1	33,6
V+C-SMS	7,7	1,31	42,4	36,1	52,0	16,1	31,9
V+F-SMS	7,6	1,85	59,9	32,6	47,3	16,1	36,6

El C-SMS es el residuo recompostado en condiciones aeróbicas de champiñón, setas y mezcla de ambos. El F-SMS fue obtenido inmediatamente después de ser removido desde el cultivo y puede tener una composición heterogénea dependiendo de su origen (PAREDES et al. 2009). Ambos residuos fueron suministrados por

INTRAVAL Grupo Ambiental TRADEBE, S.L. (La Rioja). Las características del SMS (valores medios correspondientes al análisis de los residuos utilizados los 3 años) se incluyen en la Tabla 2 y fueron determinadas como se ha indicado por MARÍN-BENITO et al. (2009). Los metales pesados se encuentran en baja concentración en el SMS (Tabla 2) por lo que los contenidos de estos elementos en los suelos enmendados con SMS deben permanecer bastante inferiores a los límites legalmente permitidos en España para uso de otros residuos orgánicos en agricultura (MAPA, 1990).

La determinación del contenido de Cu total se llevó a cabo en un extracto del suelo en agua regia. Una muestra de 1 g se pesó en un digestor de PTFE y se añadieron 10 mL de agua regia. La digestión se realizó en un sistema de microondas Ethos Sel model (Milestone, Shelton, CT, USA) y el análisis de Cu en un ICP-óptico Varian modelo 720-ES (Varian Instruments, Palo Alto, CA, USA). Todas las determinaciones se llevaron a cabo por triplicado. La precisión analítica de los replicados expresada como la desviación estándar relativa varió entre 8.4% y 22%. La exactitud analítica en la determinación de Cu se comprobó con materiales de referencia BCR. Se analizaron 5 muestras de los materiales de referencia CRM 141 y CRM 320 obteniéndose un coeficiente de variación entre 5,9% y 16%, respectivamente. Todos los reactivos usados fueron Merck de grado analítico y agua Milli-Q ultrapura fue usada obtenida a partir de un sistema Millipore Milli Q. El procedimiento de extracción fue ejecutado usando material de vidrio de laboratorio y botellas de polietileno prelavadas con HCl y lavadas con agua destilada.

Tabla 2. Caraterísticas del sustrato postcultivo de champiñón fresco y compostado

Parámetro	**F-SMS**	**C-SMS**
pH	6,6	8,1
Cenizas (%)	38,5	52,8
Humedad (%)	61,1	47,6
CO (%)	34,2	28,6
COD (% del CO total)	13,3	4,3
N (%)	2,36	1,9
Cd (µg/g)	0,06	0,65
Cr (µg/g)	8	5
Cu (µg/g)	53	43
Ni (µg/g)	4	29
Pb (µg/g)	2	28
Zn (µg/g)	257	273

El efecto de la enmienda del suelo se estudió mediante un análisis de la varianza (ANOVA) y para la comparación de medias se utilizó el test LSD para un nivel de significancia del 95%. El software Statgraphics Plus v. 5.1 se utilizó para los cálculos.

4. Resultados y Discusión

Los suelos estudiados tienen, en general, una textura franco arcillo arenosa con un contenido en arcilla entre 25% y 35% y un contenido en carbonatos medio (10-15%) (AL) o más elevado (30-40%) (SA y V) (Tabla 1). Son suelos con un pH alcalino (>7,5) y la adición de SMS como enmienda no dio lugar a variaciones significativas del pH de los suelos. Un valor de pH ~7,8 fue determinado en todos los suelos superficiales y subsuperficiales tomados después de la aplicación de los residuos en estado fresco o compostado.

Sin embargo, se registró un aumento de la MO de los suelos superficiales respecto a los no enmendados en mayor o menor grado después de la aplicación de la enmienda. En la Figura 1 se muestra la variación de la MO de los suelos superficiales y subsuperficiales, sin enmendar y enmendados, a lo largo del periodo de estudio. El mayor efecto de la aplicación de los residuos se manifiesta en el suelo V que aumenta en algún caso >50% del contenido inicial en MO.

El aumento en MO de los suelos es significativo ($p<0,05$) para los suelos AL y V en la primera aplicación y en aplicaciones sucesivas para los tres suelos superficiales AL, SA y V. Se observa inicialmente un mayor aumento para los suelos con el residuo fresco que con el residuo compostado aunque después de dos aplicaciones sucesivas el efecto del C-SMS en la MO es más elevado sobre todo en el suelo V. El contenido en MO es más elevado en el residuo fresco aunque también es más elevado su contenido en COD (hasta más de 3 veces) lo que podría facilitar el lavado de parte de la MO en profundidad. En este sentido cabe señalar que el contenido en MO de los suelos subsuperficiales aunque se ve poco afectado por la aplicación de los residuos, en general, se encuentran valores más elevados de MO en los suelos enmendados con el residuo F-SMS (Figura 1). Diferencias en la estructura y composición de los suelos podrían justificar posiblemente los efectos diferentes de la aplicación del residuo orgánico compostado o más evolucionado o del fresco de naturaleza más inestable.

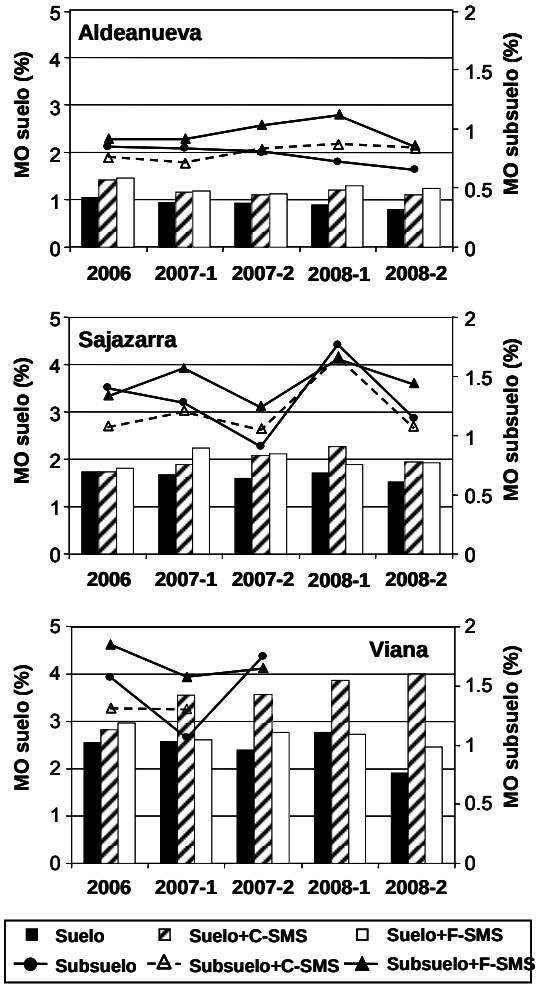


Figura 1. Evolución de la materia orgánica de los suelos (barras) y subsuelos (líneas) no enmendados y enmendados con C-SMS y F-SMS durante varios años

Los contenidos de Cu determinados en 3 puntos en cada una de las parcelas de los suelos de viñedo no enmendados varían inicialmente (año 2006) en los rangos 31,6-88,5 mg kg^{-1}, 35,5-56,7 mg kg^{-1} y 55,2-78,4 mg kg^{-1} para los suelos AL, SA y V, respectivamente. Se obtuvieron contenidos de Cu variando en rangos similares en los 4 muestreos posteriores llevados a cabo en 2007 y en 2008, como se indica en la Tabla 3. Estos contenidos de Cu obtenidos son más elevados que los valores medios dados para suelos naturales de La Rioja (14,1 mg kg^{-1}) (IÑIGO et al., 2006) y del mundo (< 30 mg kg^{-1}) (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2000) y están en el rango 6,35 - 121,5 mg kg^{-1} dado para suelos de viñedo de La Rioja (MARIN et al., 2000). Sin embargo fueron mucho más bajos que algunos de los valores dados para suelos de viñedo de otras zonas de España (60-560 mg kg^{-1}) (ARIAS et al., 2006), Francia (57-332 mg kg^{-1}) (PARAT et al., 2002) o Australia (9-249 mg kg^{-1}) (PIETRZAK & MCPHAIL, 2004). En la Figura 2 se muestran los contenidos de Cu obtenidos para los suelos no enmendados (valores medios correspondientes a los 3 puntos tomados en cada parcela con las desviaciones estándar correspondientes a los mismos). No existen diferencias significativas ($p<0,05$) en los contenidos de los diferentes suelos ni tampoco fueron estadísticamente diferentes los valores obtenidos para el contenido total de Cu en las muestras tomadas en los años 2007 y 2008 lo que indica en principio que no parece evidente que exista acumulación del Cu añadido como fungicida en los suelos de viñedo estudiados.

Tabla 3. *Rango de valores de contenidos totales de Cu (mg Kg^{-1}) en el periodo 2006-2008 en suelos y subsuelos de viñedo (valores medios correspondientes a tres puntos de muestreo de las parcelas experimentales) no enmendados y enmendados con SMS compostado (C) y fresco (F).*

Suelos	**2006**	**2007-1**	**2007-2**	**2008-1**	**2008-2**
Superficiales					
AL	31,6-88,5	21,2-65,3	34,1-50,5	22,8-30,5	22,1-38,7
AL+C-SMS	30,2-75,3	21,3-29,7	22,4-47,5	21,8-65,7	23,1-39,6
AL+F-SMS	23,8-34,0	24,4-48,6	31,8-39,8	30,9-37,3	23,3-60,7
SA	35,5-56,7	33,3-57,3	29,8-58,6	25,5-47,2	28,5-77,1
SA+C-SMS	45,2-86,7	63,9-102	40,2-87,0	52,7-110	22,6-87,7
SA+F-SMS	42,9-115	51,2-102	50,2-114	54,6-107	28,5-96,7
V	55,2-78,4	29,4-58,8	39,7-65,8	35,4-74,1	32,1-62,8
V+C-SMS	35,7-41,1	34,5-53,8	44,3-81,1	51,2-54,0	35,8-48,1
V+F-SMS	42,7-48,4	21,9-62,7	41,6-112	28,2-64,7	25,7-49,9
Subsuperficiales					
AL	17,3-28,5	17,7-32,9	32,5-49,7	23,4-51,1	17,2-21,5
AL+C-SMS	21,3-54,5	20,2-42,1	22,4-70,8	22,1-46,9	28,1-73,9
AL+F-SMS	27,1-39,6	23,8-48,8	30,5-53,2	19,7-23,1	18,7-24,6
SA	20,6-60,9	8,26-26,6	10,9-55,8	37,4-48,3	12,7-32,6
SA+C-SMS	10,2-23,2	12,9-68,5	12,4-15,6	23,1-130	6,4-51,6
SA+F-SMS	13,1-30,9	7,21-91,2	12,7-30,9	29,0-58,1	18,5-53,3
V	16,3-71,2	10,6-19,8	20,7-70,8		
V+C-SMS	25,9-62,4	21,1-33,7			
V+F-SMS	71,9-94,7	18,2-40,1	25,53-57,8		

En los suelos subsuperficiales correspondientes los contenidos de Cu total oscilan inicialmente (año 2006) en los rangos 17,3-28,5 mg kg^{-1}, 20,6-60,9 mg kg^{-1} y 16,3-71,2 mg kg^{-1} para los suelos AL, SA y V, respectivamente. Tampoco parece producirse acumulación de Cu en los suelos subsuperficiales, ya que los contenidos de Cu fueron menores que en los superficiales (LSD=9,51, $p<0,05$). Los contenidos determinados en estos suelos tampoco fueron estadísticamente diferentes durante los años que fueron evaluados (Tabla 3).

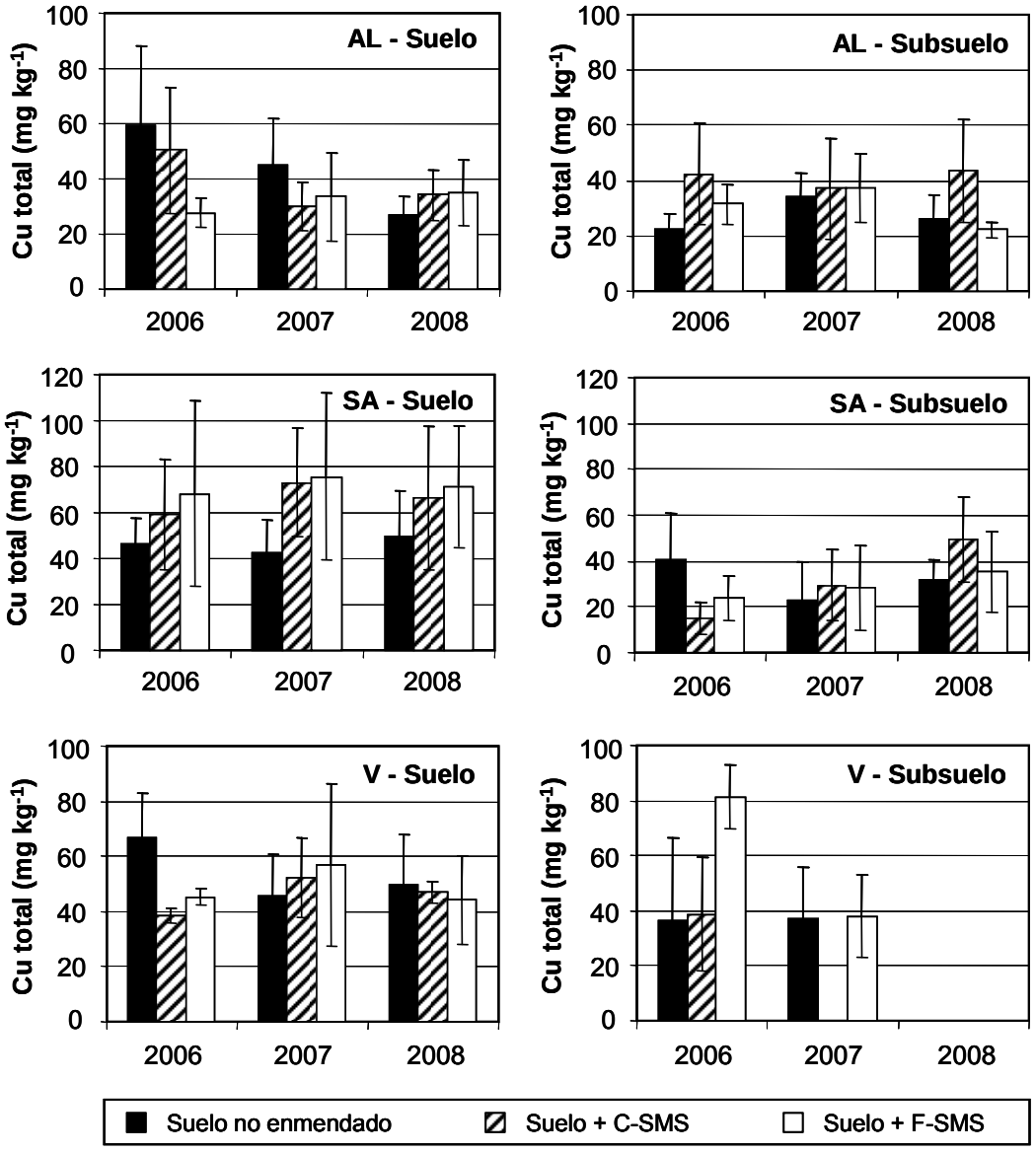


Figura 2. Contenido de Cu total (valores medios) en los suelos no enmendados y enmendados con C-SMS y F-SMS durante varios años. Barras de error representan la desviación estándar de los contenidos en los diferentes puntos de muestreo

El contenido total de Cu en el suelo de Sajazarra enmendado aumenta significativamente desde 46,7 mg kg^{-1}, valor medio del suelo no enmendado hasta 59,3 mg kg^{-1} ó 68,3 mg kg^{-1}cuando C-SMS o F-SMS fue aplicado (LSD=13,4, $p<0,05$). Este aumento es observado en los suelos de todos los periodos muestreados, especialmente

para la aplicación de F-SMS aunque los límites alcanzados son bastante inferiores al límite legal de 100 mg kg^{-1} de suelo (KOMÁREK et al., 2010). Un aumento en el contenido de Cu no fue siempre evidente para los suelos AL y V enmendados en los distintos períodos de tiempo pudiendo observarse un aumento o disminución respecto a los contenidos en los suelos no enmendados y correspondiendo la disminución de Cu en los suelos superficiales con un aumento o acumulación de Cu en los correspondientes subsuelos (Tabla 3).

Se observaron diferencias significativas entre suelos y subsuelos enmendados (LSD=8,59, $p<0,05$) siendo más elevados los contenidos totales de Cu de los suelos. También existen diferencias significativas entre los distintos suelos enmendados con C-SMS y F-SMS considerando solo los suelos superficiales (AL<V<SA) (LSD=8,44, $p<0,05$) o considerando conjuntamente suelos y subsuelos (AL<V≤SA) (LSD=10,84, $p<0,05$) pero no hubo diferencias significativas entre los valores de Cu en los distintos suelos enmendados durante los 3 años de aplicación del residuo.

5. Conclusiones

Los resultados obtenidos indican que la aplicación de SMS compostado o fresco como enmienda en suelos de viñedo a dosis agronómica relativamente baja da lugar a un incremento en el contenido en MO de los suelos de viñedo que puede ser de interés para mejorar su fertilidad y evitar su erosión y/o degradación. Este efecto en la MO podría contribuir a aumentar los niveles de Cu cuando se utilice como fungicida en algunos suelos aunque este posible aumento no fue siempre evidente en este trabajo tanto en los suelos superficiales como en los subsuperficiales. La evaluación del posible impacto del Cu aplicado como fungicida en las aguas superficiales y/o subterráneas podría ser de interés en estos suelos dada su baja capacidad de retención de este metal y su elevado uso en los mismos.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (proyectos CIT-310200-2007-63 y AGL2007-61674/AGR). E. Herrero-Hernández agradece al CSIC por su contrato postdoctoral JAE-doc. Los autores agradecen a L.F. Lorenzo, J.M. Ordax y A. González por su asistencia técnica.y CTICH (Dr. M. Pérez-Clavijo), CIDA (Dr. E. García-Escudero y J.M. Martínez Vidaurre), INTRAVAL S.L., y las bodegas CVNE, Aldeanueva de Ebro y Viña Ijalba de La Rioja por su colaboración.

7. Bibliografía

ADRIANO, D.C., 2001. Trace elements in the terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. Springer-Verlag. New Cork, USA.

ARIAS, M., PARADELO, M., LÓPEZ, E., SIMAL-GÁNDARA, J., 2006. Influence of pH and soil copper on adsorption of metalaxyl and penconazole by the surface layer of vineyard soils. *J. Agric. Food Chem.* 54, 8155–8162.

ARIAS-ESTÉVEZ, M., NÓVOA-MÚÑOZ, J.C., PATEIRO, M., LÓPEZ-PERIAGO, E.J., 2007. Influence of aging on copper fractionation in an acid soil. *Soil Sci*. 172, 225–232.

BOUDESOCQUE, S., GUILLON, E., APLINCOURT, M., MARCEAU, E., STIEVANO, L., 2007. Sorption of Cu(II) onto vineyard soils: macroscopic and spectroscopic investigations. *J. Colloid Interf. Sci.* 307, 40–9.

BRADL, H.B., 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *J. Colloid Interf. Sci.* 277, 1–18.

FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D., RODRÍGUEZ-SUÁREZ, J.A., LÓPEZ-PERIAGO, E., ARIAS-ESTÉVEZ, M., SIMAL-GANDARA, J., 2008. Copper content of soils and river sediments in a winegrowing area, and its distribution among soil or sediment components. *Geoderma* 145, 91–97.

FERNÁNDEZ-CALVIÑO D., NÓVOA-MUÑOZ, J.C., DÍAZ-RAVIÑA, M., ARIAS-ESTÉVEZ, M., 2009. Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone (NW Iberian Peninsula). *Geoderma* 153, 119–129.

FLORES-VELEZ, L.M., DUCARIOR, J., JAUNET, A.M., ROBERT, M., 1996. Study of the distribution of copper in an acid sandy vineyard soil by three different methods. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 523–532.

IÑIGO, V., ANDRADES, M., MARIN, A., ALONSO, J.I., 2006. Determinación de los niveles de referencia de cinc, cobre y niquel en los suelos naturales de la Rioja. En: Gallardo J.F. (Ed.): Medio Ambiente en Iberoamerica. 249-255. Diputación de Badajoz. Badajoz, España.

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H., 2000 Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press. Boca Raton, USA.

KARLSSON, T., PERSSON, P., SKYLLBERG, U., 2006. Complexation of copper (II) in organic soils and in dissolved organic matter. EXAFS evidence for chelate ring structures. *Environ. Sci. Technol.* 40, 2623–2628.

KOMÁREK, M., ČADKOVÁ, E., CHRASTNÝ, V., BORDAS, F., BOLLINGER J.C., 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects. *Environ. Intern.* 36, 138–151.

MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación), 1986. Métodos oficiales de Análisis. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España.

MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación), 1990. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, sobre Utilización de los Lodos de Depuración en el Sector Agrario. BOE 262, 32339.

MARIN, A., ALONSO-MARTINERA, J.I., ANDRADES, M., PIZARRO, C., 2000. Contenido de metales pesados en suelos de viñedo de la D.O. Ca. Rioja. *Edafología* 7, 351-357.

MARÍN-BENITO, J.M., SÁNCHEZ-MARTÍN, M.J., ANDRADES, M.S., PÉREZ-CLAVIJO, M., RODRÍGUEZ-CRUZ, M.S., 2009. Effect of spent mushroom substrate

amendment of vineyard soils on the behaviour of fungicides: Adsorption-desorption of penconazole and metalaxyl by soils and sub-soils. *J Agric Food Chem* 57, 9634-9642.

MARTÍNEZ-VILLEGAS, N., MARTÍNEZ, C.E., 2008. Solid- and solution-phase organics dictate copper distribution and speciation in multicomponent systems containing ferrihydrite, organic matter, and montmorillonite. *Environ. Sci. Technol.* 42, 2833–2838.

MORENO-CASCO, J., MORAL-HERRERO, R., 2008. Compostaje. Mundi Prensa. Madrid, España.

NÓVOA-MUÑOZ, J.C., QUEIJEIRO, J.M.G., BLANCO-WARD, D., ÁLVAREZ-OLLEROS, C., MARTÍNEZ-CORTIZAS, A., GARCÍA-RODEJA, E., 2007. Total copper content and its distribution in acid vineyards soils developed from granitic rocks. *Sci. Total Environ.* 378 23–27.

PARADELO, M., ARIAS-ESTÉVEZ, M., NÓVOA-MUÑOZ, J.C., PÉREZ-RODRÍGUEZ, P., TORRADO-AGRASAR, A., LÓPEZ-PERIAGO, J.E., 2008. Simulating wash off of Cu-based fungicide sprays by using a rotating shear device. *J. Agric. Food Chem.* 56, 5795–5800.

PARAT, C., CHAUSSOD, R., LEVEQUE, J., DOUSSET, S., ANDREUX, F., 2002. The relationship between copper accumulated in vineyard calcareous soils and soil organic matter and iron. *Eur. J. Soil Sci.* 53, 663–669.

PAREDES, C., MEDINA, E., MORAL, R., PÉREZ-MURCIA, M.D., MORENO-CASELLES, J., BUSTAMANTE, M.A., CECILIA, J.A., 2009. Characterization of the different organic matter fractions of spent mushroom substrate. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 40, 150-161.

PIETRZAK, U, MCPHAIL, D.C., 2004. Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. *Geoderma* 122, 151–166.

Plan Director de Residuos de La Rioja 2007-2015. Gobierno de La Rioja, España, http://www.larioja.org. (Última consulta 20 de mayo de 2010).

RAMOS, M.C., 2006. Metals in vineyard soils of the Penedès area (NE Spain) after compost application. *J. Environ. Manag.* 78, 209–215.

SAYEN, S., MALLET, J., GUILLON, E., 2009. Aging effect on the copper sorption on a vineyard soil: column studies and SEM-EDS analysis. *J. Colloid Interface Sci.* 331, 47–54.

STRAWN, D.G., BAKER, L.L., 2008. Speciation of Cu in a contaminated agricultural soil measured by XAFS, μ-XAFS, and μ-XRF. *Environ. Sci. Technol.* 42, 37–42.

STRAWN, D.G., BAKER, L.L., 2009. Molecular characterization of copper in soils using X-ray absorption spectroscopy. *Environ. Pollut.* 157, 2813–2821.

USDA, United States Department of Agriculture, 2006. Soil Survey Staff. Keys to Soil Taxonomy. Natural Resources Conservation Service, Washington, USA.

WUEST, P.J, LEVANON, D, HADAR, Y., 1995. Environmental, Agricultural and Industrial Uses for Spent Mushroom Substrate from Mushroom Farms. J G Press, Inc. 156 pp. Emmaus, USA.

Efecto de las enmiendas calizas en la acumulación y translocación de metales pesados por el halófito *Sarcocornia fruticosa*

GONZÁLEZ ALCARAZ, M.N.[1], TERCERO GÓMEZ, M.C.[1], CONESA ALCARAZ, H.M.[2], ÁLVAREZ ROGEL, J.[1], EGEA NICOLÁS, C.[1]

[1] Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 48. 30203 Cartagena, Murcia (España). Autor para correspondencia: mnga@upct.es
[2] Institute of Terrestrial Ecosystems. ETH Zurich. Universitaetstrasse 16, 8092 Zürich (Suiza).

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue evaluar, en condiciones experimentales, el efecto de una enmienda caliza (60% $CaCO_3$) procedente del corte y pulido de la industria del mármol en la toma y translocación de metales pesados por *Sarcocornia fruticosa* en residuos mineros de diferentes características. Para ello se trabajó con residuos procedentes de dos saladares contaminados del SE de España (uno con textura fina y pH ≈ 6.4 y otro con textura arenosa y pH ≈ 3.1) con dos tratamientos para cada residuo: sin enmienda y con una adición de 20 g kg^{-1} de la enmienda. Se trasplantaron esquejes de *S. fruticosa* a macetas preparadas con los tratamientos citados, regándose dichas macetas con agua eutrofizada (pH ≈ 8, C.E. ≈ 22 dS m^{-1}, NO_3^- ≈ 370 mg L^{-1}, carbono orgánico soluble ≈ 10 mg L^{-1}) durante un año. Se extrajo la solución de las macetas para analizar varios parámetros, entre ellos la concentración de metales solubles. Tras el período de crecimiento se levantó el experimento realizándose medidas de biomasa y supervivencia y se determinaron diversos parámetros entre los que destacan los contenidos en Al, Cd, Mn, Pb y Zn en raíz, tallos suculentos fotosintéticos y tallos leñosos no fotosintéticos. La adición de enmienda disminuyó la concentración de metales solubles. El porcentaje de supervivencia y la producción de biomasa de *S. fruticosa* fueron mayores en los tratamientos enmendados de ambos residuos mineros. Para los cuatro tratamientos ensayados, las raíces acumularon mayores concentraciones de metales que los tallos aéreos (factores de translocación < 1), salvo en el caso del Cd, para el que se obtuvieron concentraciones similares en las diferentes partes de la planta analizadas. En los tratamientos enmendados las plantas tendieron a acumular más metales en raíz y menos en tallo, respecto a los tratamientos no enmendados. Por tanto, la adición de enmienda disminuyó la solubilidad de los metales, favoreció el crecimiento de las plantas y potenció la capacidad de *S. fruticosa* para fitoestabilizar metales en la raíz.

Palabras clave

Sarcocornia fruticosa, metales pesados, residuos mineros, enmienda caliza

1. Introducción

Los saladares costeros son ambientes de transición entre los ecosistemas acuáticos y terrestres que se encuentran controlados por complejas interacciones ecológicas y bioquímicas, resultando hábitats altamente cambiables y vulnerables. La confluencia de actividades urbanísticas, agrícolas e industriales en las proximidades de los saladares hace que éstos puedan actuar como sumidero de contaminantes tales como metales pesados, siendo ampliamente conocido su papel para actuar como "filtros verdes",

transformando e inmovilizando dichos contaminantes (Ramsar, 2001). Tras su entrada en el saladar, los metales pueden disolverse en el agua y pasar a la solución edáfica y/o ser retenidos tanto en el suelo como en la rizosfera vegetal. La movilidad de los metales pesados en el suelo depende de multitud de parámetros como temperatura, pH, potencial redox (Eh), salinidad, textura y contenido en materia orgánica (Almeida et al., 2004; Williams et al., 1994; Otte et al., 1993). La vegetación de los saladares puede a su vez inmovilizar metales en la rizosfera y/o almacenarlos en los tejidos subterráneos y aéreos (Vardanyan and Ignole, 2006; Weis and Weis, 2004; Jacob and Otte, 2003; Windham et al., 2001).

En general, los residuos mineros suelen presentar un pH bajo, elevada conductividad eléctrica, alta concentración de metales pesados, bajo contenido en nutrientes y materia orgánica y baja capacidad de retención de agua (Liu et al., 2006; Ernst, 1996), inhibiendo el establecimiento de una cobertura vegetal. La colonización espontánea de estas áreas por la vegetación suele ser lenta ya que las características físico-químicas del medio no favorecen a la mayoría de las especies de plantas y únicamente las especies tolerantes a los metales pueden extenderse con facilidad ante la falta de competidores (Macnair, 1987), constituyendo comunidades vegetales con baja riqueza en especies (Conesa et al., 2007). En muchas ocasiones, la aplicación de enmiendas al suelo es una práctica de manejo necesaria para mejorar las condiciones de fertilidad y neutralizar la acidez. Entre las enmiendas comúnmente más utilizadas se encuentran los materiales de tipo calizo que permiten elevar el pH del suelo y solucionar parte de los inconvenientes asociados a la acidez (Wong, 2003; Ye et al., 2000). En el proceso de corte y pulido del mármol se generan grandes cantidades de un residuo constituido por un fino lodo blanco, formado en su mayoría por carbonato cálcico, con capacidad de neutralizar la acidez e incrementar la capacidad de retención de humedad del suelo. Este uso además, permite dar salida a los residuos de las escombreras de mármol.

El Mar Menor (SE España), con una superficie de 135 km^2, es una de las mayores lagunas costeras de la cuenca del Mediterráneo. El área se caracteriza por presentar un clima Mediterráneo Semiárido con una temperatura media anual de 17 ºC, una precipitación media anual de 275 mm y una tasa anual de evapotranspiración de 857 mm. La laguna y sus humedales periféricos se encuentran incluidos en la Convención de Humedales Ramsar, son Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM), Área de Especial Protección (SPA) bajo la Directiva de la UE de aves silvestres y Sitio de Importancia Comunitaria (SCI) a ser integrado en la red Natura 2000. Este territorio sustenta numerosas actividades económicas relacionadas con la agricultura, la pesca y el turismo (Conesa and Jiménez-Cárceles, 2007), encontrándose el equilibrio ecológico de la laguna amenazado por el desarrollo urbanístico, la intensa actividad agrícola basada en modernos sistemas de fertirrigación y el impacto de las antiguas explotaciones mineras de La Unión-Sierra de Cartagena. El Mar Menor recibe las aguas de escorrentía de las ramblas procedentes de la antigua zona minera. Estos cursos de agua se caracterizan por presentar un cauce ancho y poco profundo que por lo general se encuentra inactivo la mayor parte del año pero que puede transportar grandes cantidades de agua y sedimento contaminado durante los eventos tormentosos (Velasco et al., 2006). En la desembocadura de estos cauces se depositan y acumulan gran parte de los materiales transportados, cuya elevada carga de metales pesados ha ido contaminado gran parte de los saladares costeros del Mar Menor conduciendo a la existencia de extensas zonas desprovistas de vegetación en algunos de

estos ambientes. Estudios previos en la zona han puesto de manifiesto que varios saladares costeros se encuentran contaminados por residuos mineros con elevado contenido en metales pesados en la zona de influencia de estos cursos de agua (Jiménez-Cárceles et al., 2006, 2008; Álvarez-Rogel et al., 2004).

2. Objetivos

El objetivo del presente trabajo fue evaluar, en condiciones experimentales, la efectividad de una enmienda caliza en la toma y translocación de metales pesados por *Sarcocornia fruticosa*, una especie halófita típica de saladares mediterráneos, en residuos mineros de diferentes características.

3. Metodología

3.1. Muestreo de residuo y caracterización inicial

Se tomaron muestras de residuo de los 20 cm superficiales de diferentes puntos contaminados de dos saladares costeros del SE de España: La Marina del Carmolí, el saladar más grande en la costa del Mar Menor (318,6 ha), y el saladar de Lo Poyo, con 210,6 ha. Estos saladares reciben sedimentos de dos ramblas procedentes de la antigua zona minera de La Unión-Sierra de Cartagena: la Rambla del Miedo que vierte a La Marina del Carmolí y la Rambla del Beal que descarga en el saladar de Lo Poyo. Ambos cursos de agua se caracterizan por presentar residuos mineros tanto en su cabecera como a lo largo de su cauce, transportando grandes volúmenes de material contaminado, durante los períodos de intensa precipitación, hasta la zona del Mar Menor (Conesa and Jiménez-Cárceles 2009). Las muestras de cada saladar se dejaron secar al aire, se homogeneizaron mecánicamente y se almacenaron en bolsas de plástico.

Del material recolectado se analizaron tres muestras de residuo que se tamizaron a 2mm para la determinación del pH, conductividad eléctrica (CE) y textura. El pH y la CE del residuo se midieron a 25 ºC en una suspensión 1:2,5 residuo:agua (Cobertera, 1993). La textura se determinó, previa dispersión con $(NaPO3)_n$ y Na_2CO_3, pasando 50 g de residuo a través de un tamiz de 50 µm para separar la fracción limo-arcilla de la fracción arena, pesando cada fracción y expresándola como porcentaje sobre el peso total. Se tomaron alícuotas de cada muestra de residuo y se molieron en un mortero de ágata para la determinación de los contenidos de carbono orgánico total (COT), nitrógeno Kjeldahl (NT), carbonato cálcico total ($CaCO_3$) y metales totales. El COT se midió en un analizador automático de carbono (TOC-V_{CSH}, Shimadzu Corporation, Tokio, Japan). El NT se determinó por valoración con HCl 0,1M tras la digestión del residuo con H_2SO_4 a 400 ºC durante 60 minutos (USDA, 1996). El contenido en $CaCO_3$ se determinó con el método del Calcímetro de Bernard utilizando HCl 4M. Los metales totales se extrajeron por digestión ácida nítrico-perclórico (1:1) a 210 ºC durante 90 minutos (Álvarez-Rogel et al., 2004). Los contenidos de Al, As, Cd, Cu, Mn y Pb se determinaron en un espectrómetro de masas (ICP-MS, Agilent 7500A) y los de Fe y Zn en un espectrómetro de absorción atómica (Unicam 969).

3.2. Diseño experimental

Cada tipo de residuo se mezcló con una enmienda caliza (60% $CaCO_3$) procedente del corte y pulido de la industria del mármol a razón de 20 g kg^{-1} de residuo, resultando

cuatro tratamientos: residuo procedente de La Marina del Carmolí con y sin enmienda y residuo del saladar de Lo Poyo con y sin enmienda.

Por cada tratamiento de residuo se rellenaron 40 macetas de plástico de 13,5x14 cm hasta completar las ¾ partes de su capacidad (~1,5 kg de residuo por maceta). Esquejes de *Sarcocornia fruticosa* (L.) A.J. Scott se recolectaron de áreas no contaminadas de La Marina del Carmolí para su transplante en las macetas preparadas (1 planta por maceta), lavando previamente las plantas con agua destilada y sumergiendo las raíces en una solución de ácido indolbutírico al 50% para facilitar el crecimiento de las raíces. Las macetas se distribuyeron de forma aleatoria en el interior de un invernadero, siendo regadas de 2 a 3 veces por semana durante 10 meses, de Marzo a Diciembre del 2008. El agua empleada para el riego de las macetas se recolectó de una de las ramblas que vierten a La Marina del Carmolí, la Rambla de Miranda, con el fin de reproducir, en la medida de lo posible, las condiciones reales de la vegetación en el interior de los saladares (pH ≈ 8, CE ≈ 22 dS m^{-1}, NO_3^- ≈ 370 mg L^{-1}, PO_4^{3-} ≈ 1 mg L^{-1}, carbono orgánico soluble ≈ 10 mg L^{-1}).

Al final del período experimental se realizaron conteos de supervivencia para cada tratamiento, expresada como porcentaje de plantas vivas respecto del total, y se tomaron muestras de material vegetal. De las 40 réplicas por tratamiento se seleccionaron cuatro macetas al azar por tratamiento para realizar un seguimiento en más detalle de las condiciones de la solución del suelo y de la planta durante el desarrollo del experimento. Para ello, hacia la semana 18 se tomaron muestras de la solución del suelo de las macetas mediante el uso de muestreadores porosos tipo Rhizon® y se midió el pH mediante pH-metros portátiles Crison 507 previamente calibrados.

3.3. Preparación de muestras y análisis

3.3.1. Muestras de la solución del suelo

Las muestras de agua se almacenaron en viales de plástico e inmediatamente se midió la conductividad eléctrica (CE) referida a 25 ºC utilizando un conductivímetro Crison Basic 30. Tras esta medida las muestras se acidificaron con H_2SO_4, se cerraron herméticamente y se congelaron a -20 ºC hasta el momento de su análisis en el laboratorio. Tras la descongelación de las muestras se determinó el contenido en macronutrientes (Ca^{2+}, K^+, Mg^{2+} y Na^+) y metales solubles (Al, Cd, Mn, Pb y Zn). La concentración de macronutrientes se determinó utilizando un cromatógrafo iónico Dionex. El contenido en Al, Cd y Pb se midió en un espectrómetro de masas (ICP-MS, Agilent 7500A) y el de Mn y Zn en un espectrómetro de absorción atómica (Unicam 969).

3.3.2. Muestras de planta

De cada planta se separaron tallos y raíces y se limpiaron con agua ultrapura. A su vez, los tallos se separaron en tallos suculentos fotosintéticos y tallos leñosos no fotosintéticos. El material vegetal se secó en una estufa a 65 ºC hasta alcanzar un peso constante y se molió. El contenido de metales totales en planta se determinó por fluorescencia de rayos-X (Spectro X-Lab 2000). La precisión del método se testó mediante el análisis del material de referencia CTA-VTL-2, correspondiente a hojas de

tabaco de Virginia, obteniéndose porcentajes de recuperación del 100% para Fe, 98 % para Zn, 96 % para Al, 86 % para Cd y 82 % para Pb.

3.4. Métodos estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa SPSS 15.0 (SPSS, USA). Los datos se transformaron logarítmicamente, cuando fue necesario, para cumplir la homogeneidad de varianzas (Test de Levene). Los datos de la solución del suelo y de planta se analizaron con el Test de la T con el fin de comparar las medias de los diferentes tratamientos de un mismo residuo (nivel de significación de 0,05).

4. Resultados

4.1. Caracterización inicial del residuo

El residuo procedente de La Marina del Carmolí presentó un pH neutro y una textura limo-arcillosa mientras que el residuo del saladar de Lo Poyo mostró un pH ácido y una textura arenosa (Tabla 1). Ambos tuvieron valores de conductividad eléctrica altos, por encima de 20 dS m^{-1}, un contenido en $CaCO_3$ inferior a 6 g kg^{-1}, y bajas concentraciones de carbono orgánico y nitrógeno total. En ambos residuos, los contenidos totales de metales pesados fueron altos, especialmente en el caso del Al, Fe, Pb y Zn (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización de los residuos empleados en el experimento. Los valores son la media ± DE (n = 3). CE es Conductividad Eléctrica. COT es Carbono Orgánico Total. TN es Nitrógeno Total. n.d. es no detectado.

	Marina del Carmolí	**Lo Poyo**
pH	6,43 ± 0,06	3,09 ± 0,01
CE (dS m^{-1})	20,3 ± 2,8	24,8 ± 1,3
$CaCO_3$ (g kg^{-1})	5,88 ± 1,15	n.d.
COT (g kg^{-1})	4,83 ± 0,46	3,11 ± 0,49
NT (g kg^{-1})	0,28 ± 0,02	0,41 ± 0,06
Arena (%)	40 ± 4	67 ± 3
Limo+Arcilla (%)	60 ± 4	33 ± 3
Al (g kg^{-1})	13,2 ± 1,7	16,4 ± 2,4
As (g kg^{-1})	0,22 ± 0,03	0,31 ± 0,03
Cd (g kg^{-1})	0,016 ± 0,006	0,001 ± 0,0006
Cu (g kg^{-1})	0,18 ± 0,06	0,16 ± 0,07
Fe (g kg^{-1})	61 ± 12,3	118± 26,7
Mn (g kg^{-1})	3,51 ± 0,67	0,40 ± 0,09
Pb (g kg^{-1})	6,75 ± 0,86	5,03 ± 0,24
Zn (g kg^{-1})	53 ± 10,2	3,78 ± 1,10

4.2. Efecto de la adición de la enmienda al residuo

La aplicación de la enmienda caliza incrementó el pH y el contenido en $CaCO_3$ de ambos residuos. El residuo neutro de La Marina del Carmolí alcanzó un pH de 7,34 ± 0,01, un punto por encima de su valor inicial, y duplicó el contenido de $CaCO_3$, alcanzando concentraciones de 11,4 ± 0,4 g kg^{-1}. En el caso del residuo ácido de Lo Poyo, el valor de pH se incrementó en más de dos puntos respecto al inicial, quedando en 5,79 ± 0,65, mientras que el contenido en $CaCO_3$ paso a ser 4,3 ± 1,1 g kg^{-1}.

4.3. Solución del suelo

La adición de la enmienda caliza incrementó el pH de la solución del suelo de forma significativa en el tratamiento enmendado del residuo ácido (p=0,002), pero no tuvo ningún efecto en el residuo neutro, presentando este último valores similares de pH con y sin enmienda (Tabla 2). Los valores de conductividad eléctrica (CE) fueron muy altos en todos los casos (Tabla 2). Los tratamientos con residuo neutro presentaron valores por encima de 40 dS m^{-1}, con y sin enmienda. En el residuo ácido, el tratamiento con enmienda mostró un incremento significativo (p=0,004) de salinidad (60 dS m^{-1}) frente al no enmendado (40 dS m^{-1}).

Las concentraciones de Ca^{2+}, K^{+}, Mg^{2+} y Na^{+} fueron muy altas en todos los tratamientos testados en el experimento (Tabla 2). Na^{+} y Mg^{2+} mostraron una tendencia similar a la CE, con valores significativamente mayores de ambos elementos en el tratamiento enmendado del residuo ácido ($Na^{+} \approx 18000$ mg L^{-1}, p=0,013 y $Mg^{2+} \approx 5000$ mg L^{-1}, p=0,016). En el residuo neutro no existieron diferencias significativas, presentando concentraciones comprendidas entre 7000 y 12000 mg L^{-1} de Na^{+} y entre 1800 y 3000 mg L^{-1} de Mg^{2+}. En el caso de K^{+} y Ca^{2+}, los contenidos fueron muy similares en todos los tratamientos para los dos tipos de residuos, con valores alrededor de 200-500 mg L^{-1} de K^{+} y de 700-800 mg L^{-1} de Ca^{2+}.

En ambos tipos de residuo la concentración de metales solubles fue menor en los tratamientos enmendados (Tabla 2). El Al soluble solamente se detectó en las muestras procedentes del residuo ácido, con una reducción significativa (p=0,004) de más del 90% de concentración con la aplicación de la enmienda caliza. La concentración de Cd disminuyó, aunque no de forma significativa, más del 40% en el tratamiento enmendado del residuo neutro, pero si lo hizo (p=0,009) en el caso del residuo ácido en un 98%. La concentración de Mn soluble mostró reducciones del 30 y 40% en los tratamientos enmendados del residuo neutro y ácido, respectivamente, que no fueron significativamente diferentes. El contenido en Pb soluble disminuyó en un 30% en el residuo neutro enmendado (reducción no significativa) y en más de un 90% en el residuo ácido (reducción significativa, p=0,014). La reducción de la concentración de Zn con la adición de la enmienda caliza fue similar en los tratamientos enmendados de ambos residuos, con disminuciones de más del 50%, pero fue sólo significativa (p=0,047) en el caso del residuo neutro.

Tabla 2.Caracterización de la solución del suelo. Los valores son la media ± DE (n=4). CE es Conductividad Eléctrica. n.d. es no detectado. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de un mismo residuo (p<0,05).

	Marina del Carmolí		**Lo Poyo**	
	No $CaCO_3$	$CaCO_3$	No $CaCO_3$	$CaCO_3$
pH	7,84 ± 0,16 a	7,87 ± 0,40 a	6,42 ± 0,46 a	7,88 ± 0,14 b
CE (dS m^{-1})	45,6 ± 8,2 a	45,4 ± 4,0 a	44,9 ± 5,9 a	68,5 ± 4,3 b
K^{+} (mg L^{-1})	222 ± 47 a	247 ± 64 a	296 ± 98 a	365 ± 122 a
Na^{+} (mg L^{-1})	10161 ± 2328 a	11087 ± 1468 a	9660 ± 1609 a	18360 ± 2156 b
Ca^{2+} (mg L^{-1})	732 ± 25 a	774 ± 22 a	777 ± 38 a	773 ± 25 a
Mg^{2+} (mg L^{-1})	2373 ± 533 a	2671 ± 478 a	2346 ± 556 a	4907 ± 598 b
Al (mg L^{-1})	n.d.	n.d.	10,7 ± 8,01 a	0,58 ± 0,03 b
Cd (mg L^{-1})	1,10 ± 0,38 a	0,61 ± 0,37 a	6,87 ± 5,14 a	0,13 ± 0,01 b
Mn (mg L^{-1})	8,81 ± 4,71 a	6,25 ± 1,58 a	9,58 ± 7,12 a	5,81 ± 4,18 a
Pb (mg L^{-1})	0,55 ± 0,12 a	0,38 ± 0,12 a	0,34 ± 0,12 a	0,03 ± 0,01 b
Zn (mg L^{-1})	208 ± 52,3 a	91,1 ± 49,1 b	31,6 ± 16,8 a	12,4 ± 6,24 a

4.4. Crecimiento de la planta y contenido de metales

La adición de la enmienda caliza favoreció la supervivencia de *S. fruticosa* en ambos tipos de residuo. Al final del experimento, los tratamientos no enmendados del residuo neutro y ácido mostraron un porcentaje de plantas vivas del 13 y 18%, respectivamente, mientras que los tratamientos con enmienda presentaron tasas de supervivencia del 83%, en el residuo neutro, y del 53%, en el ácido. La producción de biomasa también fue mayor en los tratamientos enmendados de ambos residuos (Figura 1). En el residuo neutro, los tratamientos mostraron valores de biomasa total de 3,98 ± 2,43 g planta^{-1}, sin enmienda, y de 15,81 ± 8,44 g planta^{-1}, con enmienda (incremento del 75%). Los tratamientos con residuo ácido presentaron valores de biomasa total de 4,11 ± 1,79 g planta $^{-1}$, sin enmienda, y de 37,41 ± 5,17 g planta^{-1}, con enmienda (incremento significativo del 90%, p=0,000). La biomasa de raíces (Figura 1) fue mayor con la aplicación de la enmienda caliza en ambos tipos de residuo, de forma significativa en el residuo ácido (p=0,003), con valores de 1,35 ± 0,84 g planta^{-1} sin enmienda y 9,77 g planta^{-1} con enmienda. Los tallos leñosos perennes no fotosintéticos mostraron valores de biomasa (g planta^{-1}) comprendidos entre 0,7 y 1,6 en el tratamiento no enmendado del residuo neutro y entre 0,3 y 0,2 en el no enmendado del residuo ácido (Figura 1). Los tratamientos enmendados de ambos residuos mostraron tallos leñosos de mayor biomasa, con valores significativamente mayores (p=0,011) en el caso del residuo ácido (incremento del 82%). La biomasa de tallos suculentos fotosintéticos (Figura 1) fue significativamente superior en los tratamientos enmendados de ambos residuos (p=0,044 en el residuo neutro y p=0,001 en el residuo ácido). Los tratamientos con residuo neutro mostraron valores de 1,48 ± 1,24 g planta^{-1} sin enmienda y de 7,60 ± 3,73 g planta^{-1} con enmienda (incremento del 80%), mientras que los del residuo ácido alcanzaron valores de 1,59 ±0,25 g planta^{-1} sin enmienda y de 21,06 ± 4,30 g planta^{-1} con enmienda (incremento de 92%).

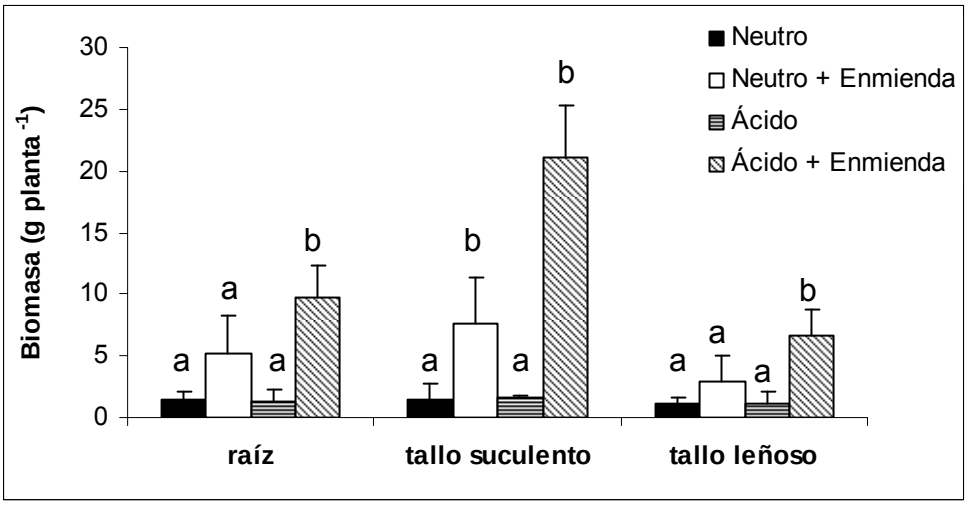


Figura 1.Biomasa de Sarcocornia fruticosa en los tratamientos ensayados. Los valores son la media de 4 repeticiones. Las barras representan 1DE. Para cada residuo, letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

En ambos tipos de residuo, las mayores concentraciones de Al, Mn, Pb y Zn en tejidos vegetales se presentaron en la raíz (Tabla 3). Las plantas desarrolladas en los tratamientos enmendados de ambos tipos de residuo presentaron mayores

concentraciones de Al, Mn, Pb y Zn en la raíz que los respectivos tratamientos no enmendados, con diferencias de concentración para el residuo neutro y ácido, respectivamente, del 35 y 57% para Al, del 57 y 22% para Mn y del 45 y 84% para Pb. En el caso del Zn, el tratamiento enmendado del residuo ácido mostró concentraciones en raíz un 24% más altas que el tratamiento no enmendado, mientras que en el residuo neutro el contenido en Zn fue menor en el tratamiento enmendado (Tabla 3). Por el contrario, en los tejidos aéreos, las concentraciones de Al, Mn, Pb y Zn fueron inferiores con la aplicación de la enmienda caliza, tanto para los tallos leñosos no fotosintéticos como para los tallo suculentos fotosintéticos (Tabla 3). Los tallos leñosos mostraron reducciones de concentración del 52 y 29% para Al, del 51 y 58% para Mn, del 63 y 84% para Pb y del 70 y 90% para Zn en los tratamientos enmendados del residuo neutro y ácido respectivamente. En los tallos suculentos, las reducciones fueron del 40 y 12% para Mn, del 37 y 71% para Pb y del 62 y 75% para Zn en los tratamientos enmendados de los residuos neutro y ácido respectivamente. En el caso del Al, el tratamiento enmendado del residuo neutro mostró concentraciones en tallos suculentos un 18% más bajas que el no enmendado, mientras que en el residuo ácido el contenido de este metal fue mayor en el tratamiento enmendado. El Cd presentó un comportamiento distinto al resto de metales analizados (Tabla 3), con concentraciones similares entre las diferentes partes de la planta en todos los tratamientos. La adición de la enmienda caliza hizo que las plantas desarrolladas en los tratamientos enmendados de ambos residuos mostraran concentraciones totales de Cd más bajas que las desarrolladas en los residuos sin enmendar, con reducciones superiores al 50% en los tejidos aéreos.

Tabla 3.Concentración de Al, Cd, Mn, Pb y Zn en planta. Los valores son la media ± DE (n=4). Para cada residuo, parte de la planta y metal, letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

Metal (mg kg^{-1})	Parte de la planta	**Marina del Carmolí**		**Lo Poyo**	
		No $CaCO_3$	$CaCO_3$	No $CaCO_3$	$CaCO_3$
Al	raíz	2683 ± 1520 a	4136 ± 1700 a	3699 ± 1781 a	8574 ± 5110 a
	tallo leñoso	529 ± 242 a	252 ± 92 a	513 ± 84 a	364 ± 158 a
	tallo suculento	663 ± 298 a	541 ± 36 a	551 ± 89 a	853 ± 385 a
Cd	raíz	7,39 ± 0,89 a	5,57 ± 1,92 a	3,18 ± 1,02 a	3,45 ± 2,70 a
	tallo leñoso	9,72 ± 4,53 a	4,11 ± 3,00 a	3,20 ± 0,57 a	0,76 ± 0,39 b
	tallo suculento	8,24 ± 4,76 a	2,75 ± 0,83 b	2,13 ± 1,33 a	1,03 ± 0,28 a
Mn	raíz	616 ± 208 a	1446 ± 846 a	258 ± 144 a	330 ± 127 a
	tallo leñoso	193 ± 85 a	94 ± 47 a	127 ± 52 a	53 ± 19 b
	tallo suculento	178 ± 101 a	106 ± 46 a	161 ± 56 a	141 ± 79 a
Pb	raíz	743 ± 226 a	1339 ± 752 a	306 ± 133 a	1908 ± 659 b
	tallo leñoso	205 ± 66 a	75 ± 58 b	73 ± 14 a	12 ± 2,5 b
	tallo suculento	30 ± 13 a	19 ± 6,1 a	23 ± 12 a	6,6 ± 1,4 b
Zn	raíz	6163 ± 1599 a	4908 ± 1354 a	1109 ± 590 a	1459 ± 599 a
	tallo leñoso	2169 ± 1038 a	648 ± 231 b	1079 ± 232 a	112 ± 19 b
	tallo suculento	1666 ± 964 a	635 ± 203 b	494 ± 375 a	123 ± 55 a

5. Discusión

La aplicación de enmiendas calizas al suelo con el fin de reducir su acidez es una práctica comúnmente empleada desde hace años. La mayoría de las plantas crecen de manera adecuada a un pH comprendido entre 5,5 y 6,5 y las enmiendas calizas permiten mantener el pH del suelo dentro de este rango. La adición de enmiendas calizas mejora las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo por medio de su efecto directo en la mejora de la acidez del suelo o indirectamente a través de la movilización de

nutrientes, inmovilización de metales pesados y mejora de la estructura y conductividad hidráulica del suelo (Bolan et al., 2003). Tras la aplicación de la enmienda caliza a nuestros residuos, el contenido en carbonato cálcico se elevó, alcanzando concentraciones de 11 g kg^{-1} en el residuo neutro de La Marina del Carmolí pero sólo 4 g kg^{-1} en el ácido de Lo Poyo, mientras que el pH se incrementó en aproximadamente un punto en el residuo neutro y en más de dos puntos en el ácido. Por tanto, en este último residuo, la mayor parte del carbonato cálcico añadido se gastó en neutralizar la elevada acidez, lo que a su vez condujo a una mayor disminución de la concentración de metales solubles. En el residuo neutro, con un pH de partida más elevado (~ 6,5), la adición de la enmienda caliza ocasionó reducciones menos importantes en la concentración de metales en la solución edáfica.

En ambos tipos de residuo tanto la supervivencia como la producción de biomasa de *Sarcocornia fruticosa* fueron más elevadas en los tratamientos enmendados, alcanzándose los mayores valores de biomasa en los tallos suculentos fotosintéticos. La relación biomasa aérea:biomasa subterránea puede ser utilizada como un índice de la salud y vigor de la planta y puede determinar el éxito o fracaso de su establecimiento en un medio. La adición de la enmienda caliza incrementó esta relación en ambos residuos mineros, con valores de 1,86 y 2,04 para los tratamientos no enmendados del residuo neutro y ácido, respectivamente, y relaciones de 2,00 y 2,83 para los correspondientes tratamientos enmendados. La mayor tasa de supervivencia se obtuvo en el tratamiento enmendado del residuo neutro. Sin embargo el mayor crecimiento se produjo con la aplicación de la enmienda caliza al residuo ácido, probablemente debido a que una vez neutralizada la acidez y establecidas las plántulas la textura más equilibrada de este residuo favoreció un mayor desarrollo que en el otro, de textura más arcillosa. Esto provocó una mayor concentración de sales (Na^+ y Mg^{2+}) en la solución del suelo del tratamiento ácido enmendado, ya que al crecer más, las plantas extrajeron más agua de la solución del suelo, acumulando mayor cantidad de sales en su entorno rizosférico.

Aquellas especies vegetales que acumulan más metales en los tejidos subterráneos y en el sedimento circundante contribuyen de manera más efectiva a la fitoestabilización de metales reduciendo la biodisponibilidad de estos elementos (Weis and Weis, 2004). Por el contrario, los metales acumulados en las partes aéreas de las plantas pueden ser eventualmente excretados por las hojas (Weis et al., 2002) o acumulados en los tallos y hojas muertas (Windham et al., 2003), retornando al suelo y actuando por tanto como fuente potencial de metales. En general, los metales en las plantas halófitas son acumulados principalmente en las raíz, translocando pequeñas cantidades hacia la parte aérea (Weis et al., 2002; Windham et al., 2003), no obstante, estos patrones varían entre especies monocotiledóneas y dicotiledóneas (Fitzgerald et al., 2003). En nuestro caso, las mayores concentraciones de metal en planta se encontraron en la parte subterránea, a excepción del Cd, con contenidos similares entre las diferentes partes analizadas, presentando las partes aéreas concentraciones totales de Al, Mn, Pb y Zn inferiores a la raíz. El factor de translocación (Mattina et al., 2003) es la relación entre la concentración de metales en la parte aérea de la planta y la concentración en raíz e indica la eficacia de las plantas de translocar los metales de la raíz a los tejidos aéreos. Las plantas hiperacumuladoras presentan valores superiores a 1 y las excluyentes inferiores a 1. Para ambos tipos de residuo, se encontraron factores de translocación para Al, Mn, Pb y Zn inferiores a 1, tanto para la relación tallo suculento fotosintético:raíz como para la relación tallo leñoso no fotosintético:raíz que disminuyeron en los tratamientos enmendados lo que indicó una mayor eficiencia para

restringir el transporte de metales a los tejidos aéreos, minimizando así el posible daño al aparato fotosintético. Algunos de los mecanismos fisiológicos responsables de esta restricción de toma y translocación de metales dentro de las plantas pueden ser inmovilización en las paredes celulares, complejación con sustancias como fitoquelatinas y presencia de barreras en la endodermis radical (Baker and Walker, 1990).

6. Conclusiones

La adición de la enmienda caliza al residuo disminuyó la concentración de metales solubles, favoreció la supervivencia y desarrollo de las plantas potenciando la capacidad de *Sarcocornia fruticosa* para fitoestabilizar metales en la raíz.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología de España (Proyecto CGL2007-64915). M.N. González-Alcaraz dispone de una beca predoctoral (FPU) financiada por el Ministerio de Educación y Ciencia de España.

8. Bibliografía

ALMEIDA, C.M., MUCHA, A.P., VASCONCELOS, M.T., 2004. Influence of the sea rush *Juncus maritimus* on metal concentration and speciation in estuarine sediment colonized by the plant. *Environ. Sci. Technol*. 38, 3112-3118.

ÁLVAREZ-ROGEL, J., RAMOS, M. J., DELGADO, M. J., ARNALDOS, R., 2004. Metals in soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of the Mar Menor lagoon, SE Spain. *Fresenius Environ. Bull*. 13, 274-278.

BAKKER, A.J., WALKER, P.J., 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Shaw, A.J. (Ed). Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects. 155-178. CRC Press. Florida.

BOLAN, N.S., ADRIANO, D.C., CURTIN, D., 2003. Soil acidification and liming interaction with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Adv. Agron*. 78, 215-272.

COBERTERA, E., 1993. Edafologia Aplicada. Editorial Cátedra. 328.

CONESA, H.M., GARCÍA, G., FAZ, A., ARNALDOS, R., 2007. Dynamics of metal tolerant plant communities development in Mine Tailings from the Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain) and their interest for further revegetation purposes. *Chemosphere* 68,1180-1185.

CONESA, H.M., JIMÉNEZ-CÁRCELES, F.J., 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Mar. Pollut. Bull*. 54, 839-849.

ERNST, W.H.O., 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Appl. Geochem*. 11, 163-167.

FITZGERALD, E.J., CAFFREY, J.M., NESARATNAM, S.T., MCLOUGHLIN, P., 2003. Cu and Pb concentrations in salt marsh plants on the Suir Estuary. Ireland. *Environ. Pollut.* 123, 67-74.

JACOB D, OTTE M., 2003. Conflicting processes in the wetland plant rhizosphere: metal retention or mobilization? *Water Air Soil Pollut.* 3,91-104.

JIMÉNEZ-CÁRCELES, F.J., ÁLVAREZ-ROGEL, J., 2008. Phosphorus fractionation and distribution in salt marsh soils affected by mine wastes and eutrophicated water: A case study in SE Spain. *Geoderma* 144, 299-309.

JIMÉNEZ-CÁRCELES, F.J., EGEA, C., RODRÍGUEZ-CAPARRÓS, A.B., BARBOSA, O.A., DELGADO, M.J., ORTIZ, R., ÁLVAREZ-ROGEL, J., 2006. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides and heavy metals, in a salt marsh on the coast of the Mar Menor lagoon (SE Spain*). Fresenius Environ. Bull.* 15(5), 370-378.

LIU, Y.G., ZHANG, H.Z., ZENG, G.M., HUANG, B.R., LI, X., 2006. Heavy metal accumulation in plants on Mn mine tailings. Pedosphere 16, 131-136.

MACNAIR, M.R.,1987. Heavy-Metal Tolerance in Plants - a Model Evolutionary System. *Trends Ecol. Evol*. 2, 354-359.

MATTINA, M.J., LANNUCI-BERGER, W., MUSANTE, C., WHITE, J.C., 2003. Concurrents plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil. *Environ. Pollut.* 124, 375-378.

OTTE, M.L., HAARSMA, M.S., BROEKMAN, R.A., ROZEMA, J., 1993. Relation between heavy metal concentrations in salt-marsh plants and soil. *Environ. Pollut*. 82 (1), 13-22.

Ramsar convention on wetlands, 2001. Wetland: a values and functions. 30th anniversary on the Ramsar convention, Buenos Aires.

SPSS Inc., 2006. Manual del usuario del SPSS Base 15.0. SPSS Inc., Chicago, USA.

USDA, 1996. Soil Survey Laboratory Methods Manual, Soil Survey Investigations Report No. 42.

VARDANYAN, L., IGNOLE, B., 2006. Studies on metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems. *Environ Pollut*. 32, 208-18.

VELASCO, J., LLORET, L., MILLÁN, A., BARAHONA, J., ABELLÁN, P., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE SPAIN) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air and Soil Pollut*. 176, 37-56.

WEIS J.S., WEIS P., 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environ Int*. 30, 685-700.

WEIS, P., WINDHAM, L., BURKE, D.J., WEIS, J.S., 2002. Release into the environment of metals by two vascular salt marsh plants. *Mar Environ Res* 54, 325-329.

WILLIAMS, T.P., BUBB, J.M., LESTER, J.N., 1994. Metal accumulation within salt marsh environments: a review. *Mar. Pollut. Bull*. 28 (5), 277-290.

WINDHAM L, WEIS J.S., WEIS P., 2003. Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (Cordgrass) and *Phragmites australis* (Common reed). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 56, 63-72.

WINDHAM L, WEIS J.S., WEIS P., 2002. Lead uptake, distribution, and effects in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (Cordgrass) and *Phragmites australis* (Common reed). *Mar Pollut Bull.* 42, 811-6.

WONG, M. H., 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50, 775-780.

YE, Z.H., WONG, J.W.C., WONG, M.H., 2000. Vegetation response to lime and manure compost amendments on acid lead/zinc mine tailings: A greenhouse study. *Restor. Ecol.* 8, 289-295.

Recuperación natural asistida de suelos contaminados con elementos traza en el accidente de Aznalcóllar

CABRERA, F., BURGOS, P., PÉREZ DE MORA, A., MADEJÓN, P., MADEJÓN, E.

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC. Avda. Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla.

Resumen

Se ha usado la técnica de recuperación natural asistida para la recuperación de un suelo ácido contaminado por elementos traza. Se han utilizado cinco enmiendas: espuma de azucarera (70-80% $CaCO_3$), leonardita, hojarasca, compost de biosólidos y compost de sólidos urbano, en dos experimentos distintos, de campo y semicampo (contenedores al aire libre). La aplicación de enmiendas y/o el establecimiento de una cubierta vegetal aumentaron el pH y el contenido en materia orgánica del suelo, y redujeron la concentración de elementos traza en la disolución del suelo, repercutiendo positivamente sobre las propiedades bioquímicas del mismo. En el experimento de campo, las enmiendas favorecieron la colonización por especies espontáneas, reduciendo la concentración de elementos traza en la parte área de las platas. La repetición de las enmiendas dos años después de la primera aplicación sólo tuvo ligeros efectos sobre el pH, COT y concentración de elementos traza solubles. En el experimento de semicampo la primera aplicación de enmiendas mejoró el crecimiento vegetal y redujo las concentraciones de elementos traza en las plantas, no observándose diferencias atribuibles a las enmiendas después de una segunda aplicación, ni en los períodos subsiguientes. Los resultados mostraron que la recuperación natural asistida puede usarse con éxito para la estabilización de los elemento traza en suelos contaminados a escala de campo, con un mínimo mantenimiento, reduciendo la entrada de de dichos elementos en la cadena trófica.

Palabras clave

Elementos traza, recuperación natural asistida, disponibilidad, propiedades bioquímicas.

1. Introducción

La Recuperación Natural Asistida (RNA) de los suelos contaminados, es una técnica de degradación o/y de inactivación/estabilización *in situ* de los contaminantes, que aprovecha los procesos naturales que ocurren entre éstos y los componentes del suelo (biodegradación, dispersión, dilución, adsorción/absorción, precipitación, volatilización y/o estabilización química o bioquímica), favoreciéndolos mediante la aplicación de enmiendas y, en algunos casos, mediante el establecimiento de una cubierta vegetal. El resultado en el caso de la contaminación con elementos traza, es la precipitación, adsorción, complejación, importación por los microoganismos y plantas, y en ocasiones volatilización (metilmercurio) de los contaminantes en el suelo, contribuyendo a la reducción de la movilidad (lixiviación, biodisponibilidad) y toxicidad de los mismos. El tipo y la cantidad de enmienda a aplicar depende de las características del sitio (suelo, hidrogeología, pendiente, clima, etc.), tipo de contaminante y uso del suelo. Las enmiendas más usadas con este fin son: materiales

calizos, materiales orgánicos, fosfatos, etc. (Adriano et al. 2004). La eficacia de las enmiendas, y en especial de las orgánicas, para disminuir la movilidad de elementos traza, tiene que ser probada en experimentos de laboratorio, así como en experimentos controlados con suelos contaminados y plantas. La validación en experimentos de campo de los resultados obtenidos demostraría las ventajas y el potencial de estas técnicas (Vangronsveld y Cunningham, 1998).

La RNA es una técnica emergente que necesita ser probada en experimentos de laboratorio y campo a medio y largo plazo, seleccionando adecuadamente las enmiendas y las plantas que van a ser usadas, realizando ensayos previos de viabilidad en laboratorio o invernadero, diseñando sistemas de siembra, de mantenimiento, de cosecha, de riego, etc., previendo en algunos casos el destino de las cosechas (utilización como mena, incineración, etc.) (Brooks, 1997).

La recuperación de las 4286 ha de suelos contaminados por As, Bi, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb, Tl y Zn de los valles del Agrio y Guadiamar (Cabrera et al. 1999, 2008), se llevó a cabo en varias etapas: 1) retirada de los lodos piríticos depositados sobre los suelos; 2) aplicación de enmiendas calizas y orgánicas, y en algunos casos de materiales ricos en óxidos de hierro, y 3) reforestación, medidas estas últimas propias de la RNA.

La magnitud del accidente minero de Aznalcóllar, la gran superficie de suelo afectada, las características del vertido, así como la necesidad de actuar en el menor plazo de tiempo posible, no permitieron tomar medidas específicas, basadas en la naturaleza y contenido de los contaminantes, las características fisico-químicas de los suelos y el futuro uso de los mismos. Por otra parte, el seguimiento de dicha recuperación no ha sido fácil debido a la gran extensión del área contaminada, a la diversidad de suelos, al diferente grado de contaminación, e incluso a la incertidumbre del tipo y la dosis de enmienda empleado en cada zona. Los estudios realizados en el IRNAS han revelado que tanto las concentraciones de elementos traza totales, como las "disponibles" (evaluadas mediante AEDT) en los suelos sometidos a recuperación son más altas que la de los suelos de la zona no afectados por el vertido, superando en muchos casos los niveles considerados tóxicos para las plantas (Madejón et al. 2002, 2004, 2006bc). Sin embargo la concentración de elementos traza en los tejidos vegetales de diferentes especies (gramíneas espontáneas, árboles y arbustos) fueron generalmente bajas (Madejón et al. 2004, 2006bc, 2009c).

2. Objetivos

A la vista de los resultados que se acaban de exponer, y aprovechando la existencia de zonas de suelos contaminados en los que sólo se había retirado la capa de lodo depositada sobre el mismo, en el IRNAS se plantearon experimentos de campo y en condiciones de "semi campo" para evaluar 1) la eficacia de la aplicación de varias enmiendas y la influencia en el reestablecimiento de una cubierta vegetal natural, 2) el potencial de varias enmiendas y/o el desarrollo de una cubierta vegetal y su correspondiente rizosfera, para recuperar un suelo contaminado por diversos elementos traza y 3) durabilidad del efecto estabilizador de las enmiendas.

3. Metodología

El experimento de campo se llevó a cabo en una parcela de la finca El Vicario en la margen derecha del río Guadiamar (37º26'21''N 06º12'59''W), 10 km aguas abajo de la mina de Azanalcóllar. Previo al establecimiento del experimento, al suelo (Typic Xerofluvent, franco), se le removió el lodo depositado sobre su superficie, junto con los primeros 10-20 cm de suelo. Las características más relevantes de suelo (0-15 cm) fueron: pH 3,86, COT 0,92%, As 211 mg kg^{-1}, Cd 4,4 mg kg^{-1}, Cu 119 mg kg^{-1}, Pb 471 mg kg^{-1}, Zn 381 mg kg^{-1}. La parcela experimental (12x50 m) se dividió en 12 subparcelas de 7x8 m dos filas de 6 parcela separadas por un pasillo de 2m; dentro de cada fila la separación entre subparcelas fue de 1 m. Se establecieron 4 tratamientos: 1) 30 Mg ha^{-1} de compost de biosólidios, CB; 2) 30 Mg ha^{-1} de espuma de azucarera, EA y 3) mezcla de 25 Mg ha^{-1} de leonardita y 10 Mg ha^{-1} de espuma de azucarera, LEOEA y 4) un control, CTR (sin enmienda). Los tratamientos se distribuyeron siguiendo un diseño de bloques al azar con tres replicas por tratamiento. Las enmiendas, mezcladas en los 15 primeros cm de suelo, se aplicaron en una primera fase en octubre 2002 y 2003. En una segunda fase, cada subparcelas se dividió en dos y durante 2005 y 2006 la mitad de las parcelas recibieron las mismas dosis de enmienda que en la fase anterior. Periódicamente se analizó a) el suelo: pH, COT y concentraciones de elementos traza (totales y extraíbles con AEDT y $CaCl_2$), y b) la vegetación espontánea que invadía las parcelas (número de especies, cobertura vegetal, biomasa, concentración de elementos trazas en partes aéreas). Más detalles de la experimentación y de la metodología analítica en Madejón et al. 2006a, 2009a; Burgos 2008.

El experimento en condiciones de semicampo se llevó a cabo al aire libre en 48 contenedores (0,42 m^2, 50 cm de profundidad; aprox. 200 kg de suelo) que se llenaron con suelo (aprox. 0-20 cm) de la parcela de El Vicario (pH 3,32, COT 0,54%, As 120 mg kg^{-1}, Cd 2,43 mg kg^{-1}, Cu 78,3 mg kg^{-1}, Pb 201 mg kg^{-1}, Zn 226 mg kg^{-1}). Se establecieron 7 tratamientos: 1) leonardita, LEO; 2) hojarasca, LIT; 3) compost de residuos sólidos urbanos , CRSU; 4) compost de bisólidos, CB; 5) espuma de azucarera, EA; 6) control sin plantas, CTR; 7) control con plantas, CTRP. Los contenedores se colocaron siguiendo un diseño de bloques al azar con cuatro replicas por tratamiento. Las enmiendas mezcladas en los 10 primeros cm del suelo se aplicaron dos veces: 1) febrero 2002 (70-75 Mg ha^{-1} (ps) en los tratamientos CRSU, CB y LEO; 50-60 Mg ha^{-1} (ps) en LIT y EA); 2) febrero 2003 (35-38 Mg ha^{-1} (ps) en CRSU, CB y LEO; 25-30 Mg ha^{-1} en LIT y EA). En todos los contenedores, excepto en los CTR, se sembró *Agrostis stolonifera* L. durante 2002, 2003 y 2004 y *Cynodon Dactilon* en 2005. En octubre 2006 se trasplantaron dos plantas de Romero (*Rosmarinus officinals*) de un año por contenedor. Los contenedores se regaron a demanda recogiéndose los lixiviados para su análisis. Periódicamente se analizó a) el suelo: pH, COT y concentraciones de elementos traza (totales y extraíbles con AEDT y $CaCl_2$), propiedades microbiológicas (Carbono de la biomasa microbiana y actividades enzimáticas); b) los lixiviados y c) las plantas (dos corte por años en las gramíneas) y romero (altura de las plantas y hojas). Más detalles de la experimentación y de la metodología analítica en Pérez de Mora et al. 2005, 2006abc, 2007, Madejón et al. 2009b.

4. Resultados

4.1. Experimento de campo

Durante el período experimental se observó el aumento del pH del suelo, especialmente a 0-15 cm (Fig. 1a y b). A esta profundidad el mayor aumento de pH se observó en el tratamiento EA, 2,8 unidades después de la primera adición (2003), que fue aumentando a lo largo del experimento alcanzando al final del mismo un valor medio de pH 7,37. El comportamiento de los valores medios de pH en los otros tratamientos fue muy similar, aunque los aumentos fueron menores, siguiendo la pauta: EA>CB>LEOAE>CTR. A 15-30 cm los valores medios de pH siguieron esa misma pauta, aunque los aumentos fueron menores a partir de 2004, y se observó cierta tendencia a la disminución de los valores medios con el tiempo (Madejón et. al. 2009a).

La aplicación de nuevas dosis en 2005 y 2006, no produjo efecto alguno de pH en los suelos tratados con EA en ninguna de las dos profundidades. En cambio, en los tratamientos CB y LEOEA se observó un aumento de 0,5 y 0,6 unidades respectivamente a 0-15 cm al final del experimento (2007). A 15-30 cm el valor medio de pH disminuyó en los tratamientos EA y LEOEA, y aumentó en CB, si bien las diferencias no siempre fueron estadísticamente significativas (Pérez de Mora et al.

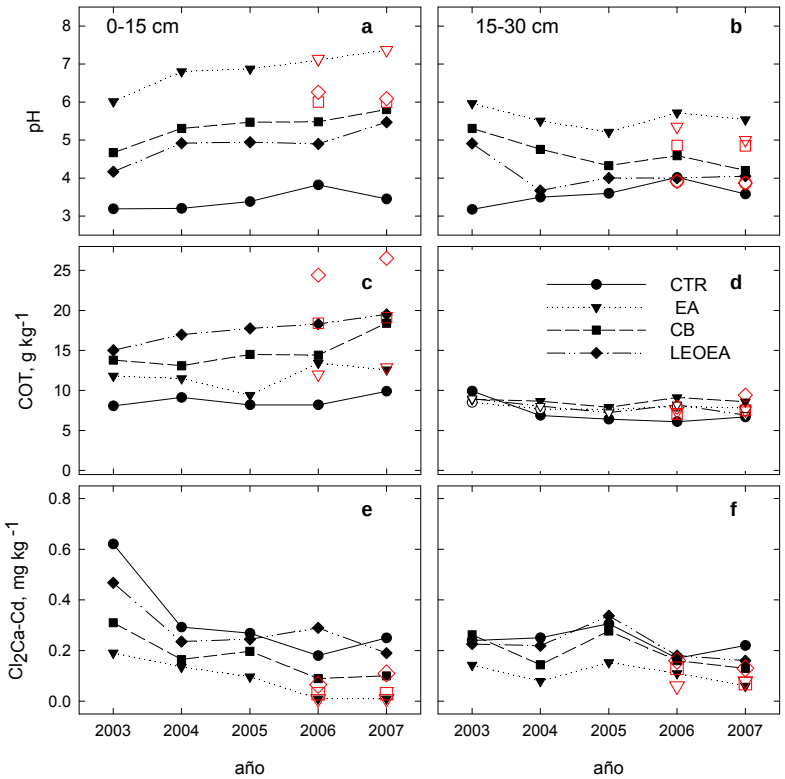


Figura 1. Variación durante el experimento de campo de los valores medios de pH, COT y Cd extraído con $CaCl_2$. Los símbolos blancos corresponden a las subparcelas que recibieron cuatro dosis de enmiendas.

2010).

La aplicación de enmiendas aumentó el contenido de materia orgánica de los suelos (0-15 cm), aumentos que fueron creciendo a lo largo del experimento (Fig. 1c y d). Al final del experimento (2007) la aplicación de enmiendas en 2003 y 2004 se

tradujo en el aumento de la concentración de COT 4,5 g kg^{-1}, 10,3 g kg^{-1}y 11.4 g kg^{-1} en EA, CB y LEOEA respectivamente. El aumento de COT observado en 2007 en los tratamientos CTR y EA, sin aplicación de materia orgánica, es un efecto indirecto del aumento del pH, lo que trae consigo el aumento de la cobertura vegetal, cuyos residuos hacen aumentar el COT del suelo. A 15-30 cm los efectos de la aplicación de enmiendas fueron menos notables (Madejón et. al. 2009a). Los ligeros aumentos de pH y COT en el tratamiento control (CTR) ponen de manifiesto el importante papel que juega la recuperación natural en suelos contaminados (Adriano et al. 2004)

La aplicación de nuevas dosis en 2005 y 2006 sólo produjo importantes aumentos de COT en LEOEA (0-15 cm), 6 g kg^{-1} y 7 g kg^{-1} en 2006 y 2007 respectivamente, más que con sólo dos aplicaciones.

Las concentraciones medias de Cd, Cu y Zn extraídas con $CaCl_2$ 0,01M (una estimación de la concentración de estos elementos en la disolución del suelo y fácilmente cambiables) decrecieron con la aplicación de las enmiendas. El comportamiento de estos tres elementos durante el experimento fue muy similar, por lo que en este trabajo se muestran sólo los resultados de Cd. Las correspondientes concentraciones de As y Pb estuvieron siempre por debajo del límite de detección del método para esos elementos (0,01 mg l^{-1}; 0,1 mg kg^{-1}) (Madejón et. al. 2009a). La primera aplicación (2003) produjo en los tratamientos EA, CB y LEOEA una disminución de la concentración de Cd respecto al tratamiento CTR de 0,43 mg kg^{-1} en EA, 0,31 mg kg^{-1} en CB y 0,15 mg kg^{-1} en LEOAE (Fig. 1 e y f). La segunda aplicación (2004) hizo decrecer de nuevo los valores de Cd extraídos con $CaCl_2$ hasta valores, que en las subparcelas que sólo recibieron enmiendas en 2003 y 2004, se mantuvieron aproximadamente constante hasta 2007. La eficiencia de las aplicaciones en la reducción de las concentraciones de Cd, Cu y Zn extraídos con $CaCl_2$ fue EA>CB>LEOEA, la misma observada en el aumento del pH del suelo. Subsiguientes enmiendas volvieron hacer decrecer en 2006 y 2007 el Cd extraído con $CaCl_2$, en los tratamientos CB y LEOEA a valores similares a los de EA. El efecto de las enmiendas en los elementos traza solubles y fácilmente cambiables del suelo fue menos notable en la capa más profunda (15-30 cm; Fig.).

Al contrario de lo observado con las extracciones con $CaCl_2$, las concentraciones de elementos traza extraídos con AEDT no decrecieron en todos los tratamientos, ni se encontró una clara tendencia durante el tiempo de experimentación. Generalmente las concentraciones en AEDT en las tratamientos con enmiendas orgánicas fueron más altos que en el control y en todos los casos estos valores aumentaron después de las aplicaciones en 2006 y 2007 (Burgos et al. 2008; Madejón et al. 2006a, 2009a).

Desde la primera aplicación se observó que la colonización de las parcelas por especies vegetales espontáneas era mayor en las parcelas tratadas, en las que aumentaba también la cobertura vegetal y la producción de biomasa, y disminuía la concentración de elementos traza en la parte aérea de las plantas (Madejón et al. 2006a). En general, las concentraciones de Cd, Cu y Zn solubles en $CaCl_2$ se correlacionan positivamente con la concentración de esos elementos en la parte aérea de las plantas, en cambio estos últimos valores estuvieron escasamente correlacionados con los elementos extraídos con AEDT (Burgos et al. 2008).

La Tabla1 muestra que al final del experimento el número de especies, la

Tabla 1. Número de especies, cobertura vegetal y biomasa en 2008

Muestreo	Número de especies				Cobertura vegetal (%)				Biomasa (g m^{-2})			
	CTR	EA	CB	LEO	CTR	EA	CB	LEO	CTR	EA	CB	LEO
2 DOSIS	7	15	13	12	39,0	94,2	82,5	55,0	41,4	257	221	96,5
4 DOSIS	7	16	13	17	39.0	98.2	91.6	70.0	41.4	284	231	201

Tabla 2. Concentraciones medias de elementos traza (mg kg^{-1}) en la parte aérea de Lamarkia aurea en 2008. (2D 2 dosis y 4D 4 dosis). Chaney (1989)

Tratamiento	Cd	Cu	Pb	Zn
CTR	0,55	9,35	5,08	102
EA 2D	0,66	12,1	4,65	127
EA 4D	0,46	11,8	4,50	119
CB 2D	0,47	9,82	5,20	106
CB 4D	0,39	8,90	4,05	102
LEOEA 2D	0,48	8,82	5,30	116
LEOEA 4D	0,36	9,10	4,30	97,1
Intervalos. Normales*	0,1-1	3-20	2-5	15-150

cobertura vegetal y la biomasa continuaban siendo mayores en las parcelas tratadas y seguían generalmente el siguiente orden: EA>BC>LEOEA>>CTR. En general no se encontraron diferencias significativas debido a la aplicación de dos o cuatro dosis de enmiendas. La Tabla 2 muestra las concentraciones de elementos traza en la parte aérea de la especie más representativa *Lamarckia aurea*. L (Moench). Generalmente todos los valores estuvieron dentro de los intervalos de valores normales (Chaney 1989). La aplicación de dos o cuatro dosis de enmienda no tuvo repercusión en las concentraciones de elementos traza en la planta.

4.2. Experimento de semi-campo

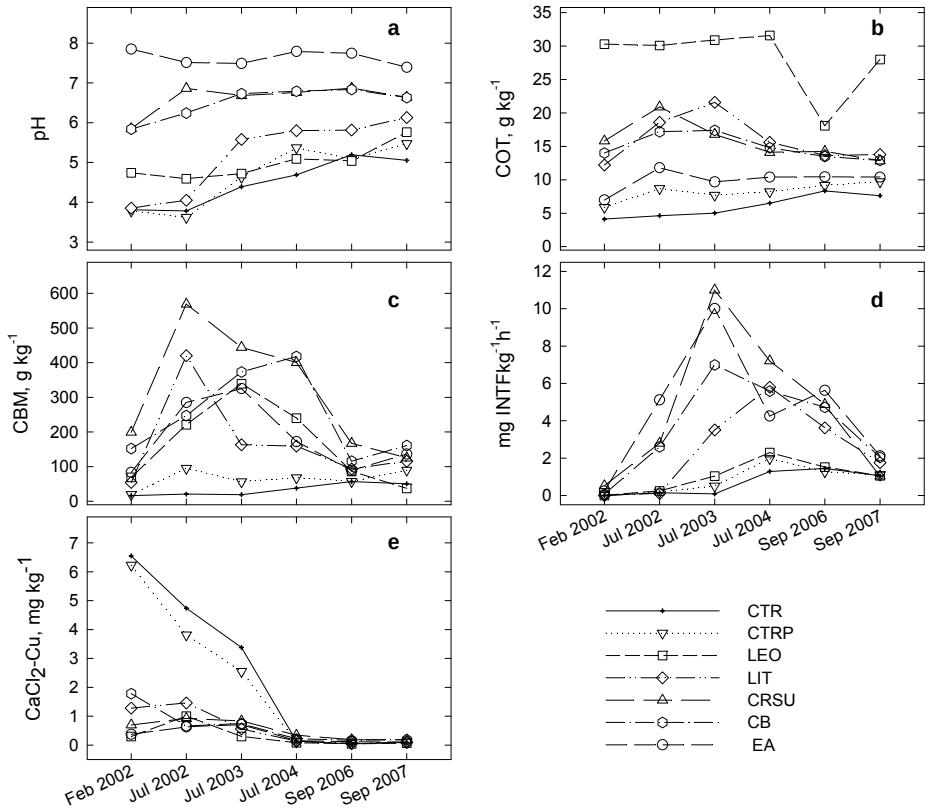


Figura 2.Variación durante el experimento de semicampo de los valores medios de pH, COT, CBM, actividad deshidrogenasa y Cu extraído con $CaCl_2$.

La Figura 2a muestra que desde el primer muestreo la aplicación de enmiendas da lugar a importantes aumentos del pH de los suelos, que en el caso del tratamiento EA es de 4 unidades. Dichos aumentos en algunos casos (EA, CB y CRSU) se mantienen desde el segundo muestreo, decreciendo ligeramente al final del experimento, y en otros (LIT, LEO, CTRP y CTR) los valores finales son superiores a los del primer muestreo. Cabe destacar el aumento de pH de los tratamientos control. En le caso de CTRP la presencia de plantas y su rizosfera puede contribuir al aumento del pH del suelo, mientras que en control sin plantas (CTR), los procesos de atenuación natural son los que coadyuvan a ese ascenso. La eficiencia en el aumento del pH es distinta en cada tratamiento, siguiendo la serie EA>CB≥CRSU>LIT>LEO, y está relaciona con la naturaleza de las enmiendas, siendo la EA, un material rico en $CaCO_3$ (70-80%), la más eficiente (Pérez de Mora et al. 2006c; Madejón et al. 2009b).

En todos los tratamientos se observó un aumento del COT medio, entre 3 y 7 veces el valor inicial del suelo control, CTR, febrero 2002 (Fig. 2b), siendo mucho más importante en los tratamientos con enmiendas orgánicas: LEO>>CRSU>CB>LIT>>EA>CTRP>CTR. A partir de julio 2006, tres años después de cesar las aplicaciones de enmienda los valores medios de COT tendieron a disminuir hasta valores que en todos los tratamientos orgánicos, a excepción del LEO, se mantuvieron en valores 3 veces mayores que CTR en febrero 2002. En los suelos que no recibieron materia orgánica también se observaron aumentos de los valores medios

de COT, que en EA y CTRP están relacionados con los residuos del cultivo, y en CTR con la colonización del suelo por malas hierbas, que aunque fueron sistemáticamente eliminadas, pudieron dejar restos de raíces (Pérez de Mora et al. 2006c; Madejón et al. 2009b).

Como consecuencia de los tratamientos, también aumentó el valor medio de C de la biomasa microbiana (CBM), que alcanzó valores máximos en todas las parcelas enmendadas alrededor de la segunda aplicación de enmienda, febrero 2003 (Fig. 2c). Al final del período experimental todavía los valores medios de este parámetro eran 2-8 veces mayor que el valor inicial. En CTRP el aumento inicial de este parámetro fue mucho menor y siguió creciendo duramente todo el período experimental, llegando a ser más de 5 veces mayor que el valor inicial. También en CTR el valor medio de CBM experimentó un incremento de 3 veces su valor inicial (Pérez de Mora et al. 2005, 2006ab; Madejón et al. 2009b).

Durante todo el experimento también se determinaron las principales actividades enzimáticas del suelo, relacionadas con el ciclo de los nutrientes, arilsulfatasa, β-glucosidasa, fosfatasa ácida y proteasa y la deshidrogenasa, que se usa con índice global de la actividad microbiana. En general se observó el aumento de dichas actividades en los suelos enmendados y su correlación con los valores de CBM. En la Figura 2d se muestra a título de ejemplo la evolución de la deshidrogenasa durante el experimento. Como en el caso de CBM, se observa un máximo una vez acabada las aplicaciones de enmiendas (julio 2003) y valores muy similares para todos los tratamientos al final del experimento (de 1.05 en CTR a 2.12 en EA) (Madejón et al. 2009b; Pérez de Mora et al. 2005, 2006b).

La primera aplicación de enmiendas se tradujo en un importante descenso en las concentraciones de Cd, Cu y Zn extraídos con $CaCl_2$ en los suelos enmendados. La Figura 2d, muestra, como ejemplo, los resultado de Cu. Dichas concentraciones continuaron descendiendo hasta julio 2004, y a partir de esta fecha se mantuvieron aproximadamente constante hasta el final del experimento. También se observó descenso, aunque menos pronunciado, de las concentraciones de elementos traza solubles en CTR y CTRP, que asimismo a partir de julio 2004 permanecieron constantes y en valores muy similares a los de los otros tratamientos. Generalmente, se encontró que las concentraciones de elementos traza solubles se correlacionaban negativamente con CBM y las actividades enzimáticas. Al igual que en el experimento de campo, las concentraciones de elementos traza extraídos con AEDT no descendieron con las enmiendas (en el caso de las enmiendas orgánicas se observaron aumentos), ni con el tiempo (Pérez de Mora et al. 2006c).

La producción de biomasa de Agrostis en todos los tratamientos aumentó con el tiempo. En julio 2002 (11,9-152 g por contenedor), después de la primera enmienda, los valores más altos se alcanzaron en EA>CRSU>CB y los más bajos en LIT y CTRP (entre 5 y 9 veces menores que en los otros tratamientos), aunque las diferencias no siempre fueron estadísticamente significativas. En julio 2003, después de la segunda enmienda, los valores oscilaron entre 86,1 y 154 g por contenedor, no encontrándose diferencias significativas atribuibles a los tratamientos. En julio 2004 la producción también fue muy similar en todos los tratamientos (209-270 g por contenedor) (Pérez de Mora et al. 2006d).

Las concentraciones de As, Cd, Cu, Pb y Zn en la parte aérea de Agrostis fueron generalmente más bajas en los tratamientos con enmiendas que en CTRP, excepto en LIT, disminuyendo estas concentraciones en todos los tratamientos durante los años siguientes. En general, la concentración de elementos traza en Agrostis no alcanzó niveles fitotóxicos, aunque las de As, Cd, Zn y Pb superaron los valores normales en plantas sobre un suelo no contaminado usado como control (As <1 mg kg^{-1}; Cd 0,1 mg kg^{-1}; Cu 29 mg kg^{-1}; Pb < 1 mg kg^{-1}; Zn 59 mg kg^{-1}). Los valores medios de Cd, Cu y Pb en la parte aérea de Agrostis se correlacionaron positivamente con las respectivas concentraciones de esos elementos extraídos con $CaCl_2$ de los suelos, en cambio los elementos traza extraídos con AEDT generalmente sobrestimaron las concentraciones en la planta (Pérez de Mora et al. 2006d).

La incorporación de enmiendas redujo la lixiviación de Cd, Cu y Zn en un 40-70%, siguiendo dicha reducción el siguiente orden: EA>CB=CRSU≥LEO>LIT>CTRP>CTR (Pérez de Mora et al. 2007).

El romero plantado en 2006 en los contenedores y monitorizado en 2006 y 2007, no mostró diferencias significativas en el crecimiento y concentraciones de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S) en hojas, atribuibles a los tratamientos. Las concentraciones de elementos traza (As, Cd, Cu, Zn) también fueron muy similares en todos los tratamientos, lo que está de acuerdo con las concentraciones de elementos traza extraídos del suelo con $CaCl_2$ (Fig. 2e). Estas concentraciones que en ningún caso sobrepasaron los valores normales, fueron sin embargo muy superiores a las de plantas de romero procedentes de un suelo no contaminado con elementos traza (Madejón et al 2009b).

5. Discusión

Las principales razones de la aplicación de enmienda a los suelos ácidos es el aumento del pH y la reducción de la solubilidad de los elementos traza. En los suelos contaminados por elementos traza, el aumento del pH, hace disminuir la movilidad de los elementos traza catiónicos cuya solubilidad decrece al aumentar el pH. En el caso de elementos traza que forman oxianiones (arseniatos, seleniatos y cromatos), el aumento del pH puede provocar su movilización (Adriano et al. 2004). La reducción de la solubilidad de los elementos traza disminuye la biodisponibilidad, por lo que mejora la calidad funcional de los suelos contaminados que depende de dicha disponibilidad.

En el presente estudio se ha usado una enmienda inorgánica, la espuma de azucarera (EA, 70-80% $CaCO_3$) y cuatro orgánicas (CB, CRSU, LEO, LIT). En el caso de EA la reducción de la acidez se debe a la disolución del carbonato y sustitución del Al de cambio por los iones Ca^{2+} (Mg^{2+}) y la precipitación del los iones Al en la disolución del suelo. En el segundo caso, se han propuesto diferentes mecanismos para explicar el efecto encalado de los residuos orgánicos: 1) consumo de protones durante la descarboxilación de los ácidos orgánicos que tiene lugar en la descomposición de los residuos vegetales; 2) consumo de protones por grupos asociados al material orgánico; 3) adsorción específica de moléculas orgánicas sobre superficies minerales mediante cambio de ligando, liberándose OH^-; 4) la adsorción de materia orgánica sobre las superficies de los aluminosilicatos cuyo complejo de cambio está dominado por Al cambiable (Naramabuye y Haynes 2006).

Tanto en los experimentos de campo como en los de semicampo se observaron aumentos del pH de los suelos enmendados, efecto que perdura mucho después de las aplicaciones (Fig. 1 a y Fig. 2a).

Por otra parte, la materia orgánica puede disminuir la movilidad y la biodisponibilidad, y por tanto, aumentar la atenuación de los elementos traza del suelo por adsorción/absorción, quelación y secuestro. Sin embargo, distintas clases de materia orgánica del suelo pueden también disminuir la atenuación de los elementos traza por los suelos, favoreciendo el transporte de dichos elementos hacia la disolución del suelo, o formando compuestos que los mantienen en disolución, impidiendo que dichos elementos sean adsorbidos por la fase sólida de los suelos. (Impellittere y Allen 2006). Además, la mineralización de la materia orgánica puede dar lugar a la liberación de elementos trazas de los quelatos y contrarrestar el efecto inmovilizador de las enmiendas orgánicas (Brown, 1997). Tanto las enmiendas orgánicas, como las inorgánicas, son sólo efectivas a corto plazo, por lo que para mantener la inmovilización de los elementos pesados es necesario repetir periódicamente las aplicaciones (Brown, 1997).

La aplicación de enmiendas hizo decrecer la concentración de elementos traza en la disolución del suelo durante todo el experimento, atribuible en parte al aumento del pH del suelo (Fig. 1e y f; Fig. 2e). Dicha disminución está también relacionada con el aumento del COT originado por la aplicación de materia orgánica (Fig. 1c y d; Fig. 2b), así como a los restos de plantas que quedan y se descomponen en los suelos, que contribuyen a la insolubilización de los elementos traza. Tanto el aumento del pH como la disminución de la concentración de elementos traza solubles se mantuvo durante todo el experimento, no detectándose (en una valoración global como la que se hace en estos experimentos) liberación de dichos elementos por mineralización de la materia orgánica. La aplicación de enmiendas dos años después de dos aplicaciones anteriores tuvo ligeros efectos sobre el pH, COT y concentración de elementos traza solubles (Fig.1).

En los suelos en los que no se aplicaron enmiendas (CTR y CRTP) también se observaron aumentos de pH y disminución de concentración de elementos traza en la disolución del suelo (Fig. 1a y e; Fig. 2a, b, e y f). En CTR ambos efectos están relacionados con los procesos de atenuación natural, así como con las existencia de plantas colonizadoras en el experimento de campo, en cuya rizosfera se producen procesos de asimilación/producción de aniones/cationes, liberación de ácidos orgánicos y CO_2, cambios de pH, consumo de O_2, reacciones redox, etc., que producen aumentos o disminución del pH del suelo dependiendo del valor inicial de este parámetro (Nye 1981).

Tanto el aumento del pH del suelo, como el aumento de COT y la disminución de la concentración de elementos traza solubles favorecen la mejora de las propiedades bioquímicas de los suelos (Fig. 2 c y d). El efecto positivo sobre COT y la actividad deshidrogenasa está muy relacionado con las aplicaciones de las enmiendas; cuando éstas cesan los valores de ambos parámetros decrecen rápidamente, si bien al final del experimento los valores siguieron siendo mayores que los iniciales (Fig. 2c y d). Asimismo, según Pérez de Mora et al. (2005, 2006b) la aplicación de enmiendas disminuyó los valores del potencial heterotrófico microbiano (PHM) de los suelos tratados del experimento de semi-campo en el período entre las dos aplicaciones de

enmiendas. El PHM es la relación entre la velocidad con que se mineraliza un sustrato añadido a un suelo y CBM, y mide la eficiencia de la incorporación de C fácilmente asimilable a las estructuras microbianas y se utiliza como índice de stress (los valores más altos indican stress más alto). Según dichos autores, el valor más alto ocurrió en CTR y los más bajos en los tratamientos con composts, según la siguiente secuencia: CTR<CTRP<LIT=EA< LEO< CB=CRSU.

Por otra parte, Pérez de Mora et al. (2006a), mediante la técnica ARDRA de huella genética (Molecular fingerprinting techniques), evaluaron los efectos de las enmiendas y de la cubierta vegetal sobre los cambios en la estructura de la comunidad microbiana de los suelos. Los resultados, al final de la adición de las enmiendas en los contenedores (julio 2003), mostraron que dichas enmiendas y la existencia de un sistema radicular, produjeron cambios en la estructura de la comunidad de bacterias y de hongos. Esto tiene gran interés, ya que la población microbiana ejerce una gran influencia sobre la mayor parte de los procesos que ocurren en el suelo y, en consecuencia, puede afectar al desarrollo de los procesos de recuperación en suelos.

La mejora de las propiedades del suelo tuvo una repercusión positiva sobre la colonización del suelo por las plantas, su crecimiento y las concentraciones de elementos traza en el material vegetal (Tablas 1 y 2).

6. Conclusiones

La recuperación natural asistida se ha usado con éxito para la recuperación de un suelo ácido contaminado con elementos traza. La aplicación de enmiendas y/o el establecimiento de una cubierta vegetal aumentó el pH y el contenido en materia orgánica del suelo, y redujo la concentración de elementos traza en la disolución del suelo, repercutiendo positivamente sobre las propiedades bioquímicas del mismo. La repetición de las enmiendas dos años después de la primera aplicación sólo tuvo ligeros efectos sobre el pH, COT y concentración de elementos traza solubles.

Las enmiendas favorecieron la colonización y el establecimiento de especies vegetales espontáneas en los suelos tratados en el campo, así como el recubrimiento y la producción de biomasa, disminuyendo la concentración de elementos traza en la parte aérea de las plantas.

En el experimento de semicampo la primera aplicación de enmiendas mejoró el crecimiento vegetal y redujo las concentraciones de elementos traza en las plantas, no observándose diferencias atribuibles a las enmiendas después de una segunda aplicación, ni en períodos subsiguientes.

Los tratamientos control mostraron signos claros de recuperación/atenuación natural.

7. Agradecimientos

Los trabajos recogidos en este artículo, realizados en el IRNAS, fueron financiados por los Proyectos REN2000-1519 TECNO; CTM2004-01985/TECNO), Programas de Investigación PICOVER y SECOVER de la Consejería de Medio

Ambiente de la Junta de Andalucía, y PAI-AGR108 de la Consejería de Educación y de la Ciencias y la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa.

8. Bibliografía

ADRIANO, D.C., WENZEL, W.W., VANGRONSVELD, J. BOLAN, N.S., 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma* 122, 121-142.
BROWN, K.W., 1997. Decontamination of polluted soils. En: Iskandar, I.K., Adriano, D.C. (eds.). Remediation of soils contaminated with metals. 47-66. Science Reviews, Northwood

BROOKS, R.R., 1997. Plant hyperaccumulations of metals and their role in mineral exploration, archeology and land remediation. En: Iskandar, I.K., Adriano, D.C. (eds.): Remediation of soils contaminated with metals. 123-133. Science Reviews. Northwood.

BURGOS, P., PÉREZ-DE-MORA, A., MADEJÓN, P., CABRERA, F. MADEJÓN, E., 2008. Trace elements in wild grasses: a phytoavailability study on a remediated field. *Environ. Geochem. Health 30* 109-114.

CABRERA, F., ARIZA, J., MADEJÓN, E., MADEJÓN. P., MURILLO, J,M., 2008. Mercury and other trace elements in soils affected by the mine tailing spill in Aznalcóllar (SW Spain). *Sci. Total Environ.* 390, 311-322.

CABRERA, F., CLEMENTE, L., DÍAZ BARRIENTOS, E., LÓPEZ, R., MURILLO, J.M., 1999**.** Heavy metal pollution of soils affected by Guadiamar toxic flood. *Sci. Total Environ.* 242, 117-129.

CHANEY, R.L., 1989. Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food-chains. En: Bar-Yosef, B., Barrow N.J., Goldshmid J, (eds.). Inorganic Contaminants in the Vadose Zone. 140 –158. Springer-Verlag, Berlin (Alemania).

IMPELLITTERE, C.A., ALLEN, H.A., 2006. Effect of humic substances on attenuation of metals: bioavailability and mobility in Soil. En R. Hamon, M.McLaughlin, E. Lombi (eds) Natural attenuation of trace element availability in soils, Cap. 6; 89-112. CRC Press, EE.UU.

MADEJÓN, E., MADEJÓN, P., BURGOS, P., PÉREZ DE MORA, A., CABRERA, F., 2009a. Trace elements, pH and organic matter evolution in contaminated soils under assisted natural remediation: A 4-year field study. *J. Hazard. Mat.* 162, 931-938.

MADEJÓN, E., PÉREZ DE MORA, A., FELIPE, E., BURGOS, P., CABRERA, F., 2006a. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. *Environ. Pollut.* 139, 40-52.

MADEJÓN, P., MURILLO, J.M., MARAÑÓN, T., CABRERA, F., LÓPEZ, R., 2002. Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcóllar mine spill (SW Spain). *Sci. Tot. Environ.* 290, 105-120.

MADEJÓN, P., MARAÑÓN, T., MURILLO, J.M., ROBINSON, B., 2004, White poplar (Populus alba) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. *Environ. Pollut.* 132, 145-155.

MADEJÓN, P., MARAÑÓN, T., MURILLO, J.M., CABRERA, F., 2006b. Biomonitoring of trace elements in the leaves and fruits of wild olive and holm oak trees. *Sci. Tot. Environ.* 355, 187– 203.

MADEJÓN, P., MURILLO, J.M., MARAÑÓN, T., CABRERA, F., 2006c. Bioaccumulation of trace elements in a wild grass three years after the Aznalcóllar mine spill (South Spain). *Environ. Monit. Assess.* 114, 169-189.

MADEJÓN, P., BURGOS, P., CABRERA, F., MADEJÓN, E., 2009b. Phytostabilization of Amended Soils Polluted with Trace Elements Using the Mediterranean Shrub: Rosmarinus Officinalis. *Int. J. Phytorem.* 11, 542-557.

MADEJÓN, P., DOMÍNGUEZ, M.T, MURILLO, J.M., 2009c. Evaluation of pasture for horses on soils polluted by trace elements. *Ecotoxicol.* 18, 417-428).

NARAMABUYE, F.X., HAYNES, R.J., 2006. Effect of organic amendments on soil ph and al solubility and use of laboratory indices to predict their liming effect. *Soil Sci*. 171, 754-763.

NYE, P.H., 1981. Changes of pH across rhizosphere induced by roots. *Plant Soil* 61, 7-26.

PÉREZ DE MORA, A., BURGOS, P., CABRERA, F., MADEJÓN, E., 2007. "In situ" amendments and revegetation reduce trace element leaching in a contaminated soil. *Water Air Soil Pollut.* 185, 209-222.

PÉREZ DE MORA, A., BURGOS, P., MADEJÓN, E., CABRERA,F., JAECKEL, P., SCHLOTER,M., 2006a. Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. *Soil Biol. Biochem.* 38, 327-341.

PÉREZ DE MORA, A., BURGOS, P., ORTEGA-CALVO, J.J., CABRERA, F., MADEJÓN, E., 2006b. Microbial function after assisted natural remediation of a trace element polluted soil. En: Méndez-Vila, A. (ed.). Modern multidisciplinary applied microbiology: exploiting microbes and their interactions. 536-540. Wiley, John & Sons, Inc., Weinheim (Alemania).

PÉREZ-DE-MORA, A., MADEJÓN, E., BURGOS, P., CABRERA, F., 2006c. Trace element availability and plant growth in a mine-spill contaminated soil under assisted natural remediation I. Soils. *Sci. Total Environ.* 363(1-3): 28-37.

PÉREZ DE MORA, A., MADEJÓN, E., BURGOS, P., CABRERA, F., 2006d. Trace element availability and plant growth in a mine spill-contaminated soil under assisted natural remediation II. Plants. *Sci. Total Environ.* 363, 38-45.

PÉREZ-DE-MORA, A., MADEJÓN, P., BURGOS, P.**.** CABRERA, F., MADEJÓN, E., 2010. Implications of repetitive amendment additions for *in situ* phytostabilization of

trace elements in contaminated soils. 414-415. Extended Abstracts del 20th Annual Meeting of SETAC Europe, Sevilla.

PÉREZ DE MORA, A., ORTEGA-CALVO, J.J., CABRERA, F., MADEJÓN, E., 2005. Changes in enzyme activities and microbial biomass after "in situ" remediation of a heavy metal-contaminated soil. *Appl. Soil Ecol.* 28, 125-137.

VANGRONSVELD, J.C.H.M., CUNNINGHAM, S.D., 1998. Introduction to the concepts. En: Vangronsveld, J., Cunningham S. D., (eds.): Metal-contaminated soils: In situ Inactivation and phytorestoration. 1-15. R.G. Landes Co. Georgetown, TX.

Evaluación de la validez de valores de referencia de metales pesados. Ensayos con Zn en suelos agrícolas mediterráneos representativos bajo un cultivo acumulador

RECATALÁ BOIX, L.[1], SACRISTÁN MORAGA, D.[1], ARBELO RODRÍGUEZ, C.D.[2], SANCHEZ DÍAZ, J.[1]

[1] Departamento de Planificación Territorial, Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-Universitat de València- Generalitat Valenciana), Camí de la Marjal s/n, 46470 Albal (Valencia) España, Tel.:+34 961220540, Fax.: + 34961270967, *E-mail: luis.recatala@uv.es.
[2] Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, 38206 La Laguna (Tenerife), Islas Canarias, España

Resumen
El Real Decreto Español 9/2005, que regula los suelos contaminados, establece como uno de los criterios para declarar un suelo contaminado que se supere 100 veces el nivel genérico de referencia (NGR) de un contaminante. En este trabajo se evalúa si este criterio es realista para suelos Mediterráneos artificialmente contaminados con Zn en cultivos controlados de lechuga (*Lactuca sativa* L.). La muestras se tomaron en los primeros 25 cm de cuatro suelos agrícolas (Rojales, Sollana, Nules y Peñíscola) representativos de la Región Mediterránea. El pH de estos suelos está entre 7.8 y 8.5, el contenido en materia orgánica entre 1.6 y 9.7 % y el contenido en arcilla entre el 20 y el 41 %. El Zn se añadió en forma de $ZnSO_4$ hasta conseguir unas concentraciones de 0 (control) (dosis 1), 126.8 (dosis 2), 634 (dosis 3), 1268 (dosis 4), 3170 (dosis 5), 6340 (dosis 6) y 12680 $mg.kg^{-1}$ (dosis 7), las cuales representan 0 (control), 1, 5, 10, 25, 50 y 100 veces, respectivamente, el NGR establecido para estos suelos (126.8 $mg.kg^{-1}$). Para evaluar la toxicidad del Zn en la producción de biomasa se llevó a cabo el test 208 de la OECD. Los contenidos de Zn en la parte comestible de la planta se determinaron siguiendo el método USEPA 3052. Los resultados muestran que la concentración de 100 veces el valor de referencia no parece representar una concentración tóxica letal para la producción de biomasa. Además, aunque ni la legislación Europea ni la nacional fijan el contenido máximo en productos alimenticios (vegetales) para el Zn, si se comparan los contenidos obtenidos en planta con el límite fijado en otras legislaciones, como por ejemplo, la australiana que fija en 150 $mg.kg^{-1}$ de muestra fresca el límite máximo permitido, se obtiene que en todos los suelos con una concentración de Zn equivalente a 100 veces el NGR tales contenidos no superan ese límite máximo. Por tanto, el criterio del RD 9/2005 para declarar un suelo contaminado no parece válido en el caso del Zn, para el que todos los suelos ensayados presentan una carga crítica superior al límite establecido.

Palabras clave
Zinc, estándares de calidad, suelos agrícolas mediterráneos, *Lactuca sativa*.

1. Introducción

Los metales pesados son elementos que a determinadas concentraciones resultan tóxicos para los ecosistemas y la salud humana. Aunque algunos metales son elementos esenciales para los organismos vivos (p. ej. Zinc), a elevadas concentraciones también

resultan tóxicos. En suelos agrícolas algunos metales pesados como el Zinc (Zn) pueden alcanzar altas concentraciones, debido tanto a prácticas agrícolas como a procesos de contaminación puntual asociados a usos urbano-industriales. De esta forma, los suelos agrícolas pueden constituirse en sumideros a largo plazo de metales pesados, desde donde pueden ser transferidos a los cultivos, y de ahí afectar a la salud humana. En realidad, se han identificado niveles altos de Zn en algunos suelos agrícolas Mediterráneos, tanto por actividad agrícola como por contaminación puntual. Así, por ejemplo, MICÓ et al. (2006) identificaron altos niveles de Zn en algunos suelos agrícolas de la provincia de Alicante, debido principalmente a la utilización de agroquímicos (fertilizantes). Asimismo, FACCHINELLI et al. (2001) encuentran también niveles altos de Zn en algunos suelos agrícolas de la Región del Piedemonte de Italia debido a las prácticas agrícolas. En otras áreas de la región Mediterránea Europea, el origen de los niveles altos de Zn en algunos suelos agrícolas es tanto por actividad agrícola como industrial, como por ejemplo identificaron PERIS et al. (2008) en la provincia de Castellón, donde las industrias de cerámica podrían causar contaminación de Zn, ya que utilizan este metal en sus procesos de producción (ROIG et al. 1997).

Como señalan algunos autores (e.g. ADRIANO, 2001), las características y propiedades del suelo pueden tener un gran efecto sobre la biodisponibilidad y toxicidad del Zn. Además, el tipo de cultivo también influye en la acumulación del metal en la planta. En concreto, los cultivos de hoja presentan una elevada capacidad para acumular metales, y por ello se clasifican como plantas acumuladoras (ROSS, 1994). Dada la relevancia de los cultivos de hoja (p. ej. lechuga) en la dieta mediterránea (CUADRADO et al., 1995), la evaluación de la validez de estándares de calidad del suelo para declarar suelos contaminados a diferentes suelos agrícolas Mediterráneos representativos bajo un cultivo de hoja como la lechuga (*Lactuca sativa* L.) resulta de gran interés. En relación con esto, el Real Decreto Español (RD) 9/2005 (BOE, 2005) establece que han de realizarse análisis de riesgos cuando la concentración de un determinado contaminante supera el denominado nivel genérico de referencia (NGR) en el suelo, y se declarará un suelo como contaminado cuando se supere en 100 veces tal nivel. Aunque ni la legislación nacional ni la Europea establecen el límite máximo de Zn en cultivos de hoja, como ocurre para otros metales (p. ej. Cd, Hg y Pb), pueden tomarse como referencia otras legislaciones, que sí lo establecen (p. ej. legislación australiana (McLAUGHLIN et al., 2000), para comprobar si el estándar de calidad establecido por nuestra legislación nacional para declarar un suelo como contaminado resulta válido, tanto desde el punto de vista del crecimiento del cultivo como de la acumulación del metal en el mismo. Esa es la finalidad del presente trabajo.

2. Objetivos

Este trabajo presenta los resultados para el Zinc del proyecto de investigación "Ensayo de concentraciones de referencia para metales pesados en suelos agrícolas mediterráneos representativos bajo cultivos hortícolas controlados", financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (Referencia CGL-2006-07250/BTE). El objetivo principal de este proyecto era comprobar la validez de estándares de calidad del suelo de metales pesados para declarar suelos agrícolas Mediterráneos bajo un cultivo acumulador (lechuga, *Lactuca sativa* L.) como suelos contaminados, considerando tanto su efecto en el crecimiento del cultivo (producción de biomasa) como en la acumulación de metal en la parte comestible de la planta. Ambos aspectos son relevantes, ya que las

plantas pueden acumular metales pesados en concentraciones que no son tóxicas para ellas, pero que sin embargo son tóxicas para las especies que las consumen. En este contexto, los objetivos de este trabajo son: comprobar si el nivel genérico de referencia para el Zn es válido (1) desde el punto de vista del efecto sobre el crecimiento del cultivo (producción de biomasa), (2) desde el punto de vista de la acumulación de metal en la parte comestible de la planta.

3. Metodología

Un conjunto de cuatro suelos agrícolas (Rojales, Sollana, Nules y Peñíscola) con diferentes propiedades (contenido en materia orgánica, salinidad, textura y contenido en carbonato cálcico) relevantes para regular el comportamiento de los metales pesados en el suelo (ADRIANO, 2001) fueron seleccionados de la Región Mediterránea Valenciana, de acuerdo con la información obtenida en estudios previos (p. ej. RECATALÁ et al., 2002). Las muestras de suelo se tomaron en los primeros 25 cm. del horizonte superficial de los cuatro suelos, puesto que esta es la profundidad más adecuada para el estudio de los metales pesados en suelos cultivados con vegetales. Los metales pesados de origen antropogénico se acumulan principalmente en el horizonte superficial y la mayoría de las raíces de las plantas se desarrollan a ese horizonte (Ross, 1994).Todas las muestras fueron llevadas al laboratorio donde se secaron al aire a temperatura ambiente y tamizadas a 2 mm. Posteriormente, las muestras de suelo fueron almacenadas en contenedores de polietileno a temperatura ambiente hasta su utilización.

La propiedades edáficas relevantes para regular el comportamiento de los metales en el suelo (pH, contenido en materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, carbonato total y fracciones granulométricas) fueron determinadas por triplicado. Los análisis se realizaron siguiendo los métodos oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994). El pH se midió en una suspensión suelo-agua 1:2.5 y la conductividad eléctrica se determinó en el extracto de saturación. El contenido en materia orgánica se determinó mediante el método de Walkey- Black y el carbonato total a través del calcímetro de Bernard. Las fracciones granulométricas se determinaron mediante el método de la pipeta de Robinson. La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) se determinó por saturación con acetato sódico (pH=8.2), desplazamiento del sodio adsorbido con acetato amónico 1 M (pH=7.0) y determinación del sodio intercambiable mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica de Llama (FAAS).

Los ensayos para evaluar la toxicidad del Zn en cultivo de lechuga (*Lactuca sativa L.*) se basaron en el test 208 de la OECD (OECD, 2006). El Zn se añadió a los suelos aplicando volúmenes apropiados de una solución de $ZnSO_4$. Este procedimiento aseguraba una distribución homogénea de la solución de Zn en suelo a la vez que mantenía la estructura porosa de éste. Los suelos fueron contaminados hasta conseguir unas concentraciones de 0 (control) (dosis 1), 126.8 (dosis 2), 634 (dosis 3), 1268 (dosis 4), 3170 (dosis 5), 6340 (dosis 6) y 12680 mg/kg (dosis 7), las cuales representan 0 (control), 1, 5, 10, 25, 50 y 100 veces, respectivamente, el NGR (Nivel Genérico de Referencia) establecido para suelos hortícolas de la Comunidad Valenciana (126.8 mg/kg) por SÁNCHEZ et al. (2004). Después de la contaminación, cada muestra se mezcló a mano en una bolsa de plástico. Las muestras control fueron tratadas de la misma manera pero utilizando agua destilada únicamente. Toda las muestras se

equilibraron/ homogeneizaron durante 7 días antes de ser utilizadas en los ensayos. Las muestras contaminadas de suelos se distribuyeron posteriormente en macetas de 15 cm de diámetro de forma que se mantuviera la densidad aparente de cada suelo, y se sembraron 10 semillas de lechuga a una profundidad de 1 cm en cada maceta. Cada tratamiento se realizó por triplicado (3 macetas para cada dosis y suelo y 3 para el control).

Los ensayos de biomasa fueron llevados a cabo en un invernadero con luz natural con suplemento de 8 tubos fluorescentes L36W/365 para mantener una luminosidad de 350 micromol/m^2/s, con la finalidad de conseguir un fotoperíodo de 16 horas de luz al día. Además, la temperatura dentro del invernadero fue de 25ºC ± 3 durante el día y de 20ºC ± 3 durante la noche. La humedad del suelo se mantuvo a un 70% de su capacidad de campo a través de la adición de agua destilada. Para reducir la evaporación, las macetas se distribuyeron de manera aleatoria en los propagadores, que presentaban cubiertas de plástico con pequeñas trampillas que permitían la circulación del aire. Tras 28 días, se determinó la biomasa producida en cada maceta, mediante el peso de todos los tallos de lechuga presentes.

Los tallos de las plantas se secaron en una estufa a 60 ºC durante 48 horas hasta que se alcanzó un peso constante, y posteriormente fueron tamizadas a 0.5 mm para llevar a cabo el análisis del contenido en Zn. Los contenidos de Zn en planta se determinaron siguiendo el método USEPA 3052 para matrices orgánicas (USEPA, 1996). Al principio de estos ensayos, el suelo sobrante se utilizó para determinar el contenido total y extraíble de Zn para cada una de las dosis. El contenido total de Zn se determinó siguiendo el método de digestión USEPA 3051 A (USEPA, 1998). El contenido de Zn en forma extraíble se determinó siguiendo el método de extracción con EDTA (BOLUDA et al., 1993). El Zn se determinó utilizando la espectrometría de absorción atómica, utilizando absorción atómica de llama y absorción atómica en cámara de grafito dependiendo del contenido en Zn en cada muestra. Estos métodos se seleccionaron ya que proporcionaban resultados satisfactorios en cuanto al porcentaje de recuperación y a la precisión de los datos (MICÓ, 2005; PERIS, 2005).

La comparación de las biomasas entre dosis y entre suelos se realizó a través de diferentes ANOVAs y se relacionaron entre si con la aplicación del test de Tukey. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo utilizando el programa SPSS© versión 17.

Los datos dosis-respuesta se ajustaron a un modelo logístico de acuerdo con la ecuación 1 (HAANSTRA et al., 1985) para cada uno de los suelos estudiados utilizando el programa TRAP versión 1.20 (*Toxicity Relationship Analysis Program, United States Environmental Protection Agency*) tal y como se ha aplicado en otros trabajos (p. ej. MICÓ et al., 2008).

$$y=y_0/1+e^{b(x-M)} \quad (1)$$

donde y = biomasa producida (g)(peso del tallo de la lechuga), x = $\log_{10}$ (Zn añadido) (mg/kg), y_0 = biomasa producida sin inhibición (g), siendo M y b parámetros a ajustar, donde M = $\log_{10}(EC_{50})$, siendo EC_{50} la concentración efectiva de Zn que reduce la producción de biomasa en un 50%, y b la pendiente de la curva e indica el grado de inhibición. La concentración de metal considerada en la dosis 1 (control) no fue de 0, adjudicándole un valor estándar de 0,01 mg / kg para poder llevar a cabo la

transformación logarítmica anterior al ajuste. El nivel de adecuación de este modelo se analizó teniendo en cuenta los valores residuales y la relación de éstos con los valores ajustados. Los coeficientes de regresión se ajustaron (R^2 adj.) y representan la varianza contemplada por el modelo. La EC_{10} (concentración efectiva que reduce la producción de biomasa en un 10%) se calculó también de la manera descrita anteriormente.

4. Resultados

Las propiedades de los suelos utilizados en los ensayos se muestran en la tabla 1. Presentan diferencias en las propiedades relevantes para regular la dinámica de los metales pesados en el suelo. Son suelos básicos, con un pH entre 7.8 y 8.5, la conductividad eléctrica está entre 1.1 y 17.9 dS/m, el contenido en materia orgánica entre 1.6 y 9.7%, la capacidad de intercambio catiónico entre 9,9 y 31.0 $cmol_{(+)}/kg$, el contenido en carbonatos entre el 36 y el 52%, el contenido en arcilla entre el 20 y el 41% y el de arena entre el 16 y el 51%.

Tabla 1.- Propiedades físicas y químicas de los suelos muestreados en las cuatro parcelas.

Suelo	pH	CEea	CEes	MO	CaCO3	CIC	Arena	Limo	Arcilla	Textura
	-	dS/m	dS/m	%	%	cmol/kg	%	%	%	
Rojales	7.8	3.2	17.9	1.6	50	10.1	31	44	25	F
Sollana	8.5	0.3	1.5	3.5	36	19.6	28	37	35	F-Ac
Nules	8.2	0.5	2.2	9.7	37	31.0	16	43	41	Ac-L
Peñiscola	8.2	0.1	1.1	2.1	52	9.9	56	24	20	Fr-Ac-Ar

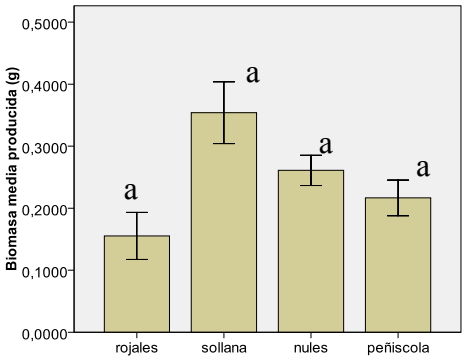
En la figura 1 se muestra la biomasa de lechuga obtenida en los distintos suelos para cada una de las dosis consideradas en el ensayo correspondiente al test de biomasa. La biomasa media del control (dosis 1) varió desde 0.155 a 0.354 g. Un alto contenido en materia orgánica y alta capacidad de intercambio catiónico (suelos Sollana y Nules) dan como resultado una mayor producción de biomasa. Contrariamente, una alta salinidad (Rojales) y alto contenido en carbonatos y en porcentaje de arena (Peñíscola) dan lugar una menor producción de biomasa. La producción de biomasa generada en la máxima concentración de Zn (dosis 7) con respecto al control varió de 9.6% (Peñíscola) a 32.9% (Sollana).

La aplicación de una ANOVA de doble vía mostró que tanto el suelo como la dosis son factores relevantes para la producción de biomasa, y que además existe interacción entre ambos factores ($p < 0.05$). La comparación entre suelos para cada dosis (figura 1) indica que existen diferencias significativas entre suelos en la producción de biomasa ($p < 0.05$). La aplicación del test de Tukey muestra que hay una gran similitud en cuanto a la producción de biomasa entre los suelos con mayor porcentaje en materia orgánica (Sollana y Nules), de modo que para prácticamente todas las dosis la producción de biomasa es significativamente mayor que con respecto a los suelos con contenidos más bajos en materia orgánica (Rojales y Nules). Esto muestra la capacidad de la materia orgánica para reducir el efecto tóxico del Zn sobre la producción de biomasa debido a su gran afinidad por este metal.

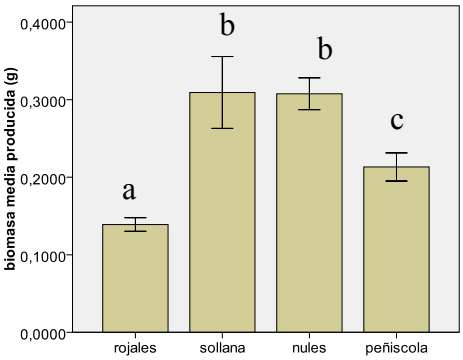
En la figura 2 se muestran las curvas dosis-respuesta obtenidas para los distintos suelos, que se consideran adecuadas en función de las distribuciones de los valores residuales y de la relación entre éstos y los valores ajustados. En la tabla 2 aparecen los valores correspondientes a la concentración efectiva que produce una reducción del 50% en la producción de biomasa (EC_{50}), y la que produce una reducción del 10%

(EC_{10}). Se obtienen valores muy altos para el suelo que presenta un elevado contenido en materia orgánica (Nules), indicando que la producción de biomasa es generalmente menos sensible a la toxicidad del Zn en suelos con altos contenidos en materia orgánica. En cualquier caso, es destacable que para todos los suelos se obtiene biomasa para la dosis 7 (figura 1), que supone una concentración igual a 100 veces el valor de referencia del Zn para la zona de estudio. Esto significa que esa concentración no representa una concentración tóxica letal para el crecimiento de las lechugas.

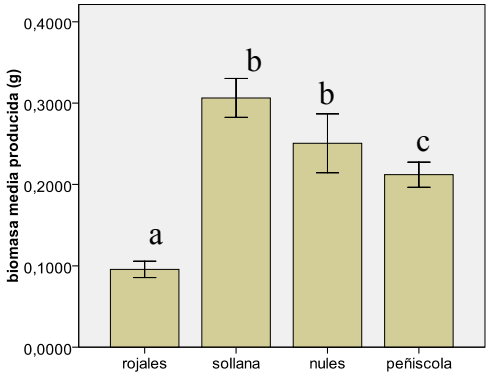
Dosis 1



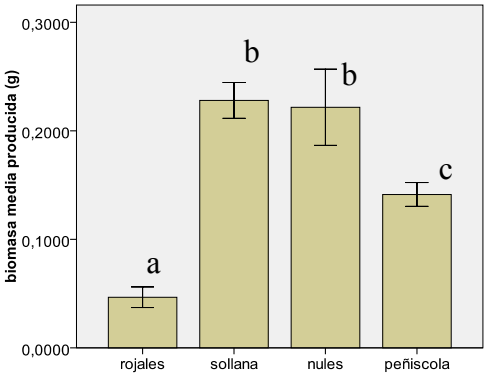
Dosis 2



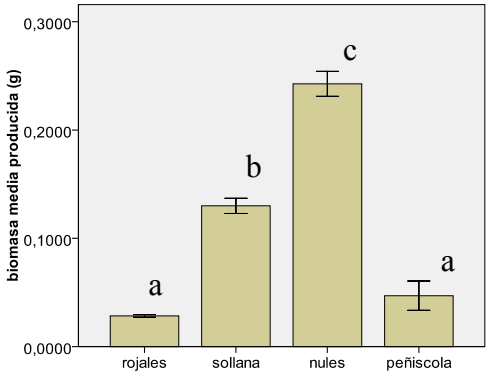
Dosis 3



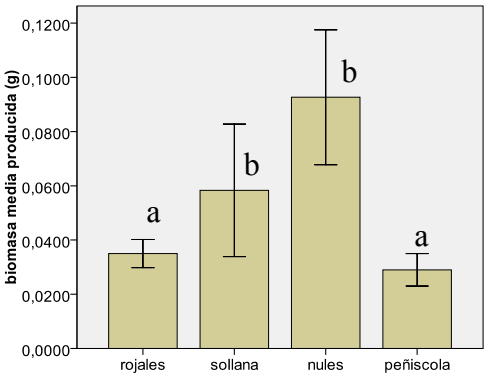
Dosis 4



Dosis 5



Dosis 6



Dosis 7

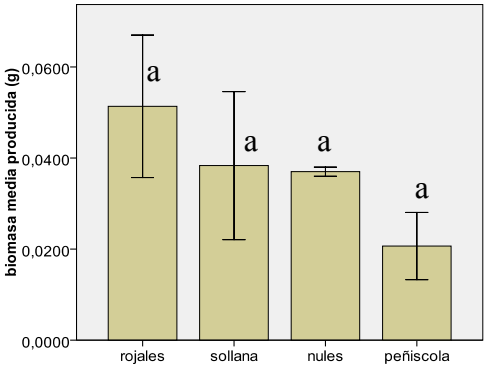


Figura 1. Biomasa media de lechuga producida en cada dosis de Zn para los cuatro suelos. En cada dosis, las letras iguales indican que no hay diferencia estadística entre la biomasa producida en los suelos, mientras que si son diferentes indican diferencias significativas. La dosis 1 corresponde al suelo control (nivel de fondo), la 2 a 126.8 mg/Kg (1 x Valor de Referencia), la 3 a 634 mg/Kg (5 x Valor de Referencia), la 4 a 1268 mg/Kg (10 x Valor de Referencia), la 5 a 3170 mg/Kg (25 x Valor de Referencia), la 6 a 6340 mg/Kg (50 x Valor de Referencia) y 7 a 12680 mg/Kg (100 x Valor de Referencia).

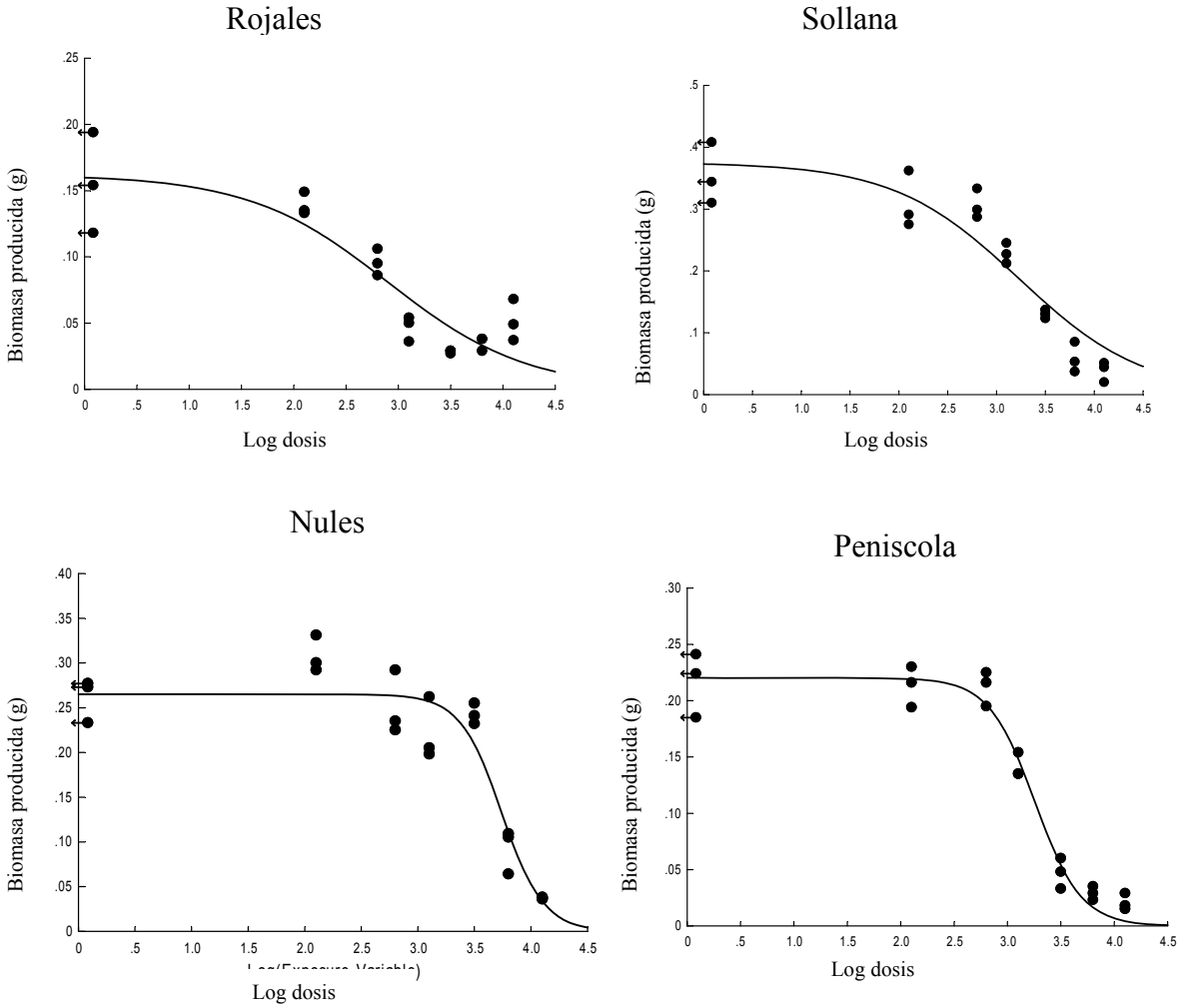


Figura 2.- Curvas dosis-respuesta para los cuatro suelos tratados en el ensayo test del tallo con Zn. Eje x: Logaritmo de la dosis de Zn añadida al suelo (en mg/kg suelo seco). Eje y: Biomasa expresada como peso de planta seca en cada uno de los tiestos (en gramos, g). Los símbolos representan los datos de las tres réplicas.

Tabla 2. Valores de toxicidad (EC_{10} y $EC_{50,}$ mg/kg) obtenidos para el Zn en el test de biomasa de lechuga realizado en los cuatros suelos seleccionados.

Suelo	**EC_{10}[a]**	**95% CI[b]**		**EC_{50}[c]**	**95% CI**		**R2 adj. (%)[d]**
		Inferior	Superior		Inferior	Superior	
Rojales	27	3	238	793	335	1879	81
Sollana	66	11	395	1693	854	3356	87
Nules	2169	1199	3924	5522	4322	7056	87
Peñiscola	606	407	901	1806	1493	2184	96

[a] Concentración efectiva de Zn que causa un 10% de reducción en la producción de biomasa.
[b] Valores superior e inferior para intervalos de confianza del 95%.
[c] Concentración efectiva de Zn que causa un 50% de reducción en la producción de biomasa.
[d] Porcentaje de varianza del modelo.

En las tablas 3, 4, 5 y 6 se muestran los contenidos totales y extraíbles en suelo y totales en cultivo obtenidos para las distintas dosis de contaminación con Zn en los diferentes suelos ensayados. Como puede observarse, para todos los suelos, el porcentaje de contenido extraíble respecto del total es muy elevado, indicando que la mayoría del metal es altamente móvil y está en forma disponible en todos los suelos, lo cual es normal cuando su origen es antropogénico. Así, puede ser fácilmente transferido al cultivo. Para todos los suelos, el contenido de Zn en la parte comestible del cultivo aumenta al incrementarse la dosis. La comparación entre los distintos suelos muestra que las plantas crecidas en Rojales, que es un suelo salino, presentan, para todas las dosis, mayor contenido de metal que las plantas crecidas en los otros suelos, con la excepción de Peñíscola para el que el contenido de Zn en planta para la última dosis es el mayor obtenido. De hecho, algunos estudios (p. ej. KHOSHGOFTAR et al., 2004) han mostrado que en suelos salinos la transferencia de metales desde el suelo a la planta es facilitada por la formación de complejos con el ión cloruro. Además, este suelo presenta también un bajo contenido en materia orgánica. Por otra parte, los contenidos de Zn en las plantas crecidas en el suelo Peñíscola son generalmente mayores que los encontrados en las plantas crecidas en los suelos Sollana y Nules, que son los que presentan mayor contenido en materia orgánica, sobre todo el último. Esto puede ser debido a la baja capacidad de adsorción del metal de este suelo debido a su bajo contenido en materia orgánica y a la presencia de una textura más gruesa. Por tanto, elevada salinidad, textura gruesa y bajo contenido en materia orgánica son propiedades edáficas que facilitan la transferencia de metal desde el suelo a la planta y su acumulación en la misma.

Aunque ni la legislación nacional ni la Europea establecen el límite máximo de Zn en cultivos de hoja, como ocurre para otros metales (p. ej. Cd, Hg y Pb), si se toman como referencia otras legislaciones que sí lo establecen, como por ejemplo legislación australiana (McLAUGHLIN et al., 2000), que fija en 150 mg/kg de muestra fresca el límite máximo permitido en vegetales, se obtiene que para todos los suelos con una concentración de Zn equivalente a 100 veces el valor de referencia el contenido en planta no supera ese límite máximo. Por tanto, si se considerara ese límite como adecuado, esto significaría que el criterio que establece el Real Decreto 9/2005 para declarar un suelo contaminado no resultaría válido en el caso del Zn para los suelos ensayados, ya que todos presentan una carga crítica superior a una concentración de 100 veces el valor de referencia.

Dosis Zn (mg/kg)	Rojales		
	Contenido Total de Zn (mg/kg) en suelo	Contenido extraíble de Zn (mg/kg) en suelo	Contenido Total de Zn en cultivo (mg/kg)
1 (control)	32.4	2	32
2	142	80.6	119
3	565	388	232
4	1215	917	394
5	2472	2267	861
6	5680	3647	1430
7	9442	4419	1671

Tabla 3.- Contenidos totales y extraíbles en suelo y totales en cultivo obtenidos en muestras correspondientes a distintas dosis de contaminación con Zn en el suelo Rojales. La dosis 1 corresponde al suelo control (nivel de fondo), la 2 a 126.8 mg/Kg (1 x Valor de Referencia), la 3 a 634 mg/kg (5 x Valor de Referencia), la 4 a 1268 mg/kg (10 x Valor de Referencia), la 5 a 3170 mg/kg (25 x Valor de Referencia), la 6 a 6340 mg/kg (50 x Valor de Referencia) y 7 a 12680 mg/kg (100 x Valor de Referencia). El factor de conversión para transformar el contenido de Zn en peso seco en planta a peso fresco es 15.2 para los resultados de este suelo.

Dosis Zn (mg/kg)	Sollana		
	Contenido Total de Zn (mg/kg) en suelo	Contenido extraíble de Zn (mg/kg) en suelo	Contenido Total de Zn en cultivo (mg/kg)
1 (control)	70.1	13.5	21
2	179	82	42
3	634	407	120
4	1261	804	202
5	2826	857	401
6	5310	2202	704
7	8976	5615	1341

Tabla 4.- Contenidos totales y extraíbles en suelo y totales en cultivo obtenidos en muestras correspondientes a distintas dosis de contaminación con Zn en el suelo Sollana. El factor de conversión para transformar el contenido de Zn en peso seco en planta a peso fresco es 19.7 para los resultados de este suelo

Tabla 5.- Contenidos totales y extraíbles en suelo y totales en cultivo obtenidos en muestras correspondientes a distintas dosis de contaminación con Zn en el suelo Nules. El factor de conversión para transformar el contenido de

Dosis Zn (mg/kg)	Nules		
	Contenido Total de Zn (mg/kg) en suelo	Contenido extraíble de Zn (mg/kg) en suelo	Contenido Total de Zn en cultivo (mg/kg)
1 (control)	120	39.9	33
2	224	140	68
3	656	604	116
4	1268	1255	202
5	2766	2399	254
6	5342	4898	731
7	9390	7470	1498

Zn en peso seco en planta a peso fresco es 20.8 para los resultados de este suelo

Tabla 6.- Contenidos totales y extraíbles en suelo y totales en cultivo obtenidos en muestras correspondientes a distintas dosis de contaminación con Zn en el suelo Peñíscola. El factor de conversión para transformar el contenido de Zn en peso seco en planta a peso fresco es 18.6 para los resultados de este suelo

Dosis Zn (mg/kg)	Peñíscola		
	Contenido Total de Zn (mg/kg) en suelo	Contenido extraíble de Zn (mg/kg) en suelo	Contenido Total de Zn en cultivo (mg/kg)
1 (control)	39.8	133	11
2	147	120	39
3	555	562	123
4	1161	1348	272
5	2907	2686	755
6	5167	4382	1291
7	9061	6532	2112

5. Discusión

De acuerdo con los resultados obtenidos debe destacarse que las lechugas pueden crecer en todos los suelos ensayados con una concentración de Zn equivalente a 100 veces el valor de referencia para este metal en el área de estudio. Por tanto, ese límite no parece representar una concentración tóxica letal para la producción de biomasa. Para la mayoría de dosis ensayadas existe diferencia significativa entre la biomasa producida en los suelos con mayor contenido en materia orgánica (Nules y Sollana) y aquélla producida por los suelos con contenidos más bajos en materia orgánica (Rojales y Peñíscola) que es menor. De hecho, el suelo para el que se obtiene valores más elevados de CE_{50} y CE_{10} (concentración efectiva que produce el 50% y el 10% de inhibición en la producción de biomasa) es aquél que presenta mayor contenido en materia orgánica (Nules), reflejando que el cultivo muestra menos sensibilidad a la toxicidad del Zn cuando el suelo presenta elevados contenidos en materia orgánica. Cuando se comparan los contenidos alcanzados por la planta en su parte comestible con el límite fijado por la legislación australiana para vegetales, a falta de un límite de este tipo en la legislación nacional y europea, resulta que para todos los suelos el contenido alcanzado en la planta, para una concentración de Zn en suelo equivalente a 100 veces el valor de referencia, no se supera dicho límite. Esto junto con los resultados de producción de biomasa parecen evidenciar que el criterio establecido por el RD 9/2005 para la declaración de suelos contaminados podría no ser válido ni desde el punto de vista del crecimiento del cultivo ni desde la acumulación de metal en la parte comestible de mismo. De acuerdo con el límite considerado para el cultivo, todos los suelos tendrían una carga crítica superior a una concentración equivalente a 100 veces su valor de referencia. Además, los resultados obtenidos también reflejan que el valor de referencia aplicable a cada suelo puede depender de sus propiedades. Así, una elevada salinidad, una textura gruesa y un bajo contenido en materia orgánica son propiedades edáficas que facilitan la transferencia de metal desde el suelo a la planta y su acumulación en la misma.

Teniendo en cuenta que el valor de referencia para el Zn considerado en estos ensayos es similar a los establecidos en otras áreas de la región Mediterránea Europea (p. ej. PÉREZ et al. 2002; FACCHINELLI et al., 2001) dado que las concentraciones de este metal en el área de estudio (MICÓ et al, 2006; PERIS et al., 2008) son similares a los de esas áreas, la realización de una mayor investigación en otras áreas agrícolas de esta región con más suelos y cultivos (incluyendo también cultivos no acumuladores) podría mejorar las bases para proponer unos estándares de calidad del suelo adecuados para proteger de forma efectiva los ecosistema y la salud humana, como propone la Estrategia Temática Europea de Protección del Suelo (EC, 2002).

6. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este trabajo incrementan el conocimiento del efecto y transferencia del Zn desde el suelo a un cultivo acumulador (lechuga) en suelos de la Comunidad Valenciana, que es un área representativa de la Región Mediterránea Europea. Estos resultados llevan a la conclusión de que el estándar de calidad del suelo para declarar un suelo como contaminado, es decir, superar en 100 veces la concentración equivalente al valor de referencia del Zn para los suelos estudiados, establecido por la legislación nacional a través del Real decreto 9/2005 no parece valido para los suelos ensayados ni desde el punto de vista del efecto sobre el crecimiento del

cultivo ni desde el punto de vista de la acumulación del metal en la parte comestible de la planta. Los resultados parecen indicar que el estándar de calidad de Zn aplicable puede variar dependiendo de las propiedades del suelo. Específicamente, el contenido en materia orgánica, la salinidad y la textura son propiedades edáficas relevantes a considerar para proponer estándares realistas de calidad del suelo para el Zn. Una mayor investigación en otras áreas agrícolas de la Región Mediterránea Europea considerando otros suelos y cultivos (incluyendo cultivos no-acumuladores) podría mejorar las bases para proponer estándares adecuados de calidad del suelo.

7. Agradecimientos

Los autores agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación la financiación del proyecto CGL-2006-07250/BTE, en el marco del cual se ha desarrollado el presente trabajo.

8. Bibliografía

ADRIANO, D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments. Biochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. Springer-Verlag. New York.

BOE. 2005. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la Relación de Actividades Potencialmente Contaminantes del Suelo y los Criterios y Estándares para la Declaración de Suelos Contaminados. Boletín Oficial del Estado de 18 de enero. Madrid.

BOLUDA, R., ERRECALDE, M.F., FARRÉ, R., LAGARDA, M.J., 1993. Determination of total content and extractable fraction of cadmium, zinc, cobalt, copper, nickel and lead in soils by atomic absorption spectrometry. Study of a method. En: Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS): Actas del XII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Tomo I. 179-189. Salamanca.

CUADRADO, C., KUMPULAINEN, J., MOREIRAS, O., 1995. Contaminants and nutrients in total diets in Spain. *Eur J Clin Nutr* 49, 767-778

EC. 2002. Communication of 16 April 2002 from the Commission to the Council, the European Parliament, The Economic and the Social Committee and the Committee of the Regions: Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. European Commission. Brussels

FACCHINELLI, A., SACCHI, E., MALLEN, L., 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environ Poll* 114, 313–324

HAANSTRA, L., DOELMAN, P., OUDE VOSHAAR, J.H., 1985. The use of sigmoidal dose response curves in soil ecotoxicological search. *Plant Soil* 84, 293-297

KHOSHGOFTAR, A.H., SHARIATMADARI, H., KARIMIAN, N., KALBASI, M., VAN DER ZEE, S., PARKER, DR., 2004. Salinity and zinc application effects on phytoavailability of cadmium and zinc. *Soil Sci Soc Am J* 68, 1885-1889

MAPA. 1994. Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para riegos. Tomo III. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

McLAUGHLIN, M.J., HAMON, R.E., McLAREN, R.G., SPEIR, T.W., ROGERS, S.L., 2000. Review: A bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australia and New Zeland. *Aust J Soil Res* 38,1037-1086

MICÓ C., 2005. Estudio de metales pesados en suelos con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. Tesis Doctoral. Universitat de València. Valencia.

MICÓ, C., RECATALÁ, L., PERIS, M., SÁNCHEZ, J., 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere* 65, 863-872

MICÓ, C., LI, H.F., ZHAO, F.J., McGRATH, S.P. 2008. Use of Co speciation and soil properties to explain variation in Co toxicity to root growth of barley (Hordeum vulgare L.) in different soils. *Environ Poll* 156, 883-890

OECD, 2006. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Section 2: Effects on Biotic Systems Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. Oorganization for Economic Cooperation and Development.

PÉREZ, C., MARTÍNEZ, M.J., VIDAL, J., NAVARRO, C., 2002. Proposed reference values for heavy metals in Calcaric Fluvisols of the Huerta de Murcia (SE Spain). En: Faz, A., Ortiz, R., Mermut, A.R., (eds.): Proceedings of the International Symposium on Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions. 495-496. Cartagena, Murcia.

PERIS M., 2005. Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de Castellón. Tesis Doctoral. Universitat de València. Valencia.

PERIS, M., RECATALÁ, L., MICÓ, C., SÁNCHEZ, R., SÁNCHEZ, J., 2008. Increasing the Knowledge of Heavy Metal Contents and Sources in Agricultural Soils of the European Mediterranean Region. *Water Air Soil Poll* 192, 25-37

RECATALÁ, L., MICÓ, C., PERIS, M., SÁEZ, E., SÁNCHEZ, J., 2002. Analysis of Heavy Metals in Mediterranean Soils (Alicante, Spain) for Soil Quality Policy Making. En: Faz, A., Ortiz, R., Mermut, AR., (eds.): Proceedings of the International Symposium on Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions. 318-320. Cartagena, Murcia.

ROIG, A. F., LÓPEZ, F. J., SERRANO, R., HERNÁNDEZ, F., 1997. An assessment of heavy metals and boron contamination in workplace atmospheres from ceramic factories. *Sci Total Environ*, 201, 225–234.

ROSS, S.M., 1994. Toxic Metals in Soil-Plant Systems. John Wiley & Sons. ChisChester.

SÁNCHEZ, J., RECATALÁ, L., MICÓ, C., PERIS, M. 2004. Contenido de metales pesados en suelos agrícolas y su influencia en cultivos hortícolas. Informe Anual de

Proyecto. CIDE-Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana). Valencia.

USEPA. 1996. Method 3052. Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices. Revision 0. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). Washington D.C.

USEPA. 1998. Method 3051A. Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils and Oils. Revision 1. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). Washington D.C.

Soil chemical changes in a fluvisol irrigated with a drip system using different saline water and nitrogen gradients.

CASTANHEIRA, N.[2], PRAZERES, A.[1], MARTINS, J.[1], PIRES, F.[1], RAMOS, T.[1], GONÇALVES, M.C.[1].

[1] UIARN-Oeiras, L-INIA, INRB-IP, Quinta do Marquês, Av. da República, 2784-505, Oeiras, Portugal; *acoprazeres@hotmail.com*
[2] Dep. Eng. Rural, Universidade de Évora, Pólo da Mitra, Apartado 94, 7000-554, Évora, Portugal; *nlsc@uevora.pt*

Abstract
To assess the evolution of some soil chemical properties, an experiment was carried out during 3 years (2007-2009), in a Eutric Fluvisol situated in Alvalade (Alentejo). During this period a *Sorghum bicolor* crop was irrigated by a drip irrigation system (Triple Emitter Source) powered by 3 sources of water: saline water, irrigation water and water with N fertilizer. The distribution of different amounts of these 3 water sources generated salinity and N fertilizer gradients, in a total of 12 treatments. The N gradient decreased from group I to group IV, and each group was divided into 3 treatment areas: A, B and C, with Na gradient decreasing from A to C.
Using this experimental setup, soil chemical changes were monitored during 3 years in samples collected at 0-20 and 40-60 cm depth, twice a year, before and after the crop season. Soil samples were analysed regarding to pH, electrical conductivity (EC), N-NO_3^-, N-NH_4^+, soluble and exchangeable cations (Na, Ca, Mg, K) and cation exchange capacity (CEC). The most important result concerned the decreased concentrations of nitrate-N in all treatments at the end of the experiment, indicating a long term risk of groundwater contamination.

.

Keywords
Nitrates leaching, salinity, Triple Emitter Source, *Sorghum bicolor*.

1. Introduction

Inefficiencies in water and fertilizer use and the increased need to use poor quality waters to irrigate are concerns in irrigated agriculture. Irrigation with low quality waters is considered an alternative in regions with decreasing supply of good quality waters. However the irrigation management must be done carefully and the impact on soil and environmental quality has to be well known.

The Alentejo region presents a semi-arid clima or dry sub-humid. The semi-arid zones present the lower values for the anual hydric superavit, and as a consequence a minor possibility of effective soil leaching in result of the winter-autumn rainfall. The conjugation of the described factors with the use of poor quality irrigation waters can cause adverse impacts in soils and crops. The excessive accumulation of sodium (Na) in the soil causes several adverse phenomena, such as changes in exchangeable ions, soil pH alterations, destabilization of soil structure, deterioration of soil hydraulic properties, and increased susceptibility to crusting, runoff, erosion, aeration, and osmotic specific ion effects on plants (Keren, 2000, Qadir *et al.*, 2002).

Serious imbalances in plant nutrition usually occur in sodic soils, which may range from deficiencies of several nutrients to high levels of Na. The structural changes and nutrient constraints in such soils ultimately affect crop growth and yield. The main feature that verifies the extent of adverse effects of Na on soil properties is the electrolyte concentration in the soil solution.

In addition to salinity problems, the use of excessive N fertilizers can cause additional inconveniences, particularly as $N\text{-}NO_3^-$ concerns, since the frequent irrigation and over-irrigation practices elevates nitrates in groundwater and surface water. Nitrate leaching potential depends on soil properties, crops, irrigation methods, management practices and climatic parameters. In the rooting zone nitrogen is important for satisfactory plant growth and yield, but once it has moved below this layer it will no longer contribute to crop production representing a contaminant species to both surface and subsurface water resources, that contaminates drinking water supplies and enhances eutrophication of surface waters, causing environmental and public health problems.

To evaluate the combined effects of saline water and N fertilizer application, an irrigation system based in the Triple Emitter Source (TES) developed by Malach *et al*. 1995, 1996, was installed in Alvalade-Sado, during a 3 year period. This drip irrigation system allows the use of different salinity and N fertilizer water gradients in small experimental plots, reducing pollution and research expenses.

2. Objectives

The aim of the present study is to evaluate the impact of irrigation waters with different salinity and N fertilizer gradients in soil chemical properties. A Eutric Fluvisol, situated in Alvalade-Sado (Alentejo), was cultivated with sorghum during a three years experiment. To assess the Fluvisol chemical changes, time series of pH, electrical conductivity (EC), $N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NH_4^+$, soluble and exchangeable cations (Na, Ca, Mg, K) and cation exchange capacity (CEC) were determined in soil samples collected before and after the irrigation cycle.

3. Material and Methods

The experiment was performed in Alvalade Experimental Station, Alvalade do Sado (AS), Portugal (37º 56' 48'' N and 8º 23' 40'' W). The soil of the experimental area was classified as Eutric Fluvisol (WRB, 2006), and the main characteristics of the soil profile are reported in Table 1.

Between 2005-2007 a *Zea Mays* crop was installed in this soil and after this period three alternate cycles of *Sorghum bicolor* crop where grown during 3 years (2007-2009) in a 200 m^2 plot. Every year, during the irrigation season (June-September), saline and nitrogen water at different concentrations were applied through irrigation. The collective effect of salinity and N fertilizer was evaluated by combining three salinity levels with four N levels in the irrigation water, totalizing 12 treatments. The trickle emitter source (TES) (Beltrão *et al.,* 2002) consists in a three trickle laterals connected together in order to form a triple joint lateral. Two of them and their emitters are connected to two tanks of stock solutions, one containing commercial salt as NaCl

(ISw-irrigation salt water) and the other with NH_4NO_3 (INw-irrigation N water). The third lateral contains only fresh water (IFw-irrigation fresh water).

The emitters of the two solution lines have different and varying discharges to obtain several mixings of the two stock solutions. The third line is necessary to obtain constant water application rates for each trickling point along the lateral The three sources of water together supply a constant amount of 18 L/h in each irrigation spot and per linear meter of the crop. The layout scheme and the spatial distribution of the experimental plots are shown in

Table ***2***.

Table 1 Soil Chemical and physical traits of AS experimental field at different soil depth

		Soil depths (cm)		
		0-30	30-75	75-160
Texture		Loam	Silt Loam	Loam
coarse sand	%	8.3	6.5	5.8
fine sand	%	52.4	46.2	42.0
silt	%	26.3	29.3	27.6
clay	%	13.0	18.0	24.6
Parameters	Units			
Organic Matter	g kg^{-1}	26.46	17.30	11.69
EC	dS m^{-1}	0.42	1.22	0.96
pH	H_2O	7.00	7.13	7.33
$Na_{sol.}$		0.083	0.204	0.163
$Ca_{sol.}$		0.023	0.094	0.083
$Mg_{sol.}$		0.016	0.07	0.071
$K_{sol.}$	$cmol_{(c)}kg$	0.008	0.003	0.002
$Na_{ext.}$		0.363	0.533	0.508
$Ca_{ext.}$		6.000	6.950	6.700
$Mg_{ext.}$		1.85	2.35	3.25
$K_{ext.}$		0.45	0.24	0.16
CEC	$cmol_{(c)}kg$	13.59	15.64	16.01
N total	g kg^{-1}	1.15	0.92	0.26
NO_3-N	mg kg^{-1}	3.87	4.02	4.30
NH_4-N		n.d.	n.d.	n.d.

n.d. - not determinate

Table 2 Experimental discharge combinations of treatments installed in AS

		ISw	**INw**	**IFw**		**ISw**	**INw**	**IFw**		**ISw**	**INw**	**IFw**		**ISw**	**INw**	**IFw**
TREATMENTS	**IA**	12	6	0	**IIA**	12	4	2	**IIIA**	12	2	4	**IVA**	12	0	6
		12	6	0		12	4	2		12	2	4		12	0	6
		12	6	0		12	4	2		12	2	4		12	0	6
	IB	6	6	6	**IIB**	6	4	8	**IIIB**	6	2	10	**IVB**	6	0	12
		6	6	6		6	4	8		6	2	10		6	0	12
		6	6	6		6	4	8		6	2	10		6	0	12
	IC	0	6	12	**IIC**	0	4	14	**IIIC**	0	2	16	**IVC**	0	0	18
		0	6	12		0	4	14		0	2	16		0	0	18
		0	6	12		0	4	14		0	2	16		0	0	18
		18 L/h				**18 L/h**				**18 L/h**				**18 L/h**		

ISw (irrigation water+salt), INw (irrigation water+fertilizer), IFw (irrigation fresh water)

To study the long term effects of salinity and N fertilizer irrigation water, the experimental set-up and the induced gradients of ISw, INw and IFw were assigned throughout 3 years to the same plots. Therefore, the effects of salt and N fertilizer possibly accumulating in the soil could be assessed. The four levels of N fertilization

were prepared considering the input of N for crop growing of 250 kg/ha. In treatment IA-C 100% of these needs were addressed, in treatment IIA-C was applied 180 kg/ha, in treatment IIIA-C only 90 kg/ha and in IVA-C no N was added. The amounts of NaCl and N added during the irrigation seasons of 2007-2009 are expressed in Table 3.

The total of water applied in the irrigation cycles was 425, 530 and 550 mm in 2007, 2008 and 2009, respectively.

Table 3 Salt and N fertilizer applied in the soil during 2007-2009

	2007	2008	2009	2007	2008	2009
Treatments	**NaCl (g m^{-2})**			**N (g m^{-2})**		
IA	706.9	590.1	1169.0	30.4	26.4	24.0
IB	382.0	327.9	663.4	30.4	26.4	24.0
IC	60.0	70.2	163.8	30.4	26.4	24.0
IIA	706.9	590.1	1169.0	20.3	17.6	16.0
IIB	382.0	327.9	663.4	20.3	17.6	16.0
IIC	60.0	70.2	163.8	20.3	17.6	16.0
IIIA	706.9	590.1	1169.0	10.1	8.8	8.0
IIIB	382.0	327.9	663.4	10.1	8.8	8.0
IIIC	60.0	70.2	163.8	10.1	8.8	8.0
IVA	706.9	590.1	1169.0	0.0	0.0	0.0
IVB	382.0	327.9	663.4	0.0	0.0	0.0
IVC	60.0	70.2	163.8	0.0	0.0	0.0

The temporal evolution of soil chemical properties were monitored, using soil samples collected before and after the irrigation cycle at different soil depths (20 and 60 cm) in all treatments (Table 1). In the liquid phase of soil saturation extract (RICHARDS, 1954), the pH (H_2O), the electrical conductivity (EC), the inorganic nitrogen ($N\text{–}NO_3^-$ and $N\text{-}NH_4^+$), the soluble and extractable cations (Na, Ca, Mg and K) were analysed. The concentration of soluble cations was determined by atomic absorption spectrometry (AAS). The extractable cations were obtained by the Bascomb method and their concentration measure by AAS. The $N\text{–}NO_3^-$ and $N\text{-}NH_4^+$ concentration were analysed and read colorimetrically in an automated segmented flow analyser, using the cadmium reduction method to quantify nitrate-N (HENDRIKSEN y SELMER-OLSEN, 1970) and the modified Berthelot reaction to quantify amoniacal-N (SEARLE, 1984).

Statistical analyses

The time series of soil chemical data were statistically analysed using Statistica6.0 software, StatSoft, Inc. (2003). Statistically significant differences were assessed between soil chemical parameters in all treatments and where differences between treatments were significant, means were separated using the Schefeé test with the p-level set at $P<0.05$.

4. Results

Table 4 presents the main chemical analytical parameters of the irrigation waters quality used during May-September irrigation seasons (2007-2009).

Table 4 Average chemical parameters of the saline (ISw), fertilized (INw) and fresh irrigation water (IFw) in 2007-2009 in AS.

	Unit	IFw	ISw	INw
pH (H_2O)		8.05	7.90	7.74
EC	dS m^{-1}	0.94	4.97	5.6
Na	meq L^{-1}	1.8	51.71	2.02
Ca	meq L^{-1}	2.8	2.21	1.57
Mg	meq L^{-1}	1.1	1.59	0.76
K	meq L^{-1}	0.09	0.15	0.07
N	mg L^{-1}	0.02	0.04	55
Cl	$mmol_{(c)}$ L^{-1}	1.7	60.27	3.32
SAR	meq L^{-1} ^{0,5}	1.5	38.70	1.88

During irrigation season, the irrigation waters infiltrates and blendes with pre-existing soil solution. The measured concentration of the soluble ($Na_{sol.}$,$Ca_{sol.}$,$Mg_{sol.}$,$K_{sol.}$), extractable cations ($Na_{ext.}$,$Ca_{ext.}$,$Mg_{ext.}$,$K_{ext.}$), EC, N-NO_3^- and N-NH_4^+ evaluated in soil, at 20 and 60 cm depths, are expressed in tables 5 to 12.

Table 5 Average chemical parameters of extractable and soluble cations (Na, Ca, Mg, K), EC, N-NO_3^- and N-NH_4^+ at 20 cm depth of treatments IA, IB and IC (2007-2009).

Date/ Treat.	Na ext.	Ca ext.	Mg ext.	K ext.	Na sol.	Ca sol.	Mg sol.	K sol.	EC	N-NO_3^-	N-NH_4^+
	cmol(c) kg^{-1}				cmol(c) kg^{-1}				dS m^{-1}	mg kg^{-1}	
May07 **IA**	2.53 **j**	5.25 **fg**	1.73 **g**	0.55 **k** 0.41 **hi** 0.49 **j**	0.62 **d**	0.04**b**	0.03 **a** 0.22 **e**	0.55 **k** 0.31 **cd** 0.38 **fgh**	2.42 **i**	4.35 **c**	4.08 **o**
Sep07 **IA**	2.88 **l**	5.35 **i**	2.28 **j**	0.31 **cd**	1.80 **k**	0.31 **e**	0.09	0.27 **bc**	6.58 **q**	64.40 **n**	3.65 **m**
May08 **IA**	2.37 **i**	4.83 **c**	1.57 **de**	0.37**efg**	1.67 **j**	0.14 **c**	**bc**	0.52 **jk**	6.00 **m**	3.96 **m**	0.23 **b**
Sep08 **IA**	3.18 **n**	4.80 **c**	2.48 **k**	0.43 **i**	1.89 **l**	0.22 **d**	0.18 **d**	0.33 **de**	6.42 **o**	18.29 **g**	0.26 **c**
May09 **IA**	2.74 **k**	5.30 **h**	1.94 **h**		1.43 **i**	0.08 **ab**	0.04 **a**		3.83 **k**	25.02 **j**	1.31 **i**
Sep09 **IA**	3.05 **m**	4.28 **a**	1.95 **h**	0.38 **fgh**	1.98**m**	0.20 **d**	0.11 **c**	0.41 **ih**	6.92 **r**	92.25 **o**	1.00 **g**
May07 **IB**	1.72 **g**	6.28**m**	1.38 **c**	0.34 **def**	0.57 **cd**	0.07 **ab**	0.05 **a**	0.37 efg	2.28 **h**	2.83 **b**	3.65 **m**
Sep07 **IB**	1.66 **g**	5.88 **l**	1.25 **a**			0.37 **f**	0.24 **ef**	0.34	4.62 **l**	104.50 **p**	1.70 **j**
May08 **IB**	0.94 **d**	4.60 **b**	1.38 **c**	0.40 **ghi**	1.09 **g**	0.04 **a**	0.02 **a**	**def**	1.16 **e**	8.72 **d**	0.29 **d**
Sep08 **IB**	1.68 **g**	5.13 **e**	1.60 **ef**	0.27 **bc**	0.36 **b**	0.13 **c**	0.10 **c**	0.22 **a**	3.59 **j**	24.74 **i**	0.18 **a**
May09 **IB**	1.38 **f**	5.28**gh**	1.63 **f**	0.22 **a**	0.87 **f**	0.04 **a**	0.02 **a**	0.39 **ghi**	1.42 **f**	22.32 **h**	1.31 **i**
Sep09 **IB**	2.07 **h**	5.50 **k**	1.30 **b**	0.24 **ab**	0.53 **c**	0.42 **g**	0.28 **f**		6.21 **n**	121.55 **q**	1.81 **k**
May07 **IC**	0.44 **a**	5.23 **f**	1.60**ef**		1.26 **h**	0.04 **a**	0.02 **a**	0.39 **gh**i	0.69 a	0.75 **a**	8.15 **p**
Sep07 **IC**	0.52 **ab**	5.43 **j**	1.61 **f**	0.52 **jk**	0.16 **a**	0.09 **bc**	0.05 **ab**		0.96 d	10.60 **e**	1.10 **h**
May08 **IC**	0.68 **c**	4.98 **d**	1.61 **f**	0.39 **ghi**	0.16 **a**	0.06 **ab**	0.04 **a**	0.49 **j**	0.95 c	12.20 **f**	0.55 **f**
Sep08 **IC**	0.54 **b**	4.60 **b**	1.55 **d**	0.48 **j**	0.19 **a**	0.05 **ab**	0.04 **a**	0.43 **i**	1.53 g	25.51 **k**	0.39 **e**
May09 **IC**	1.03 **e**	5.30 **h**	2.10 **i**	0.33 **ed**	0.18 **a**	0.06 **ab**	0.04 **a**	0.40 **ghi**	0.78 b	34.90 **l**	1.82 **l**
Sep09 **IC**	0.76 **c**	5.15 **e**	1.98 **h**	0.39 **ghi** 0.48 **j**	0.16 **a** 0.69 **e**	0.80 **h**	0.03 **a** 0.56 **g**	0.24 **ab** 0.48 **j** 0.48 **j**	1.53 g	218.25 **r**	0.07 **n**

Same letters in the column mean that there is no significant difference between the treatments per P<0,05 at Schefeé test

Table 6 Average chemical parameters of extractable and soluble cations (Na, Ca, Mg, K), EC, N-NO_3^- and N-NH_4^+ at 20 cm depth of treatments IIA, IIB and IIC (2007-2009).

Date/ Treat.	Na ext.	Ca ext.	Mg ext.	K ext.	Na sol.	Ca sol.	Mg sol.	K sol.	EC	N-NO_3^-	N-NH_4^+
	cmol(c) kg^{-1}				cmol(c) kg^{-1}				dS m^{-1}	mg kg^{-1}	
May07 **IIA**	2.44 **q**	5.00**g**	1.80 **k**	0.49 **q**	1.08 **m**	0.08 **h**	0.06 **f**	0.49 **q**	4.06 **n**	2.28 **d**	7.08 **o**
Sep07 **IIA**	2.33 **p**	4.58**a**	1.53 **d**	0.26 **f**	1.32 **p**	0.15**mn**	0.08 **g**	0.26 **f**	3.71**m**	1.66 **c**	0.35 **f**
May08 **IIA**	2.15 **n**	5.78**m**	0.13 **a**	0.32 **k**	0.74 **j**	0.06 **f**	0.03 **c**	0.32 **k**	4.72 **q**	7.19 **n**	0.20 **b**
Sep08 **IIA**	2.75 **r**	4.93 **f**	1.55 **f**	0.24 **d**	1.19 **n**	0.13 **l**	0.10 **i**	0.24 **d**	2.92 **k**	25.35 **h**	0.50 **h**
May09 **IIA**	2.05**m**	4.58 **a**	1.46 **c**	0.41 **p**	0.60 **h**	0.03 **c**	0.01 **a**	0.41 **p**	2.09 **i**	11.66 **i**	1.44 **j**
Sep09 **IIA**	2.23 **o**	4.70 **d**	1.75 **i**	0.33**l**	1.31 **o**	0.09 **i**	0.05 **e**	0.33 **l**	4.23 **o**	36.03 **q**	1.78 **k**
May07 **IIB**	1.68 **j**	6.00 **n**	2.40 **r**	0.39 **o**	0.70**m**	0.07 **m**	0.12 **j**	0.39 **o**	4.37 **p**	1.20 **b**	2.05 **m**
Sep07 **IIB**	1.78 **l**	5.40 **j**	1.81**l**	0.22 **c**	1.19 **i**	0.15 **g**	0.03 **d**	0.22 c	2.31 **j**	12.30 **j**	0.20 **b**
May08 **IIB**	1.11 **f**	6.08 **o**	1.05 **b**	0.28**g**	0.49 **g**	0.05 **e**	0.03 **c**	0.28 **g**	1.78 **h**	1.06 **f**	0.27 **c**
Sep08 **IIB**	1.74 **k**	5.33 **i**	1.73 **h**	0.18 **a**	0.88 **k**	0.10 **j**	0.08 **g**	0.18 **a**	2.92 **k**	3.99 **a**	0.34 **e**
May09 **IIB**	1.19 **g**	4.63 **c**	1.63 **g**	0.36 **n**	0.36 **f**	0.03 **b**	0.01 **a**	0.36 **n**	1.26 **f**	14.30 **k**	1.16 **i**
Sep09 **IIB**	1.41 **i**	4.58 **a**	1.85 **m**	0.26 **f**	1.04 **l**	0.15 **n**	0.09 **h**	0.26 **f**	3.64 **l**	41.30 **r**	2.26 **n**
May07 **IIC**	0.76 **c**	4.60 **b**	1.46 **c**	0.35**m**	0.18 **c**	0.02 **a**	0.01 **a**	0.35**m**	0.72 **c**	2.45 **e**	7.13 **p**
Sep07 **IIC**	1.28 **h**	5.48 **k**	2.11 **o**	0.30 **i**	0.27 **e**	0.06 **f**	0.02 **b**	0.30 **i**	1.13 **d**	18.70 **l**	0.20 **b**
May08 **IIC**	0.70 **d**	6.30 **q**	2.03 **n**	0.26 **e**	0.16 **a**	0.04 **cd**	0.02 **b**	0.26 **e**	0.70 **b**	4.27 **g**	0.10 **a**
Sep08 **IIC**	0.98 **b**	5.55 **l**	1.78 **j**	0.20 **b**	0.23 **d**	0.04 **ed**	0.03 **cd**	0.20 **b**	1.24 **e**	22.36 **m**	0.43 **g**
May09 **IIC**	0.29 **a**	4.83 **e**	1.54 **e**	0.29 **h**	0.17 **b**	0.04 **cd**	0.02 **b**	0.29 **h**	0.50 **a**	26.54 **o**	0.31 **d**
Sep09 **IIC**	1.08 **e**	5.03 **h**	2.15**q**	0.31 **j**	0.44 **f**	0.12 **k**	0.12 **k**	0.31 **j**	1.73 **g**	35.05**p**	1.86 **l**

Same letters in the column mean that there is no significant difference between the treatments per P<0,05 at Schefeé test

Table 7 Average chemical parameters of extractable and soluble cations (Na, Ca, Mg, K), EC, N-NO_3^- and N-NH_4^+ at 20 cm depth of treatments IIIA, IIIB and IIIC (2007-2009).

Date/ Treat.	Na ext.	Ca ext.	Mg ext.	K ext.	Na sol.	Ca sol.	Mg sol.	K sol.	EC	N-NO_3^-	N-NH_4^+
	cmol(c) kg^{-1}				cmol(c) kg^{-1}				dS m^{-1}	mg kg^{-1}	
May07 **IIIA**	2.35 **o**	6.00 **n**	1.80 **h**	0.44 **p**	0.66 **k**	0.04 **c**	0.02**cd**	0.44 **o**	2.83 **l**	1.65 **b**	3.75 **o**
Sep07 **IIIA**	2.63 **p**	5.18 **e**	1.80 **h**	0.34 **i**	1.19 **p**	0.09 **h**	0.04 **f**	0.34 **i**	4.23 **p**	10.60 **k**	0.20 **a**
May08 **IIIA**	1.75 **j**	4.68 **b**	1.20 **a**	0.30 **f**	0.47 **g**	0.03 **a**	0.01**ab**	0.30 **f**	1.72 **f**	3.86 **g**	1.14 **h**
Sep08 **IIIA**	2.63 **p**	4.9 **c**	1.53 **e**	0.22 **b**	1.09 **o**	0.12 **j**	0.09 **j**	0.22 **b**	3.57 **o**	2.23 **e**	0.46 **d**
May09 **IIIA**	2.34 **n**	5.75 **l**	1.40 **d**	0.40 **l**	0.65 **j**	0.03 **a**	0.01**a**	0.40 **k**	2.37 **j**	13.90 **n**	2.09 **l**
Sep09 **IIIA**	3.10 **q**	5.03 **d**	1.98 **k**	0.32 **g**	2.19 **q**	0.14 **l**	0.07 **i**	0.32 **g**	6.55 **r**	21.14 **o**	2.74 **n**
May07 **IIIB**	1.69 **i**	6.70 **p**	1.37 **c**	0.42 **m**	0.61 **i**	0.04 **b**	0.02 **c**	0.42 **l**	2.31 **i**	3.78 **f**	4.00 **p**
Sep07 **IIIB**	2.00 **l**	5.40 **h**	2.08 **m**	0.38 **k**	0.96 **n**	0.13 **k**	0.06 **h**	0.38 **j**	3.27 **n**	9.65 **j**	0.20 **a**
May08 **IIIB**	1.29 **g**	5.28 **g**	1.95 **j**	0.32 **g**	0.27 **c**	0.04 **ab**	0.01 **ab**	0.32 **g**	0.95 **c**	1.43 **h**	0.26 **b**
Sep08 **IIIB**	1.98 **k**	5.23 **f**	1.65 **g**	0.20 **a**	0.76 **l**	0.08 **fh**	0.06 **ih**	0.20 **a**	2.52 **k**	5.39 **a**	0.50 **e**
May09 **IIIB**	1.39 **m**	5.28 **g**	1.58 **f**	0.42 **mn**	0.87 **p**	0.07 **e**	0.04 **i**	0.42 l**m**	4.47 **q**	6.44 **i**	0.92 **g**
Sep09 **IIB**	2.00 **h**	4.93 **c**	1.98 **k**	0.26 **c**	1.19 **m**	0.09 **g**	0.07 **f**	0.26 **c**	2.98 **m**	32.56 **r**	2.53**m**
May07 **IIIC**	1.28 **f**	4.33 **a**	1.34 **b**	0.33 **h**	0.46 **f**	0.05 **d**	0.03 **d**	0.33 **h**	1.95 **h**	2.18 **d**	1.50 **i**
Sep07 **IIIC**	0.94 **d**	5.65 **i**	2.09 **n**	0.29 **e**	0.37 **e**	0.09 **h**	0.05 **g**	0.29 **e**	1.66 **e**	12.80 **m**	0.20 **a**
May08 **IIIC**	0.68 **a**	5.78**m**	2.10 **o**	0.36 **j**	0.18 **a**	0.05 **d**	0.04 **e**	0.36 **i**	0.86 **b**	12.33 **l**	0.36 **c**
Sep08 **IIIC**	0.90 **c**	6.03 **o**	1.93 **i**	0.27 **d**	0.29 **d**	0.03 **a**	0.03 **cd**	0.27 **d**	0.99 **d**	1.77 **c**	0.50 **f**
May09 **IIIC**	0.78 **b**	5.73 **k**	2.06 **l**	0.42 **o**	0.20 **b**	0.04 **bc**	0.02 **b**	0.42 **n**	0.67 **a**	26.58**p**	1.51 **j**
Sep09 **IIIC**	1.21 **e**	5.70 **j**	2.60 **p**	0.29 **e**	0.54 **h**	0.11 **i**	0.09 **j**	0.29 **e**	1.78 **g**	27.75**q**	2.03 **k**

Same letters in the column mean that there is no significant difference between the treatments per P<0,05 at Schefeé test

Table 8 Average chemical parameters of extractable and soluble cations (Na, Ca, Mg, K), E.C., N-NO_3^- and N-NH_4^+ at 20 cm depth of treatments IVA, IVB and IVC (2007-2009).

Date/ Treat.	Na ext.	Ca ext.	Mg ext.	K ext.	Na sol.	Ca sol.	Mg sol.	K sol.	EC	N-NO_3^-	N-NH_4^+
	cmol(c) kg^{-1}				cmol(c) kg^{-1}				dS m^{-1}	mg kg^{-1}	
May07 **IVA**	2.14 **l**	6.35 **p**	2.13 **o**	0.41 **j**	0.92**m**	0.04 **c**	0.02 **b**	0.41 **h**	3.20 **def**	3.50 **k**	2.95 **n**
Sep07 **IVA**	2.33 **j**	3.88 **a**	1.10 **a**	0.48 **o**	1.23 **n**	0.09 **g**	0.03 **c**	0.48 **m**	3.41 **def**	6.70 **m**	0.20 **a**
May08 **IVA**	2.19 **k**	5.00 **e**	1.55 **g**	0.35 **f**	0.90 **l**	0.07 **f**	0.04 **d**	0.35 **e**	3.73 **ef**	1.47 **f**	0.73 **g**
Sep08 **IVA**	2.56 **n**	4.60 **d**	1.33 **e**	0.30 **b**	2.27 **r**	0.26 **k**	0.20 **c**	0.30 **b**	7.66 **h**	0.81 **d**	0.28 **b**
May09 **IVA**	2.59 **o**	5.20 **g**	1.55 **g**	0.51 **p**	0.60 **h**	0.03 **ab**	0.01 **a**	0.51 **n**	2.07 **bc**	0.00 **a**	1.78 **j**
Sep09 **IVA**	2.63 **p**	5.00 **e**	1.83 **j**	0.41 **j**	1.91 **p**	0.11 **i**	0.08 **g**	0.41 **h**	5.67 **g**	16.26**p**	2.20 **k**
May07 **IVB**	1.41 **f**	5.78 **k**	1.16 **c**	0.44 **l**	0.53 **g**		0.03**bc**	0.44 **j**	2.56 **cde**	2.18 **g**	3.25 **o**
Sep07 **IVB**	1.53 **g**	3.90 **b**	1.15 **b**	0.4 **m**	0.81 **k**	0.07 **f**	0.05**d**	0.45 **k**	2.74 **cde**	1.32 **e**	0.20 **a**
May08 **IVB**	0.95 **b**	5.85 **l**	2.18 **p**	0.33 **e**	0.34 **f**	0.10 **h**	0.01**a**	0.33 **d**	1.03 **a**	3.31 **j**	0.44 **c**
Sep08 **IVB**	2.83 **q**	5.13 **f**	1.63 **h**	0.30**cd**	2.13 **q**	0.03**ab**	0.19**h**	0.30 **bc**	7.11 **h**	5.77 **l**	1.33 **i**
May09 **IVB**	1.19 **d**	5.65 **j**	1.51 **f**	0.46 **n**	0.33 **e**	0.24 **j**	0.01**a**	0.46 **l**	0.86 **a**	0.00 **a**	2.52 **m**
Sep09 **IVB**	2.51**m**	5.48 **h**	2.08 **n**	0.36 **g**	1.33 **o**	0.03 **a**	0.05**e**	0.36 **f**	3.94 **f**	10.52**n**	0.64 **e**
May07 **IVC**	1.99 **i**	5.13 **f**	1.64 **i**	0.41 **i**	0.70 **j**	0.07 **f**	0.03**c**	0.41 **g**	2.73 **cde**	0.50 **c**	8.65 **q**
Sep07 **IVC**	0.95 **b**	4.58 **c**	1.30 **d**	0.42**k**	0.26 **c**	0.06 **e**	0.03**c**	0.42 **i**	0.98 **a**	3.23 **i**	0.62 **d**
May08 **IVC**	1.60 **h**	6.00 **n**	1.93**m**	0.39 **h**	0.31 **d**	0.04 **c**	0.03**c**	0.39 **f**	1.14 **ab**	15.99**o**	0.68 **f**
Sep08 **IVC**	1.23 **e**	5.90 **m**	1.85 **k**	0.30 **d**	0.65 **i**	0.05 **d**	0.07**f**	0.30 **c**	2.50 **cd**	0.00 **a**	2.28 **l**
May09 **IVC**	0.7 **a**	6.23 **o**	1.86 **l**	0.51 **p**	0.25 **b**	0.08 **g**	0.01**a**	0.51 **n**	0.64 **a**	2.42 **h**	0.98 **h**
Sep09 **IVC**	1.10 **c**	5.55 **i**	2.23 **q**	0.24 **a**	0.09 **a**	0.03 **bc** 0.08 **g**	0.07**f**	0.24 **a**	0.54 **a**	0.25 **b**	7.45 **p**

Same letters in the column mean that there is no significant difference between the treatments per P<0,05 at Schefeé test

Table 9 Average chemical parameters of extractable and soluble cations (Na, Ca, Mg, K), EC, N-NO_3^- and N-NH_4^+ at 60 cm depth of treatments IA, IB and IC (2007-2009).

Date/ Treat.	Na ext.	Ca ext.	Mg ext.	K ext.	Na sol.	Ca sol.	Mg sol.	K sol.	EC	N-NO_3^-	N-NH_4^+
	cmol(c) kg^{-1}				cmol(c) kg^{-1}				dS m^{-1}	mg kg^{-1}	
May07 **IA**	2.45**m**	6.20 **l**	2.33 **n**	0.36 **h**	1.14 **m**	0.04 **c**	0.08 **m**	0.36 **h**	5.85 **q**	20.03 **i**	3.03 **o**
Sep07 **IA**	2.48 **n**	5.80 **g**	3.55 **p**	0.30 **e**	1.34 **j**	0.15 **h**	0.24 **h**	0.30 **e**	4.02 **k**	26.25 **l**	1.55 **k**
May08 **IA**	2.48 **n**	6.78 **o**	2.25 **l**	0.31 **f**	1.50 **p**	0.05 **o**	0.14 **n**	0.31 **f**	9.55 **r**	18.14 **h**	0.22 **c**
Sep08 **IA**	2.69 **p**	5.80 **g**	1.95 **f**	0.22 **b**	1.98 **o**	0.18 **i**	0.47 **i**	0.22 **b**	5.31 **o**	17.54 **g**	0.65 **g**
May09 **IA**	2.43 **o**	5.85 **h**	2.05 **h**	0.42 **k**	1.22 **n**	0.24 **l**	0.07 **j**	0.42 **k**	5.69 **p**	36.32 **m**	0.55 **f**
Sep09 **IA**	2.51 **l**	5.53 **b**	1.85 **d**	0.43 **l**	1.43 **l**	0.14 **g**	0.18 **g**	0.43 **l**	4.31**m**	55.65 **n**	1.18 **j**
May07 **IB**	1.68 **h**	6.58 **n**	2.13 **i**	0.35 **g**	1.09 **k**	0.23 **k**	0.15 **i**	0.35 **g**	3.94 **j**	6.48 **c**	3.18 **p**
Sep07 **IB**	2.18 **j**	6.28 **m**	2.45 **o**	0.22 **c**	1.15 **h**	0.31 **n**	0.23 **l**	0.22 **c**	4.21 **l**	63.20 **o**	3.00 **n**
May08 **IB**	1.35 **g**	6.58 **n**	2.20 **k**	0.28 **d**	0.23 **d**	0.04 **d**	0.02 **b**	0.28 **d**	1.11 **d**	0.00 **a**	0.06 **b**
Sep08 **IB**	1.74 **i**	5.73 **e**	2.03 **g**	0.19 **a**	0.63 **g**	0.08 **e**	0.06 **f**	0.19 **a**	2.28 **h**	13.59 **f**	0.40 **e**
May09 **IB**	1.35 **g**	5.75 **f**	1.94 **e**	0.37 **h**	0.36 **e**	0.03**bc**	0.02 **b**	0.37 **h**	1.38 **g**	16.54 **g**	0.69 **g**
Sep09 **IB**	2.36 **k**	4.78 **a**	1.75 **b**	0.42 **k**	1.13 **i**	0.28 **m**	0.19 **k**	0.42 **k**	4.70 **n**	76.95 **q**	2.00 **l**
May07 **IC**	0.76 **d**	6.03 **i**	1.63 **a**	0.39 **i**	0.20 **c**	0.04 **c**	0.02 **b**	0.39 **i**	0.97 **c**	0.55 **b**	6.80 **q**
Sep07 **IC**	0.63 **b**	5.70 **d**	2.15 **j**	0.43 **l**	0.23 **d**	0.10 **f**	0.05 **e**	0.43 **l**	1.23 **f**	24.40 **k**	0.90 **h**
May08 **IC**	0.75 **c**	6.10 **k**	2.03 **g**	0.41 **j**	0.23 **d**	0.05 **d**	0.03 **d**	0.41 **j**	1.17 **e**	13.26 **j**	0.05 **a**
Sep08 **IC**	0.54 **a**	5.65 **c**	1.80 **c**	0.30 **e**	0.13 **a**	0.03**ab**	0.02 **c**	0.30 **e**	0.94 **b**	20.60 **e**	0.30 **d**
May09	0.99 **f**	6.05 **j**	1.80 **c**	0.48 **n**	0.18 **b**	0.03 **a**	0.01**a**	0.48 **n**	0.82 **a**	11.00 **d**	1.01 **i**
	0.80 **e**	5.85 **h**	2.30**m**	0.4**m**	0.59 **f**	0.22 **j**	0.15**i**	0.46 **m**	2.55 **i**	63.25 **p**	2.96 **m**

IC Sep09 **IC**											

Same letters in the column mean that there is no significant difference between the treatments per P<0,05 at Schefeé test

Table 10 Average chemical parameters of extractable and soluble cations (Na, Ca, Mg, K), EC, N-NO_3^- and N-NH_4^+ at 60 cm depth of treatments IIA, IIB and IIC (2007-2009).

Date/ Treat.	Na ext.	Ca ext.	Mg ext.	K ext.	Na sol.	Ca sol.	Mg sol.	K sol.	EC	N-NO_3^-	N-NH_4^+
	cmol(c) kg^{-1}				cmol(c) kg^{-1}				dS m^{-1}	mg kg^{-1}	
May07 **IIA**	2.20 **n**	6.03**m**	2.15 **o**	0.38 **n**	1.21 **n**	0.30 **k**	0.20 **k**	0.38 **n**	5.20 **q**	15.00 **n**	1.00 **l**
Sep07 **IIA**	2.93 **q**	5.83 **l**	2.03 **k**	0.20 **d**	2.12 **o**	0.32 **l**	0.18 **j**	0.20 **d**	5.56 **r**	16.70 **o**	0.20 **c**
May08 **IIA**	2.08 **m**	5.05 **c**	0.85 **a**	0.31 **j**	0.89 **l**	0.14 **j**	0.09 **i**	0.31 **j**	4.63 **p**	2.42 **e**	0.07 **a**
Sep08 **IIA**	2.17 **l**	4.65 **a**	1.48 **b**	0.21 **e**	1.07 **j**	0.10 **i**	0.08 **h**	0.21 **e**	3.13 **m**	2.23 **d**	0.34 **f**
May09 **IIA**	2.26 **o**	5.10 **d**	1.70 **f**	0.35**m**	0.61 **h**	0.03 **b**	0.01 **b**	0.35 **m**	2.41 **j**	9.00 **i**	0.81 **j**
Sep09 **IIA**	2.34 **p**	5.48 **h**	2.08 **l**	0.30 **i**	1.11 **m**	0.11 **i**	0.05 **g**	0.30 **i**	3.99 **n**	40.69 **q**	0.70 **i**
May07 **IIB**	1.75 **i**	5.80 **k**	1.93 **h**	0.33 **l**	0.72 **j**	0.33 **m**	0.01 **l**	0.33 **l**	4.60 **o**	1.30 **a**	7.10 **m**
Sep07 **IIB**	2.00 **k**	5.65 **j**	1.99 **j**	0.16 **b**	0.95 **i**	0.08 **g**	0.04 **e**	0.16 **b**	2.57 **k**	1.40 **b**	0.20 **c**
May08 **IIB**	1.24 **f**	5.28 **e**	1.63 **d**	0.23 **g**	0.50 **f**	0.04 **d**	0.03 **d**	0.23 **g**	1.86 **i**	1.66 **c**	0.07 **a**
Sep08 **IIB**	1.61 **h**	5.53 **i**	1.70 **f**	0.16 **c**	0.49 **e**	0.05 **e**	0.04 **f**	0.16 **c**	1.84 **h**	3.22 **h**	0.14 **b**
May09 **IIB**	1.28 **g**	4.83 **b**	1.50 **c**	0.32 **k**	0.26 **c**	0.02**a**	0.01 **a**	0.32 **k**	0.89 **c**	12.16 **l**	0.40 **g**
Sep09 **IIB**	1.95 **j**	5.45 **g**	2.13 **m**	0.31 **j**	0.98 **k**	0.08 **g**	0.04 **ef**	0.31 **j**	3.06 **l**	26.85 **p**	0.29 **e**
May07 **IIC**	0.84 **a**	5.28 **e**	1.63 **e**	0.21 **f**	0.20 **b**	0.02 **a**	0.01 **a**	0.21 **f**	0.94 **d**	2.88 **f**	9.30 **n**
Sep07 **IIC**	1.45 **g**	6.03 **m**	2.14 **n**	0.14 **a**	0.47 **d**	0.07 **f**	0.03 **d**	0.14 **a**	0.80 **b**	14.84 **m**	0.26 **d**
May08 **IIC**	1.21 **e**	6.13 **o**	1.93 **h**	0.20 **d**	0.26 **c**	0.04 **c**	0.02**b**	0.20 **d**	1.81 **g**	3.04 **j**	0.20 **c**
Sep08 **IIC**	0.88 **c**	5.83 **l**	1.98 **i**	0.14 **a**	0.20 **b**	0.03 **b**	0.02 **c**	0.14 **a**	1.02 **e**	10.10 **g**	0.17 **b**
May09 **IIC**	1.14 **d**	5.43 **f**	1.83 **g**	0.26 **h**	0.17 **a**	0.02 **a**	0.00 **a**	0.26 **h**	0.49 **a**	10.58 **k**	0.88 **k**
Sep09 **IIC**	0.86 **b**	6.10 **n**	2.73 **p**	0.16 **c**	0.53 **g**	0.09 **h**	0.05 **g**	0.16 **c**	1.80 **f**	43.02 **r**	0.50 **h**

Same letters in the column mean that there is no significant difference between the treatments per P<0,05 at Schefeé test

Table 11 Average chemical parameters of extractable and soluble cations (Na, Ca, Mg, K), EC, N-NO_3^- and N-NH_4^+ at 60 cm depth of treatments IIIA, IIIB and IIIC (2007-2009).

Date/ Treat.	Na ext.	Ca ext.	Mg ext.	K ext.	Na sol.	Ca sol.	Mg sol.	K sol.	EC	N-NO_3^-	N-NH_4^+
	cmol(c) kg^{-1}				cmol(c) kg^{-1}				dS m^{-1}	mg kg^{-1}	

May07 **IIIA**	2.20 **n**	5.80 **j**	1.88 **j**	0.29 **cdefg**	0.94 **h**	0.06 **e**	0.08 **j**	0.00**a**	4.18 **m**	2.78 **g**	2.25 **n**
Sep07 **IIIA**	2.38 **o**	6.03**m**	2.16 **n**	0.27 abcdefg	1.43 **o**	0.11 **j**	0.15 **l**	0.01**f**	4.89 **o**	7.45 **m**	0.20 **d**
May08 **IIIA**	2.00 **k**	4.83 **a**	1.16 **a**	0.17 **abcd**	1.21**m**	0.21 **l**	0.08 **j**	0.01abcde	4.97 **q**	1.87 **e**	0.26 **e**
Sep08 **IIIA**	2.39 **p**	5.40 **c**	1.68 **f**	0.16 **abc**	0.98 **i**	0.05 **d**	0.08 **j**	0.00**ab**	3.19 **i**	0.97 **c**	0.14 **a**
May09 **IIIA**	2.44 **r**	6.18 **o**	1.70 **g**	0.32 **fg**	1.30 **n**	0.15 **k**	0.03 **d**	0.01**ef**	4.17 **l**	10.20**o**	1.46 **l**
Sep09 **IIIA**	3.83 **q**	5.73 **h**	2.45 **q**	0.24abcdef	1.61 **p**	0.26**m**	0.13 **k**	0.01def	6.11 **r**	7.05 **k**	0.55 **h**
May07 **IIIB**	1.83 **i**	6.13 **n**	1.47 **b**	0.31 **efg**	0.99 **j**	0.07**fg**	0.08 **i**	0.00**a**	4.84 **n**	2.83 **h**	6.48 **o**
Sep07 **IIIB**	2.05 **l**	5.85 **k**	1.89 **k**	0.16 **abc**	1.00 **k**	0.07 **g**	0.05 **f**	0.01**cdef**	3.41 **k**	17.85 **r**	0.20 **d**
May08 **IIIB**	1.80 **h**	5.75 **i**	1.95 **m**	0.18abcde	0.70 **g**	0.12 **j**	0.06 **h**	0.00**abc**	4.91 **p**	3.22 **i**	0.14 **b**
Sep08 **IIIB**	2.09 **m**	5.70 **g**	1.80 **h**	0.14 **ab**	0.69 **f**	0.03 **c**	0.01 **a**	0.00**ab**	2.52 **h**	0.92 **b**	0.15 **b**
May09 **IIIB**	1.65 **j**	5.70 **g**	1.66 **e**	0.30 **defg**	0.42 **d**	0.08 **h**	0.05 **g**	0.01**ef**	1.75 **f**	10.26**p**	0.80 **i**
Sep09 **IIB**	1.90 **g**	5.60 **f**	2.23 **o**	0.40 **g**	1.05 **l**	0.10 **i**		0.01bcde	3.27 **j**	7.76 **n**	0.37 **g**
May07 **IIIC**	1.40 **f**	5.58 **e**	1.93 **l**	0.28 abcdefg	0.49 **e**	0.01 **a**	0.04 **e**	0.00**a**	2.09 **g**	1.93 **f**	1.85**m**
Sep07 **IIIC**	1.05 **b**	5.20 **b**	1.66 **e**	0.16 **abc**	0.29 **a**	0.02 **b**	0.01 **b**	0.00**abcd**	1.42 **e**	7.15 **l**	0.20 **d**
May08 **IIIC**	1.30 **d**	5.88 **l**	1.85 **i**	0.19 **abcde**	0.31 **b**	0.07**ef**	0.04 **e**	0.00**abc**	1.29 **c**	3.27 **j**	0.27 **f**
Sep08 **IIIC**	0.99 **a**	5.43 **d**	1.63 **d**	0.26abcdef	0.32 **b**	0.03 **c**	0.02 **c**	0.00**a**	1.04 **b**	1.26 **d**	0.16 **c**
May09 **IIIC**	1.20 **c**	6.18 **o**	1.61 **c**	0.40 **g**	0.32 **c**	0.12 **j**	0.01 **a**	0.00**abc**	1.00 **a**	0.00 **a**	0.88 **j**
Sep09 **IIIC**	1.33 **e**	5.80 **j**	2.33 **p**	0.07 **a**	0.49 **e**	0.27 **n**	0.02 **b**	0.00 **a**	1.37 **d**	13.05**q**	1.07 **k**

Same letters in the column mean that there is no significant difference between the treatments per P<0,05 at Schefeé test

Table 12 Average chemical parameters of extractable and soluble cations (Na, Ca, Mg, K), E.C., N-NO_3^- and N-NH_4^+ at 60 cm depth of treatments IVA, IVB and IVC (2007-2009).

Date / Treat.	Na ext.	Ca ext.	Mg ext.	K ext.	Na sol.	Ca sol.	Mg sol.	K sol.	E.C.	N-NO_3^-	N-NH_4^+
	cmol(c) kg^{-1}				cmol(c) kg^{-1}				dS m^{-1}	mg kg^{-1}	
May07 **IVA**	2.13 **l**	6.35 **n**	1.90 **l**	0.25 **g**	1.18**m**	0.33 **o**	0.21 **l**	0.25 **g**	5.59 **f**	13.35 **m**	3.75 **l**
Sep07 **IVA**	2.13 **l**	5.75 **i**	2.09 **n**	0.24 **f**	1.08 **l**	0.17 **j**	0.08 **f**	0.24 **f**	3.99 **de**	1.24 **h**	0.20 **d**
May08 **IVA**	2.49 **o**	6.00 **k**	1.93**m**	0.23 **e**	1.38 **o**	0.28 **n**	0.20 **k**	0.23 **e**	6.69 **g**	1.17 **g**	0.04 **a**
Sep08 **IVA**	2.44 **m**	5.55 **f**	1.73 **f**	0.19 **c**	1.87 **q**	0.19 **k**	0.15 **j**	0.19 **c**	5.65 **f**	0.83 **c**	0.07 **b**
May09 **IVA**	2.48 **n**	5.98 **j**	1.75 **g**	0.27 **h**	1.26 **n**	0.07 **d**	0.03**de**	0.27 **h**	3.52 **cd**	0.00 **a**	0.37 **f**
Sep09 **IVA**	2.54 **p**	5.23 **d**	2.10 **o**	0.31 **k**	1.71 **p**	0.18 **k**	0.11**h**	0.31 **k**	5.64 **f**	4.93 **k**	0.25 **e**
May07 **IVB**	1.03 **b**	5.18 **c**	1.42 **b**	0.31**kl**	0.63 **i**	0.34 **p**	0.20 **k**	0.31**kl**	4.45 **e**	3.68 **i**	1.75 **i**
Sep07 **IVB**	1.35 **g**	5.35 **e**	1.45 **c**	0.30 **j**	0.85 **e**	0.10 **f**	0.04 **e**	0.30 **j**	2.28 **b**	1.03 **f**	0.20 **d**
May08 **IVB**	1.63 **i**	5.55 **f**	1.78 **h**	0.22 **d**	0.86 **j**	0.20 **l**	0.12 **i**	0.22 **d**	4.01 **de**	3.93 **j**	0.07 **b**
Sep08 **IVB**	1.91 **k**	6.08 **l**	1.85 **j**	0.19 **c**	1.05 **l**	0.15 **i**	0.11 **h**	0.19 **c**	4.48 **e**	0.88 **d**	0.12 **c**
May09 **IVB**	1.13 **j**	6.08 **l**	1.83 **i**	0.33 **n**	0.67 **f**	0.06 **c**	0.02 **ab**	0.33**m**	2.44 **b**	0.00 **a**	0.82 **g**
Sep09 **IVB**	1.73 **e**	5.68 **h**	2.18 **q**	0.34 **o**	0.78 **g**	0.12 **h**	0.07 **f**	0.34 **n**	2.86 **bc**	5.61 **l**	2.14 **j**
May07 **IVC**	1.10 **d**	4.23 **a**	1.30 **a**	0.35 **p**	0.83 **h**	0.26 **m**	0.14 **j**	0.35 **o**	3.94 **de**	1.02 **e**	0.20 **d**
Sep07 **IVC**	0.93 **a**	5.63 **g**	1.88 **k**	0.28 **i**	0.26 **b**	0.04 **b**	0.03 **b**	0.28 **i**	1.00 **a**	0.46 **bn**	0.12 **cm**
May08 **IVC**	1.28 **f**	6.18**m**	2.10 **o**	0.18 **b**	0.53 **d**	0.12 **g**	0.09 **g**	0.18 **b**	2.17 **b h**	0.0 **a**	1.42 **h**
Sep08 **IVC**	1.05 **c**	5.15 **b**	1.53 **d**	0.17 **a**	0.34 **c**	0.04 **a**	0.03 **bc**	0.17 **a**	1.17 **a**	5.82 **l**	2.81 **k**
May09 **IVC**	1.61 **h**	6.08 **l**	1.68 **e**	0.31**m**	0.94 **k**	0.09 **e**	0.03 **cd**	0.31 **l**	0.46 **a**	0.0 **o**	0.0 **n**
Sep09 **IVC**	0.93 **a**	5.55 **f**	2.15 **p**	0.36 **q**	0.03 **a**	0.03 **a**	0.02 **a**	0.36 **p**	1.00 **a**	0.0 **o**	0.0 **n**

Same letters in the column mean that there is no significant difference between the treatments per P<0,05 at Schefeé test

5. Discussion

During the 3 year period that experiment was in course, a progressive increase in $Na_{ext.}$ concentration was observed after the end of the growing season (Sep 07-09), at 20 cm and 60 cm depth, in plots submitted to treatments IA-IVA and IB-IVB, where the values ranged from 2-3 $cmol_{(C)}kg^{-1}$ and 0.9-2.5 $cmol_{(C)}kg^{-1}$ respectively (Table 5-12). An averaged Na_{ext} value of 2.2 $cmol_{(C)}kg^{-1}$ was registered, in IA- IVA treatments, and a

value of 1.8 $cmol_{(C)}kg^{-1}$ was registered, in IB-IVB treatments. These results are higher than the initial values of the experiment (0.36-0.53 $cmol_{(C)}kg^{-1}$) probably because a previous 3 years experiment was installed in the same plot and the autumn-spring rainfalls were insufficient to promote exchange between Na and other cations present in soil and re-establish the original $Na_{ext.}$ concentration values. Soil samplings were collected after 2009-2010 rainy season but laboratory procedures are still in course. This will allow us an evaluation of the extractable Na cation after this resting period, and will permit us to access if this value was similar to the original value, obtained in the beginning of the experiment.

The $Ca_{ext.}$ concentrations presented negligible variations at both depths (Table 5 - 12), ranging from 4-5 $cmol_{(C)}kg^{-1}$ in all treatments. The $Mg_{ext.}$ concentration shows similar behaviour to the $Ca_{ext.}$ cation, with average values ranging from 1.5-2.5 $cmol_{(C)}kg^{-1}$ along the 3 years. However no pattern could be identified for these two cations. The $K_{ext.}$ cation reveals limited variation during the experiment, never exceeding the 0.6 $cmol_{(C)}kg^{-1}$. These values were quite analogous to the ones found at the beginning of the experiment: $Ca_{ext.}$ (6-6.95 $cmol_{(C)}kg^{-1}$), $Mg_{ext.}$ (1.85-2.35 $cmol_{(C)}kg^{-1}$), $K_{ext.}$ (0.45-0.54 $cmol_{(C)}kg^{-1}$) (Table 1).

Regarding the soluble cations (Na, Ca, Mg and K), the ratio between the sodium and the remaining macronutrients is quite high, illustrating the fact that Na constitutes the principal cation responsible for the soil solution salinity, as stated by EC values. The soluble cations
$Na_{sol.}$, $Ca_{sol.}$, $Mg_{sol.}$, presented higher values at the end of the growing season, in treatments IA- IVA and IB-IVB (tables 5-12), which is expectable since higher inputs of ISw were added through irrigation water. After the rainy season (May 07-09) lower values of $Na_{sol.}$ occurred, probably due to the rainfall washout effect (October-April) that possibly leads to the dilution and leaching, but do not fell down to identical values, to the ones obtained in the beginning of the experience: Na_{sol}(0.083-0.204 $cmol_{(C)}kg^{-1}$), $Ca_{sol.}$ (0.023-0.094 $cmol_{(C)}kg^{-1}$), $Mg_{sol.}$ (0.016-0.07 $cmol_{(C)}kg^{-1}$) and $Ks_{sol.}$ (0.008-0.003 $cmol_{(C)}kg^{-1}$) (Table 1).

Extractable and soluble sodium were lower in treatments C at the end of the growing seasons when compared to treatments A and B, as expected, since no salt inputs were added.

Concerning $N\text{-}NO_3^-$ concentration, higher values were detected at the end of the growing season in treatments IA-C, at 20 cm depth (Table 5-8), ranged from 0.75-218 mg kg^{-1}. In treatment IIA, the $N\text{-}NO_3^-$ values ranged from 1.06-36.03 mg kg^{-1}, in treatment IIIA-C from 1.43-27.75 mg kg^{-1} and in treatment IVA-C from 0-16.26 mg kg^{-1}. The tendency of increased values of nitrate at the end of the growing season remains in treatments IIA-C and
IIIA-C (Table 5-8). At 60 cm depth, nitrate showed higher values at the end of the irrigation season, but in average, lower than at 20cm depth. In the treatment IVA-C diminutive values were found, as expected, since no N fertilizer was applied.

In all treatments, $N\text{-}NH_4^+$ concentrations were very low regarding the other soil chemical parameters monitored, with an average value of 1.3 mg L^{-1}, except in the beginning of the experiment (Table 5-12). This parameter showed slight variations during the 3 years of the experiment, and no tendency could be identified.

As pH and CEC concerns, no relevant significant differences were obtained that could lead us to relevant discussion, showing on average, comparable values of the obtained in soil characterization (pH 7-7.3) and CEC (13.59-15.64).

6. Conclusions

- In treatments IA-B to IVA-B, where salt inputs were higher, the soil chemistry was dominated by sodium. The concentrations of extractable and soluble Na were higher in almost all the treatments at the finales of the irrigation cycle (Sep07, Sep08 and Sep09) what can be attributed to the increased input of ISw in treatments A and B.

- For soluble sodium the finals average values were in general, a bit higher than the initial $Na_{sol.}$ (0.083-0.204 $cmol_{(C)}kg^{-1}$). These results seems to point out that excessive soluble salts added with the irrigation waters were not completely removed by the growing sorghum by leaching.

- In all treatments, at both depths, minor variations are observed in soluble and extractable cations Ca, Mg and K concentrations.

- An increase in the $N\text{-}NO_3^-$ concentration was observed in treatments IA-B, IIA-B and IIIA-B at the end of every irrigation cycle. In some treatments very high values of nitrate are observed since N plant uptake occurs in a extend that is lower than the N availability induced by INw. This can result in a contamination of groundwaters by excessive $N\text{-}NO_3^-$.

7. Acknowledgments

Supported by project NITROSAL (PTDC/AGR-AAM/66004/2006) and by Program Ciência2007, Fundação para a Ciência e Tecnologia, Portugal.

8. References

BELTRÃO, J., JESUS, S.B., SILVA, V., SOUSA, P.B., CARVALHO, I., TRINDADE, D., RODRIGUES, M.H., MACHADO, A. 2002. Efficiency of triple emitter source (TES) for irrigation experiments of horticultural crops. *Acta Hort. (ISHS)*. 573, 183-188.

DIAS, J.S., 2000. Manual de Fertilização das Culturas. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Instituto Nacional de Investigação Agrária, Lisboa, Portugal.

HENDRIKSEN, A., SELMER-OLSEN, A. R. 1970. Automated methods for determining nitrate and nitrite in water and soil extracts. *Analyst* 95, 514-518.

KEREN, R. 2000. Salinity. In: M.E. Sumner, Editor, Handbook of Soil Science, CRC Press, pp. G3–G25, Boca Raton, USA.

MALACH, Y., BEN-ASHER, J., SAGI, M., ALERT, A. 1995. Doubble Emitter Source (DES): An adaptation of trickle irrigation to the double line source method. *International Water & Irrigation Review*, 15 (2), 34-39.

MALACH, Y., BEN-ASHER, J., SAGIH, M., ALERT, A. 1996. Doubble-Emitter Source (DES) for irrigation experiments in salinity and fertilization. *Agronomy Journal*, 88, 987-990.

MESQUITA, M.E., ALVIM, A. 1981. Testagem de um método de determinação da capacidade de troca cationica em solos salinos. *Pedologia,* 16 (1), 165-176.

QADIR, M., SCHUBERT, S. 2002. Degradation processes and nutrient constraints in sodic soils. *Land Degrad. Devel.*, 13, 275–93.

SEARLE**,** P.L. 1984**.** The Berthelot or Indophenol reaction and its use in the analysis chemistry of nitrogen. *The Analyst*, 109, 549-565.

RICHARDS, L.A, 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. US Department of Agriculture. USDA Agricultural Handbook 60, 160p. Washington.

WRB, 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports 103. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.

Levels of EDTA-extractable heavy metals in western Almería greenhouse surface soils (Spain).

RAMOS-MIRAS, J.J.[1], ROCA-PEREZ, L.[2] ,BOLUDA, R.[2]; GIL, C.[1]

[1] Dept. Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Almería.
[2] Dept. Biologia Vegetal, Facultat de Farmàcia, Universitat de València.

Abstract
This study determines extractable levels of Cd, Cu, Pb, Zn, in western Almería (Spain) greenhouse surface soil horizons using a solution of EDTA, identifying as the fraction that can be available for organisms and plants. The results show that the soil concentration of these heavy metals is in the same order than those reported by other authors working on Spanish agricultural soils. Significant correlations between total metal levels and EDTA-extractable metal levels were found for Cd, Cu, Pb, and Zn. Moreover, soil properties related to heavy metals contents suggested that among Cd, Cu, Pb and Zn have a similar origin and its relationated with anthropic activities.

Key words
Extractable heavy metals, EDTA, calcareous greenhouse soils.

Introduction

The region of western Almería (Poniente Almeriense) in Spain is a very important zone since, not only from the agricultural but also socio-economic viewpoint. Agriculture, in this area, is founded on the use of greenhouses wherein soils have been greatly altered by the intense practices to which they are submitted. A great number of greenhouses a substrate (Anthrosols) is built up with a different layer of sand, organic matter and clay, that we call soil. This intense human activity is generating a strong impact that can have negative repercussions on soils, as well as negative effects on the quality of agricultural products (Gil et al., 2004; Ramos-Miras et al., 2002).

It is widely accepted that the analysis of total heavy metals in soils is not sufficient to study the relative mobility and availability of these elements for ecological processes and not a very useful tool to determine potential risks. To know the potential risk of heavy metals to plants, animals and human beings, it is necessary to evaluate their mobile or available fractions in soil. At present, however, limited information is available on how to measure or predict the directly bioavailable fraction of metals in soils.

The concepts of 'bioavailability' and 'bioaccessibility' were introduced to express whether the actual concentration of a contaminant will have effects on organisms (Meyer, 2002; Vig et al., 2003). For the purpose of this study, bioavailable heavy metal refers to metal extracted by EDTA, that was considered by Quevauviller et al. (1996) the environmentally accessible trace metals for vegetables.

Objetives

The aims of this work were to determine contents of available Cd, Cu, Pb and Zn in calcareous greenhouse soils and establish relationships between EDTA-extractable heavy metal contents and soil properties.

Methods

One hundred and seventy-two samples of surface soil horizons from western Almería were collected. In the 160 selected greenhouse soils (Fig. 1) 5 different subsamples (250 grams aprox.) were taken randomly from the clay layer between 0 and 20 cm and mixed. The All samples were air dried, ground and stored in polyethylene bags hermetically sealed before analysis. Physical and chemical soil analysis was carried out using the analytical methods of the Spanish Ministry of Agriculture, Fishing and Food (MAPA, 1994).



Fig. 1: Study area and locations of sampling points

To determinate the available fraction of heavy metals we used the method described by Quevauviller et al. (1996), which identifies the EDTA-extractable fraction that can be available for vegetables. This procedure expects to establish a reference method for the determination of bioavailable heavy metals in calcareous soils. Five grams of soil were mixed with 50 mL of dissolution of EDTA 0.05 M. The concentrations of Cd, Cu, Pb and Zn were measured by atomic absorption spectroscopy GBC-906AA. Three replicates were analysed per sample to control the precision of the results. The limit of detection of the extractable heavy metals were 0,02 mg kg^{-1} for Cd, 0,14 mg kg^{-1} for Cu, 0,22 mg kg^{-1} for Pb, and 0,18 mg kg^{-1} for Zn. The concentrations of extractable Cd, Cu, Pb, and Zn were present as mg kg^{-1} dry matter.

Results

In general, the greenhouse soils of western Almería have an important clay content, are slightly alkaline, highly calcareous, having a lower agricultural fertility (lower SOM and CEC), and with some salinity problems (table 1). The range of total concentrations of heavy metals based on 160 representative western Almería greenhouse surface soils were (mg kg^{-1}): Cd 0.4–2.0; Cu 9.5-489, Pb 15–405 and Zn 44-375. In general, the metal levels in these soils are lower than referenced by 86/278/EEC directive to agricultural soils with pH > 7. All of these soil characteristics, levels of heavy metals, together with watering by sprinklers and agricultural practices, suggest

that intensive agriculture is the main cause of soil contamination by heavy metals. (Gil et al., 2004, Ramos et al., 2002).

Table 1. Mean values, standard deviation, and ranges for general descriptive parameters and total heavy metals (mg kg^{-1}) *in Greenhouse soils (160).*

	Clay (%) (<0.002 mm)	SOM (%)	CEC ($cmol_c$ kg^{-1})	pH H_2O	EC (dSm^{-1} 25 ºC)	AW (%)	P_2O_5 (mg 100 g^{-1})	$CaCO_3$ (%)
MINV	5.0	0.2	3.2	6.9	0.6	5.2	1.4	0.1
MA	26.5	1.1	8.2	8.3	2.0	10.3	22.7	27.2
MAXV	57.1	2.9	15.5	9.1	9.8	15.4	131.8	64.9
STD	10.4	0.5	2.8	0.3	1.3	6.5	16.5	16.2

	Cd	Cu	Pb	Zn
MINV	0.4	9.5	15.0	44.4
MA	1.2	28.3	69.9	113.8
MAXV	2.0	488.9	405	374.7
STD	0.3	38.1	58.9	63.9

MINV - Minimum value, MA – Mean value, MAXV - Maximum value, STD - Standard deviation

Table 2 shows the average content of the extractable Cd, Cu, Pb, and Zn in soils, their standard deviation and ranges. The available concentrations ranged from (mg kg^{-1}): Cd 0.1-0.8; Cu 0.9-369.8, Pb 1.7-197.9; and Zn 1.1-56.5. Except for Cd, all metals showed an elevated coefficient of variation. This could be related to the different soil characteristics of Greenhouse soils and the different agricultural practices.

Table2. Mean values, standard deviation, and ranges for concentration of EDTA-extractable heavy metals in greenhouse soils (n=160) (mg kg^{-1}*).*

	Cd	Cu	Pb	Zn
MINV	0.1	0.9	1.7	1.1
MA	0.4	9.5	26.3	11.8
MAXV	0.8	369.8	197.9	56.5
STD	0.1	29.3	31.2	11.4

MINV - Minimum value, MA – Mean value, MAXV - Maximum value, STD - Standard deviation

Discusión

The term bioavailable is vague and can be misleading making reference to the interpretation of the obtained data (Romaguera et al., 2008; Meers et al., 2007). In this work we follow the criteria of Quevauviller et al. (1996). According to data of table 2, the order for the content of metals extracted with EDTA in analysed samples is: Pb > Zn > Cu >> Cd. These results show that the most abundant element in the extractable fraction of greenhouse soils is the Pb, followed by Zn and Cu, whereas the Cd is the metal that is found in smaller concentration. Whereas for the total heavy metal content the order of abundance is Zn > Pb > Cu >> Cd. That result suggested that the most abundance elements are the most mobile.

There a short of data about EDTA-extractable heavy metals in Spanish calcareous soils to compare our results. In the figure 1 we compare the values of EDTA-extractable heavy metals in Spanish soils.

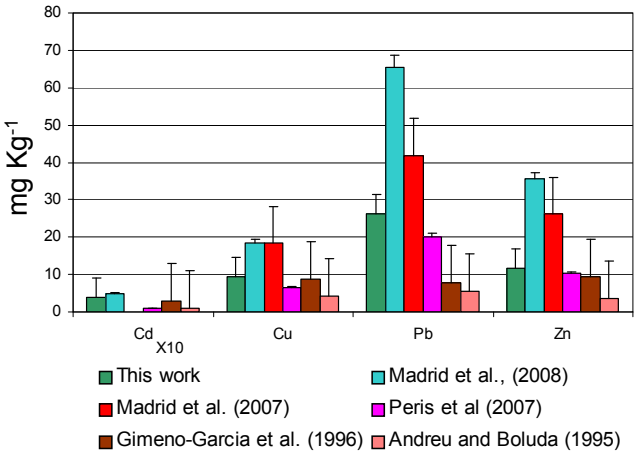


Figure 2. EDTA-extractable concentration of Cd,Cu,Pb and Zn in different Spanish calcareous soils (mg kg^{-1}).

The results also show that the levels of extractable heavy metals in this study presents the same order of abundance than those reported for Spanish soils. Although, the results of Madrid et al. (2007, 2008) for Pb and Zn in urban soils were higher. This fact could be related to that these soils were close to pollutant sources.

In this current study, correlation analysis between extractable heavy metals and soil properties (pH, clay, soil organic matter (SOM), soil carbonates ($CaCO_3$), available phosphorous (P_2O_5) of 160 greenhouse soils. The results of the correlation statistical analysis are shown in Table 3.

Table3: Pearson correlation coefficients. r. of elemental concentrations with soil properties and among EDTA-extractable heavy metals concentrations in Almería greenhouse soils

	clay	**SOM**	**pH**	**$CaCO_3$**	**P_2O_5**
Cd	n.s.	0.192(*)	n.s.	0.415(**)	n.s.
Cu	0.172(*)	0.453(**)	-0.215(**)	0.164(*)	0.313(**)
Pb	0.245(**)	0.281(**)	n.s.	0.464(**)	n.s.
Zn	n.s.	0.538(**)	n.s.	n.s.	0.409(**)
	Cd	**Cu**	**Pb**	**Zn**	
Cd	1	n.s.	0.387(**)	0.298(**)	
Cu	n.s.	1	0.257(**)	0.668(**)	
Pb	0.387(**)	0.257(**)	1	0.413(**)	
Zn	0.298(**)	0.668(**)	0.413(**)	1	

*.** Significantly at levels of a α 0:05 and 0.01. respectively; N:160
n.s. not significant

Clay correlates significantly and positively with Cu and Pb. These elements seem to be preferentially bound to the clay fraction and therefore causing a decrease to its mobility. Highly significant correlations were observed between all EDTA-extractable metals and SOM. This is due to the capacity of the organic matter to establish complexes with heavy metals (Gil et al., 2004; Businelli et al., 2009). Extractable Cd, Cu and Pb show a high correlation with carbonates. This fact indicates a retention of these elements in soil carbonates. The correlation between Cu and Zn with available phosphorous could indicated the presence of these elements in the fertilizers employed in greenhouses. Correlation found between extractable Cd, Cu, Pb and Zn suggest a common origin of these elements in soils, mainly related with anthropic activities. Anthropogenic activities such as agriculture, industry and urban life increase the Cd,

Cu, Pb and Zn content of soils and waters, and therefore have an effect on the metal content of vegetables (Alegría et al., 1991; Gil et al., 2004).

All these results point out that the EDTA-extractable heavy metals are fixed to SOM, clay and carbonates principally, and these elements are bounded with small intensity. In general exogenous pollutants are withheld with smaller intensity in soils (Lu et al., 2005; Massas et al., 2009). Also, high correlations among heavy metals suggest that they could have a similar origin and cultivated soils were contaminated simultaneously by these heavy metals. This contamination could be related mainly to agricultural practices and to the excessive use of agrochemical. On the other hand, soils were collected in a small area (≈ 300 Km^2) with a similar geology, so, significant variations in background of heavy metals were not expected.

17. Conclusion

The concentration of available Cd, Cu, Pb, and Zn in greenhouse soils of western Almería is generally in the same order compared with other works in Spanish soils. The order for the content of metals extracted with EDTA in analysed samples is: Pb > Zn > Cu >> Cd. The correlations obtained herein suggest that mechanisms of fixation for the SOM, richness in soil carbonates and management soil, were the main mechanisms that control the mobility and bioavailability of these elements in the greenhouse soils of Almería. In addition, the high correlations obtained between extractable Cd, Cu, Pb and Zn suggest the same pollution source.

18. References

ALEGRÍA A., BARBERÁ R., BOLUDA R., ERRECALDE F., FARRE R., LAGARDA M.J. 1991. Environmental cadmium, lead and nickel contamination: possible relationship between soil and vegetable content. Fresenius J Anal Chem 339, 654-657.

ANDREU V., BOLUDA R. 1995. Application of contamination indexes on different farming soils. B Environ Contam Tox 54, 228-236.

BUSINELLI D., MASSACCESI L., SAID-PULLICINO D., GIGLIOTTI G. 2009. Long-term distribution, mobility and plant availability of compost-derived heavy metals in a landfill covering soil. Sci Total Environ 407,1426-1435.

GIL C., BOLUDA R, RAMOS J. 2004. Determination and evaluation of cadmium lead and nickel in greenhouse soils of Almería (Spain). Chemosphere 55, 1027-1034.

GIMENO-GARCIA E., ANDREU V., BOLUDA R. 1996. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. Environ Pollut 92, 19-25.

LU A.X., ZHANG S., SHAN X.Q. 2005. Time effect of the fractionation of heavy metals in soils. Geoderma, 125: 225-234.

MADRID F., REINOSO R., FLORIDO M.C., DIAZ BARRIENTOS E., AJMONE-MARSAN F., DAVIDSON C.M., MADRID L. 2007. Estimating the extractability of

potentially toxic metals in urban soils: A comparison of several extracting solutions. Environ Pollut 147, 713-722.

MADRID F., DIAZ-BARRIENTOS E., MADRID L. 2008. Availability and bio-accessibility of metals in the clay fraction of urban soils of Sevilla. Environ Pollution 156, 605-610.

MAPA, 1994. Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (España), Madrid.

MASSAS I., EHALIOTIS C., GERONTIDIS S., SARRIS, E. 2009. Elevated heavy metal concentrations in top soils of an Aegean island town (Greece): total and available forms, origin and distribution. Environ Monit Assess, 151, 105-116.

MEERS E., SAMSON R., TACK F.M.G., RUTTENS A., VANDEGEHUCHTE M., VANGRONSVELD J., VERLOO M.G. 2007. Phytoavailability assessment of heavy metals in soils by single extractions and accumulation by Phaseolus vulgaris. Environ Exp Bot, 60, 385-396.

MEYER J.S. 2002. The utility of the terms ‘‘bioavailability’’ and ‘‘bioavailable fraction’’ for metals. Mar Environ Res 53, 417-423.

PERIS M, RECATALÁ L; MICÓ C, SÁNCHEZ R, SÁNCHEZ J. 2007. Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region. Sci Total Environ 378, 42-48.

QUEVAUVILLER Ph., LACHICA M., BARAHONA E., RAURET G., URE A., GOMEZ A., MUNTAU H. 1996. Interlaboratory comparison of EDTA and DTPA procedures prior to certification of extractable trace elements in calcareous soil. Sci Total Environ 178,127-132.

RAMOS-MIRAS J., GIL C., BOLUDA R. 2002. Estudio de las características de los antrosoles cumúlicos en los invernaderos de la comarca del poniente almeriense. Influencia de las prácticas agrícolas sobre los cambios de sus propiedades. Edafología, 9,129-142.

ROMAGUERA F., BOLUDA R., FORMES F., ABAD M. 2008. Comparison of three sequential extraction procedures for trace element partitioning in three contaminated Mediterranean soils. Environ Geochem Hlth 30,171-175.

VIG K., MEGHARAJ M., SETHUNATHAN N., NAIDU R. 2003. Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review. Adv Environ Res 8,121-135.

Efectos de la minería de oro en los suelos de Los Andes, Bolivia

TERÁN MITA, T. A.[1], FAZ CANO, A.[1], MUÑOZ GARCÍA, M. A.[1]

[1] Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52. 30203, Cartagena. España. E-mail: tania.teran@upct.es

Resumen

Desde la época precolonial, en la zona andina de Bolivia, se vienen desarrollando diversas explotaciones mineras, muchas de ellas de tipo artesanal; este es el caso del Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba (ANMIN-Apolobamba) localizada en la Cordillera Oriental del Departamento de La Paz, donde se llevan a cabo actividades mineras de extracción de oro en las que aún se utiliza el mercurio en el proceso de amalgamación. La extracción de oro en ANMIN-Apolobamba es de dos grandes tipos: filoniana y aluvial. Al primer tipo pertenece el distrito minero de Sunchullí, mientras que Suches pertenece al segundo.

El objetivo de este trabajo es evaluar la contaminación por metales pesados causada por los dos tipos de extracción de oro, filoniana y aluvial, comparando los resultados obtenidos entre Sunchullí y Suches.

Se tomaron muestras de suelo tanto en las zonas cercanas a las actividades de tratamiento del mineral, como en zonas alejadas a éstas para la comparación de resultados; se recogieron muestras de suelo superficial (0 – 5 cm) y de profundidad (5 - 15 cm) y se determinaron las concentraciones totales de los siguientes metales: arsénico, mercurio cadmio, cobre, plomo y zinc.

En los dos distritos mineros, los resultados de Cd, Cu, Pb y Zn se encontraban bajo los niveles de referencia de la normativa de Canadá y de Holanda, esto sugiere que estos metales pueden ser derivados del material original. Los resultados similares de Hg en áreas cercanas y alejadas de las actividades mineras sugieren que parte de Hg puede ser el producto de las emisiones antropogénicas descargadas en los últimos años o incluso de las erupciones volcánicas antiguas ocurridas en la región andina, ó de ambas; sin embargo, el incremento de Hg en los suelos superficiales de Sunchulli sugiere una deposición de Hg en las proximidades de las áreas de quema del mercurio. Los altos valores de As en la zona cercana a las actividades mineras podrían estar relacionados con la proximidad a los residuos mineros ricos en rocas arsenopiríticas, sobre todo en Sunchulli. Los resultados de As y de Hg en Sunchullí son mayores que en Suches; por tanto, las técnicas de extracción y procesamiento del mineral para la obtención del oro en la minería primaria o filoniana generan mayores concentraciones de los metales mencionados.

Palabras clave

Minería de oro, metales pesados, arsénico, mercurio, contaminación.

Introducción

Desde la época precolonial, en la zona andina de Bolivia, se vienen desarrollando diversas explotaciones mineras, muchas de ellas de tipo artesanal; este es el caso del Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba (ANMIN-Apolobamba) localizada en la Cordillera Oriental del Departamento de La Paz, donde se llevan a cabo actividades mineras de extracción de oro en las que aún se utiliza el mercurio en el proceso de amalgamación. La extracción de oro en ANMIN-Apolobamba es de dos grandes tipos: filoniana ó primaria, y aluvial ó secundaria. Al primer tipo pertenece el distrito minero de Sunchullí, mientras en el distrito minero de Suches se explotan materiales aluviales de un valle fluvioglaciar.

Tanto la minería primaria como la secundaria se acompañan de numerosos impactos ambientales, que afectan tanto en el sitio de procesamiento del mineral como a las áreas circundantes. Principalmente éstos son: a) las emisiones tóxicas de mercurio en diferentes formas (líquido y vapor) que afectan al suelo, agua y biota, y b) contaminación por grandes cantidades de desechos y residuos, ya que el mineral es una pequeña fracción del total de material extraído. Estos residuos contienen minerales metálicos como pirita, calcopirita, arsenopirita y cuarzo que se dispersan aprovechando su mala gestión, sus escasos sistemas de drenaje y el viento (RAMÍREZ Y TERÁN, 2002; BUNDSCHUH ET AL., 2009). Como consecuencia, los suelos presentan niveles altos de metales pesados en el entorno (VEGA ET AL., 2004).

Objetivos

El objetivo de este trabajo es evaluar la contaminación por metales pesados causada por los dos tipos de extracción de oro, filoniana y aluvial, comparando los resultados obtenidos entre Sunchullí y Suches.

Metodología

a. Descripción del área.

El ANMIN-Apolobamba (Fig. 1), esta situada al Noroeste del Departamento de La Paz (Bolivia) y abarca 483 713,8 ha. Presenta tres pisos ecológicos (puna o zona de altura, valle y trópico), con altitudes comprendidas entre 560 y 5760 m.s.n.m. (SERNAP, 2006). Dentro de esta área se encuentran varios distritos mineros, entre los cuales aparecen Sunchullí y Suches, representando a la minería filoniana y aluvial, respectivamente (Fig. 1).

Sunchullí se encuentra ubicado en la subcuenca del Río del mismo nombre, caracterizada por la mineralización primaria que consiste en mantos subconcordantes de cuarzo gris aurífero, con emplazamientos de vetas de cuarzo blanco asociadas a eventos tardíos. Suches se encuentra al Noroeste de la cordillera, y se caracteriza por los depósitos de placer glaciales constituidos fundamentalmente por morrenas laterales compuestas de clastos ordovícicos con contenidos dispersos de partículas de oro (ARCE ET AL., 2001).

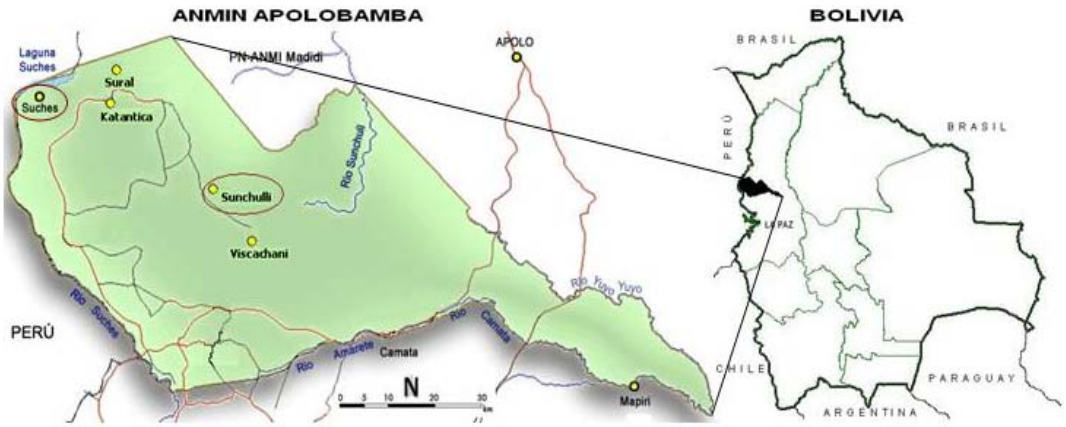


Figura 1. Localización de los Distritos Mineros Sunchullí y Suches en el ANMIN-Apolobamba.

b. Muestreo.

Se identificaron dos zonas; una cercana a las actividades mineras que podría estar afectada por su cercanía a los ingenios mineros (a menos de 200 m) y la otra zona cuya distancia a los ingenios es considerable (aproximadamente 1,5 km), que en principio podría considerarse no afectada. En cada zona de estudio (cercana/alejada) se tomaron 3 parcelas de 5 x 5 m de extensión, con 3 puntos de muestreo de suelo seleccionados de manera aleatoria. En cada punto se tomaron muestras edáficas superficiales (de 0 a 5 cm) y de profundidad (de 5 a 15 cm).

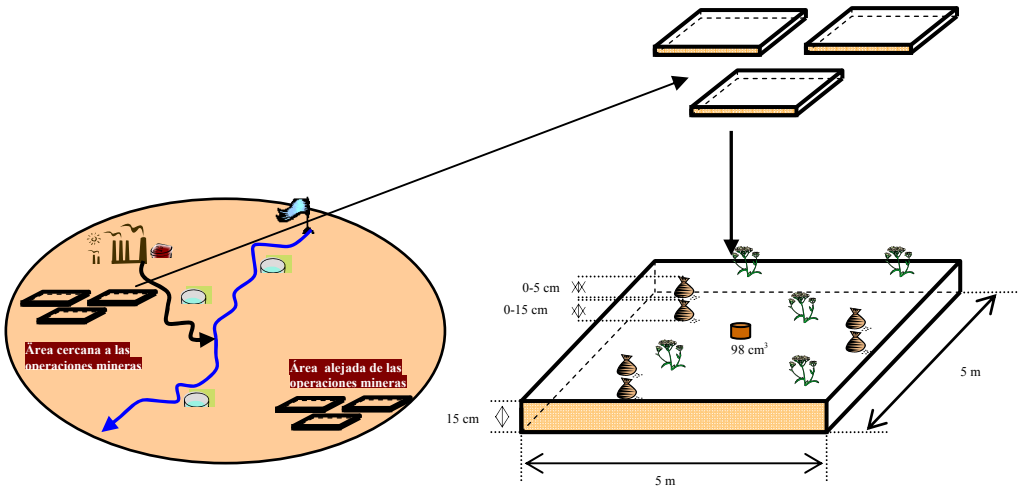


Figura 2. Distribución de las parcelas de muestreo

c. Métodos analíticos realizados.

Las muestras fueron secadas a temperatura ambiente y posteriormente tamizadas a un tamaño inferior a 2 mm. Se midió el pH en agua y KCl en una relación 1:1 (suelo: agua) de acuerdo con el método de PEECH (1965), mientras que la conductividad eléctrica (CE) se determinó en una relación 1:5 (suelo: agua), según (MAA, 1986). Un subconjunto de cada muestra fue molido para análisis de metales totales que fueron extraídos a través de los métodos de digestión: U.S. EPA 3050B/3051 sobre "Digestión ácida de sedimentos, lodos y suelos" para As, Cd, Cu, Pb y Zn; para el caso del Hg se

utilizó el método U.S. EPA 7473 "Determinación de mercurio en sólidos y soluciones, por descomposición térmica, amalgamación y espectrofotometría de absorción atómica". Para verificar la eficiencia de la digestión de las muestras, se utilizaron tres diferentes materiales de referencia certificados: BCR-62 CRM, SRM 2709 y CRM 027.

Las concentraciones de mercurio se midieron con espectrómetro de absorción atómica a través del Sistema de Inyección en Flujo de Mercurio - 400 (FIMS-400) (PerkinElmer), cuyo límite de detección es de 5 ng L^{-1}. Los demás metales se midieron en el espectrómetro de absorción atómica AAnalyst 800 (PerkinElmer) en llama (aire – acetileno) ó en horno, dependiendo de la concentración de los metales.

4. Resultados

Los resultados de pH permiten clasificar a los suelos de Sunchullí como ácidos y muy fuertemente ácidos mientras que los suelos de Suches son fuertemente ácidos. Los resultados de la conductividad eléctrica indican que los suelos de ambas zonas mineras no son salinos (USDA, 2005).

Los resultados de las concentraciones de metales pesados en Sunchullí y en Suches se muestran en la Figura 3; esta figura permite realizar las comparaciones entre los resultados obtenidos en los lugares cercanos a las operaciones mineras y los obtenidos en las zonas alejadas.

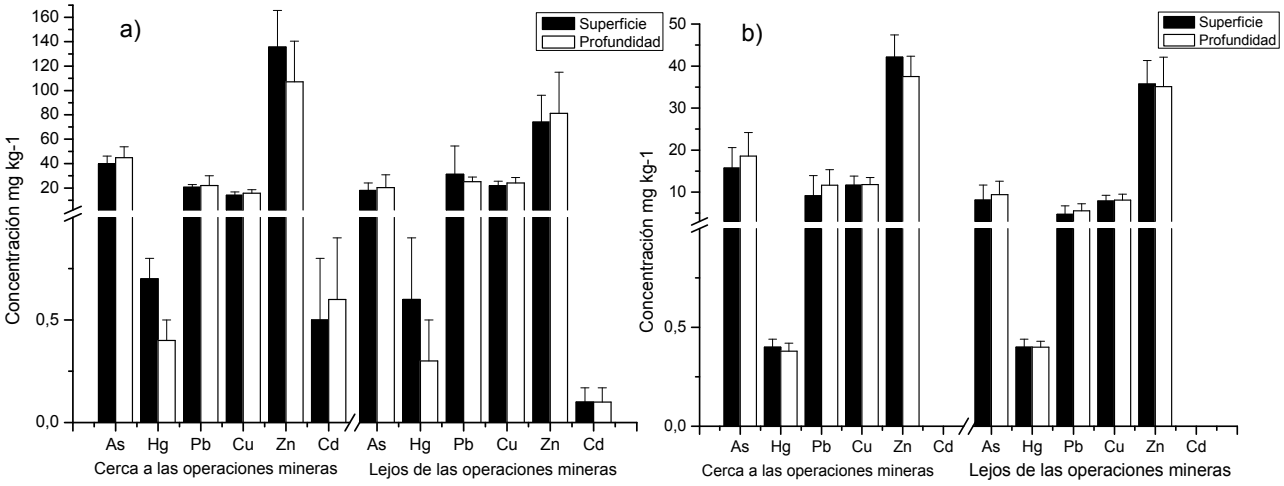


Figura 3. Concentración de metales pesados en: a) Sunchullí, b) Suches

Las concentraciones de los metales analizados son mayores en Sunchullí, tanto en la zona cercana a las operaciones mineras como en la zona alejada. Realizando una comparación entre las concentraciones medias de los metales analizados en la zona cercana respecto a la zona alejada, no se observan diferencias significativas. En Sunchullí las concentraciones de los metales en superficie y profundidad, en zonas cercanas y alejadas, respectivamente son: As (39.9 - 44.9 mg kg^{-1}; 18.0 - 20.5 mg kg^{-1}), Hg (0.7 - 0.4 mg kg^{-1}; 0.6 - 0.3 mg kg^{-1}), Pb (20.6 - 22.0 mg kg^{-1}; 31.3 - 25.2 mg kg^{-1}), Cu (14.0 - 15.9 mg kg^{-1}; 21.9 - 24.3 mg kg^{-1}), Zn (135.5 - 107.1 mg kg^{-1}; 74.1 - 81.2 mg kg^{-1}) y Cd (0.5 - 1.1 mg kg^{-1}; 0.1 - 0.1 mg kg^{-1}).

En Súches, estos valores son: As (15.7 – 18.6 mg kg^{-1}; 8.1 – 9.4 mg kg^{-1}), Hg (0.4 – 0.4 mg kg^{-1}; 0.5– 0.4 mg kg^{-1}), Pb (9.1– 11.6 mg kg^{-1}; 4.7– 5.5 mg kg^{-1}), Cu (11.6 – 11.8 mg kg^{-1}; 7.9 – 8.1 mg kg^{-1}), Zn (42.1 – 37.5 mg kg^{-1}; 35.7 – 35.1 mg kg^{-1}) y Cd (valores por debajo el límite de detección).

En la figura 4 se muestran los resultados de los metales pesados obtenidos en las zonas cercanas a las operaciones mineras de ambos distritos mineros, permitiendo hacer comparaciones entre ellas.

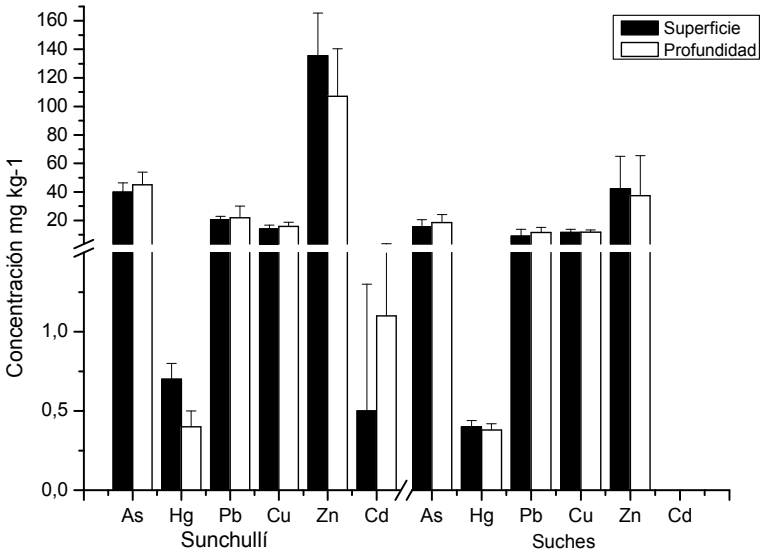


Figura 4. Concentración de metales pesados en la zona cercana a las operaciones mineras. Sunchullí - Suches

De manera similar a la anterior, la figura 5 permite comparar los resultados obtenidos entre Sunchullí y Suches ilustrando las concentraciones de metales totales obtenidos en las zonas alejadas a las actividades mineras.

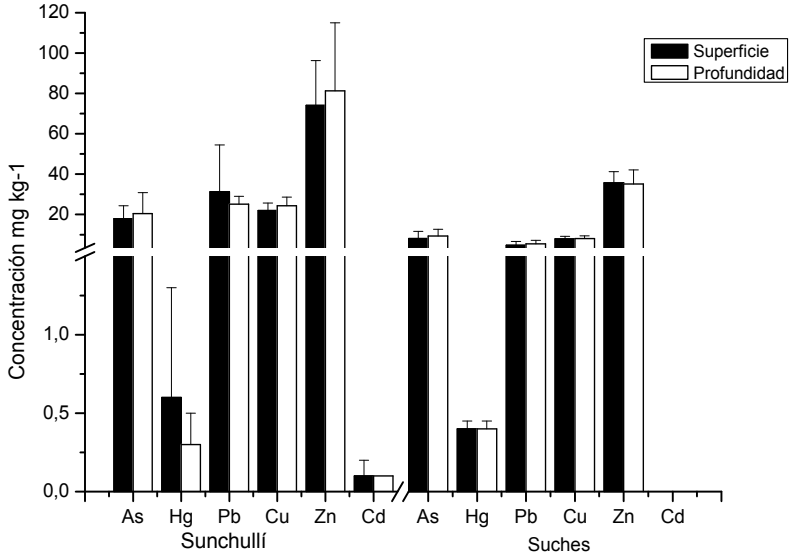


Figura 5. Concentración de metales pesados en la zona lejana a las operaciones mineras. Sunchullí - Suches

Discusión

Hasta la actualidad no se han encontrado estudios sobre la caracterización de la contaminación del suelo por metales pesados en la región andina de Bolivia, a pesar de sus impactos ambientales y económicos en el desarrollo de la población originaria. Dado que no se dispone de niveles de referencia para América del Sur, se han utilizado las normativas de Canadá (CCME, 2005) y Holanda (NMHPPE, 1994). Los resultados de Cd, Cu, Pb y Zn en ambas zonas sugieren que estos metales totales proceden del material de origen.

En ambos distritos mineros, la proximidad a las zonas de procesamiento de minerales no fue un factor determinante en el incremento del Hg, aunque en Sunchullí sus valores en superficie superaron las concentraciones habituales de Hg en los suelos (0.01-0.03 mg kg^{-1}; SENESIL ET AL., 1999) y el nivel de referencia de Holanda (0.3 mg Hg kg^{-1}; NMHPPE, 1994). Este hecho se justifica desde que la minería primaria o filoniana utiliza el Hg en el proceso de amalgamación para luego proceder a la quema del Hg para la separación del oro; ocurre lo contrario con la minería secundaria o aluvial en la que mas bien se utilizan procesos gravimétricos para la recuperación del oro, por lo que la utilización de Hg es mínima. Sin embargo, las concentraciones de Hg no superaron el nivel de referencia de Canadá (6.6 mg Hg kg^{-1}; CCME, 1999).

Los valores de Hg similares obtenidos en ambas zonas (cerca y lejos de las operaciones mineras) indica que parte del Hg pudo aportarse mediante descargas antropogénicas pasadas lo que elevó los niveles de Hg incluso en regiones remotas (FITZGERALD ET AL., 1991; NRIAGU, 1994; LIN, 1997); igualmente erupciones volcánicas antiguas ocurridas en la región andina pudieron contribuir a estos aportes, o haberse producido dicho enriquecimiento en Hg por combinación de ambos. Sin embargo, el incremento de éste metal en suelos superficiales de Sunchulli sugiere una deposición de mercurio en su forma de vapor en la zona próxima a los lugares de quema. De hecho, algunos estudios han comprobado que la contaminación de Hg puede alcanzar una distancia de aproximadamente 50 km de la zona de emisión (MAURICE-BOURGOIN, 2001).

Los valores de As en las zonas cercanas a las actividades mineras fueron mayores que en las zonas alejadas, superando en Sunchullí incluso los niveles de referencia (19 mg As kg^{-1} y 29 mg As kg^{-1}; NMHPPE, 1994 y CCME, 1999, respectivamente). Estas elevadas concentraciones de As podrían estar asociadas con su proximidad a los residuos mineros cuyo contenido mineralógico es principalmente arsenopirita ($FeAsS_2$) (LACERDA Y SALOMÓN, 1998). La escorrentía, el viento y las actividades humanas pueden transportar los residuos hacia los alrededores.

Aunque no con gran diferencia, los resultados de As y de Hg en Sunchullí son mayores que en Suches; éste hecho permite determinar que la minería primaria o filoniana aporta mayores concentraciones de Hg y As respecto a la minería secundaria o aluvial; esto se justifica por la gran diferencia existente entre las técnicas de extracción y procesamiento del mineral para la obtención del oro.

Conclusiones

En los dos distritos mineros, los resultados de Cd, Cu, Pb y Zn se encuentran bajo los niveles de referencia de la normativa de Canadá y Holanda, lo que sugiere que estos metales pueden ser derivados del material original. Los resultados de Hg obtenidos, similares en áreas cercanas y alejadas de las actividades mineras, permite elucidar que parte de Hg puede ser producto de las emisiones antropogénicas descargadas en los últimos años o incluso ser procedente de erupciones volcánicas antiguas ocurridas en la región andina, o por combinación de ambas; sin embargo, el incremento de Hg en los suelos superficiales de Sunchulli sugiere una deposición de Hg en las proximidades de las áreas de quema del mercurio, superando las concentraciones habituales de Hg en los suelos y el nivel de referencia de Holanda. También los altos valores de As en la zona cercana a las actividades mineras podrían estar relacionados con la proximidad a los residuos mineros ubicados en esta zona; estos residuos son ricos en arsénico ya que proceden de rocas arsenopiríticas, sobre todo en Sunchulli donde se superan incluso las normativas de Holanda y Canadá. Los resultados de As y de Hg en Sunchullí son mayores que en Suches; por tanto, las técnicas de extracción y procesamiento del mineral para la obtención del oro en la minería primaria o filoniana generan mayores concentraciones de mercurio y arsénico.

Teniendo en cuenta que las actividades de extracción de oro representan la principal fuente laboral para la mayoría de la población de las zonas de estudio, y que el uso del mercurio es una característica principal en la extracción del oro, la posibilidad de una prohibición de su uso no es realista en el contexto socioeconómico e incluso en el nivel reglamentario. Por lo tanto, la única solución es tratar de organizar y gestionar su práctica ofreciendo técnicas alternativas más limpias y hacer que la población local sea consciente del problema y sus riesgos. El uso de retortas, por ejemplo, es muy recomendable ya que puede reducir drásticamente las emisiones de Hg y su costo es muy bajo.

Por otro lado, los desechos y residuos, con contenidos de metales pesados procedentes de la extracción del mineral, son factores importantes para la alta concentración de arsénico en el suelo, y más aún cuando son arrojados a los ríos, donde los sedimentos están enriquecidos con estos metales.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por:

- Ministerio de Ciencia e Innovación de España a través de una Beca de Formación de Personal Investigador y del Proyecto CTM2006-02812 “Evaluación de los Recursos Naturales y Biodiversidad en Apolobamba (Bolivia): Análisis de Riesgos por Actividades Mineras y Remediación de Áreas Afectadas”.
- Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) a través del Programa Araucaria.
- Secretaria de Acción Exterior y Relaciones con la Unión Europea de la Región de Murcia.

Los autores también expresan su agradecimiento al Servicio Nacional de Áreas Protegidas de Bolivia por su apoyo administrativo y logístico a través de la Dirección del Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba.

Bibliografía

ARCE-BURGOA O, URIBE-ZEBALLOS H, MENACHO-LEÓN M, 2001. Geology and VMS potential of Bolivia. *Geological Associations of Canada*. Special Publication Nº 2.

BUNDSCHUH J, ARMIENTA MA, BHATTACHARYA P, MATSCHULLAT J, BIRKLE P, MUKHERJEE AB. 2009. Natural arsenic in groundwater of Latin America – Occurrence, health impact and remediation. Netherlands: Balkema.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2005, Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Agricultural Water Uses: Summary Table (updated October 2005). *Canadian Council of Ministers of the Environment*.

FITZGERALD W, MASON R, BANDAL G, 1991. Atmospheric cycling and air-water exchange of mercury over mid-continental lacustrine regions. *Water, Air Soil Pollut.* 56: 745-767.

LACERDA LD, SALOMONS W, 1998. Mercury from gold and silver mining: a chemical time bomb? Berlin. Heidelberg. Springer-Verlag.:146p. New York

LIN C, PEHKONEN S, 1997. Aqueous free radical chemistry of Mercury in the presence of iron oxides and ambient aerosol. *Atmos Environ*. 31(24): 4125-4137.

NRIAGU JO, 1994. Mercury pollution from the past mining of gold and silver in the Americas. *Sci. Total Environ*. 149 (3):167-181.

NMHPPE, 1994. Netherlands Ministry of Housing. Physical Planning and Environment. Leidschendam. Holland.

MAURICE-BOURGOIN L, 2001. El mercurio en la Amazonía Boliviana. Síntesis del conocimiento sobre la contaminación por mercurio en aguas, sedimentos y peces del río Beni y sus tributarios. 1st ed. Maurice-Bourgoin L. (ed.). p. 17-38. La Paz

MMA (Ministerio de Medio Ambiente - España), 1996. Indicadores ambientales. Una propuesta para España. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Madrid

PEECH M, 1970. Hidrogen-ion activity. In: Black CA, editor. Methods of Soil analysis. Madison: American Society of Agronomy Inc. 914-916.

RAMÍREZ V, TERÁN N. 2002. Inventariación de actividades mineras e impactos ecológicos y socioeconómicos en el Área Natural de Manejo Integrado Apolobamba. Informe de trabajo de campo. Conservación Internacional/CEPF. La Paz, Bolivia.

SENESIL GS, BALDASSARE G, SENESI N, RADINA B. 1999. Trace elements inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. Chemosphere 39 (2): 343–377.

SERNAP (Servicio Nacional de Áreas Protegidas), 2006. Plan de Manejo. Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba. Informe Interno. 437 p. La Paz

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). Method 3050B. Acid digestion of sediments. sludges. and soils. Rev. 2. December 1996. SW-846: test methods for evaluating solid waste. physical/chemical methods. http://www.epa.gov/waste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf (accessed june. 2009).

U. S. EPA (Environmental Protection Agency). Method 7473. Mercury in solids and solutions by thermal decomposition. amalgamation. and atomic absorption spectrophotometry. Rev. 0. January 1998. SW-846: test methods for evaluating solid waste. physical/chemical methods. Update IVA. Washington. DC. U.S.A.: US Government Printing Office (GPO); 2000.

USDA (United States Department of Agriculture). Natural Resources Conservation Service. National Soil Survey Handbook. title 430-VI. 2005 [January/24/2009] Available from: http://soils.usda.gov/technical/handbook/ accessed.

VEGA F, COVELO E, ANDRADE M, MARCET P. 2004. Relationships between heavy metals content and soil properties in minesoils. Analytica Chimica Acta 524: 141–150.

Riesgos derivados de la presencia de residuos mineros: Disponibilidad de metales en minas abandonadas

SEVILLA-PEREA, A.[1], FERNÁNDEZ-GÁLVEZ, J.[1], ROSSINI OLIVA, S.[2], MINGORANCE, M.D.[1]

[1]Insituto Andaluz de Ciencias de la Tierra (CSIC-UGR), Profesor Albareda 1, 18008 Granada (España), ana.sevilla@eez.csic.es
[2] Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes s/n, 41012 Sevilla (España)

Resumen

La minería en Andalucía ha dado lugar a la creación de entornos, formados por sólidos de desecho, que forman lo que se conoce como tecnosoles y que pueden contener elementos potencialmente tóxicos para los recursos hídricos y biológicos; llegando incluso a suponer un riesgo para la salud. Los metales más abundantes en el entorno de Riotinto son Cd (1-50 mg kg^{-1}), Pb (80-52000 mg kg^{-1}) y Cu (20-2000 mg kg^{-1}) con una alta variabilidad espacial, en forma de parches. En el área de Alquife, el contenido de estos metales es menor (Cd, 1-11 mg kg^{-1}; Cu, 30-60 mg kg^{-1}; Pb, 6-12 mg kg^{-1}) y su distribución espacial es más homogénea. En este trabajo, se presenta una primera aproximación al riesgo de toxicidad de estos metales para organismo biológicos, especialmente las plantas, estimados a partir de la fracción extraíble con EDTA. Las características físico-químicas de los suelos, en especial el pH, ácido en Ritointo y ligeramente básico en Alquife, controlan la dinámica de las especies químicas en la fase sólida del suelo y, por tanto, su potencial movilidad. En Alquife, el metal más biodisponible es el Cd, mientras que los otros metales están disponibles en cantidades < 2% del total. En cambio, en Riotinto, la biodisponibilidad puede llegar a superar el 50% en algunos puntos, y la secuencia es Cu>Pb>Zn>Cd.

Palabras clave

Cadmio, cromo, cobre, níquel, plomo, cinc, biodisponibilidad, contaminación, polución, suelos mineros

1. Introducción

Los metales pesados una vez que llegan al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías: pueden quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución del suelo o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación; pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas; pueden pasar a la atmósfera por volatilización; y pueden movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas.

La fracción de metal presente en la solución del suelo, junto con otras formas como las adsorbidas en el complejo de cambio, las débilmente unidas a constituyentes inorgánicos y orgánicos representa la fracción biodisponible y es una medida de la peligrosidad inmediata, mientras que el contenido total de metal representa la peligrosidad potencial o futura. La biodisponibilidad del metal, por tanto, depende de la naturaleza del metal y de las características del suelo (BASTA et al., 2005). En suelos con pobre estructura y bajo contenido en materia orgánica, como los tecnosuelos, los

metales se encuentran poco retenidos en la fase sólida del suelo quedando accesibles para la absorción por las raíces de los cultivos y vegetación silvestre, y/o se pueden movilizar a los recursos hídricos superficiales y subterráneos. Algunas plantas, cultivadas en suelos contaminados, pueden absorber los metales en concentraciones proporcionales a su abundancia en los suelos, y especialmente en la solución del suelo (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001). Como consecuencia de esto, GULSON *et al*. (1996) mencionan, que excesivas concentraciones de metales en el suelo puede afectar a la calidad de los alimentos, a la seguridad de la producción agrícola y a la salud del medio ambiente, ya que estos se mueven a través de la cadena trófica.

Por tanto, es de necesidad evaluar, tanto la disponibilidad de los metales en los suelos para las plantas que se desarrollan en ellos (biodisponibilidad), así como la movilidad de los mismos por la acción de factores exógenos, que pueden determinar su potencial efecto tóxico o perjudicial. Uno de los métodos más aceptado para la determinación de la fracción disponible de un metal son las extracciones con agentes químicos (PEIJNENBURG et al., 2007). Dentro de ellos, la fracción de metal extraída con EDTA representa la reserva de metal potencialmente biodisponible y estima satisfactoriamente la fracción que puede causar efectos tóxicos sobre los posibles receptores de los metales.

2. Objetivos

Evaluar el nivel de contaminación de metales en los suelos de dos entornos mineros de características diferentes así como establecer el potencial riesgo de toxicidad de estos metales estimados a partir de la facción extraíble con EDTA.

3. Metodología

El área minera de Riotinto (Faja Pirítica Ibérica, SO de España, Huelva) (Figura 1), ha sido objeto de una intensa actividad minera desde época de los Tartessos, alcanzándose su máximo apogeo a finales del siglo XIX. Esta zona minera ha sido declarada Bien de Interés cultural con la categoría de Sitio Histórico (Decreto 236/2005, de 25 de Octubre). Una explotación minera de tan dilatada historia ha generado millones de toneladas de escombros y residuos mineros, que han acidificado y enriquecido el suelo de la zona en algunos metales asociados a la explotación del cobre. Debido a la gran extensión del área afectada, se realizó un muestreo aleatorio en las escombreras situadas entre la mina de Riotinto y la mina de Peña de Hierro. Se muestrearon 12 puntos y en cada uno de ellos se tomaron 4 submuestras, separadas entre sí 50 m y distribuidas aleaoriamente en distintas direcciones. Las submuestras se tomaron de la capa superficial (0-20 cm) y se mezclaron adecuadamente para constituir la muestra compuesta representativa de cada punto.

El área minera de Alquife se localiza en la comarca del Marquesado del Zenete de la provincia de Granada (España) (Figura 1). Estos yacimientos mineros ya se conocían en la época romana pero fue en el siglo XIX cuando alcanzó su mayor producción. Hasta mediados del siglo XX la explotación fue subterránea y, posteriormente, se extrajo el mineral a cielo abierto. En la actualidad se está tramitando su inscripción en el Catálogo General del Patrimonio Histórico Andaluz como Bien de Interés Cultural. La acumulación de materiales de desecho debido a la explotación minera ha dado lugar a una escombrera con una superficie de aproximadamente 260 ha

y una altura que oscila entre los 80 y los 60 m, cuyo impacto ambiental es muy evidente. En este entorno se realizó un muestreo en rejilla donde los puntos de muestreo (12 puntos) están situados a intervalos regulares de 300 m. En cada punto se tomó una muestra compuesta de la capa superficial del suelo (0-15 cm) dónde la primera submuestra se tomó en el centro de la cuadrícula de la red y las otras tres a 50 m de la primera, en distintas direcciones de forma aleatoria.

Una vez recogidas las muestras de suelo, se secaron al aire y se tamizaron para obtener la fracción de tierra fina (< 2mm). Una alícuota de muestra se molió en mortero de ágata (<50µm) para la determinación de metales. La caracterización físico-química de los suelos se llevó a cabo según los métodos implantados en el laboratorio, de acuerdo a las metodologías clásicas (Soil Conservation Service, 1972), y los resultados se muestran en la Tabla 1. Para la determinación del contenido pseudo-total de metales (Tabla 2), las muestras fueron digeridas con agua regia en un sistema de digestión asistida por microondas (Milestone, ML2000) y posterior análisis mediante ICP-OES (Thermo ICAP 6000). La fracción de metal biodisponible se estimó por extracción con EDTA a pH 7, de acuerdo al protocolo del BCR (Quevauviller et al, 1997).



Figura 1. Localización de los entornos mineros de Riotinto y Alquife

Los índices de contaminación (IC) se establecieron como el cociente entre el contenido de metal en los diferentes puntos y los niveles de referencia en suelos de Andalucía.

Tabla 1. Características generales de los suelos procedentes de los entornos mineros de Riotinto y Alquife

	Alquife					Riotinto				
	Arcilla %	pH	CE dS/m	MO %	CIC $cmol_+/kg$	Arcilla %	pH	CE dS/m	MO %	CIC $cmol_+/kg$
Max	17	8,5	0,147	0,39	3,0	38	4,98	0,495	9,0	20,0
Min	4	7,6	0,063	0,15	0,83	2	3,02	0,035	0,8	5,0
Media	9,7	8,0	0,095	0,25	2,2	20	4,13	0,145	3,4	11,8
Mediana	9,9	8,0	0,094	0,25	2,5	14	4,10	0076	2,3	11,5
Desv. tipica	3,3	0,26	0,025	0,08	0,75	11	0,65	0,143	2,8	4,3

(n=12)

4. Resultados y discusión

El contenido pseudo-total de metales pesados en los suelos procedentes de Riotinto (RT) y Alquife (AL) se resume en la Tabla 2. Se puede observar que la concentración y el rango en que se encuentran los metales en los suelos de RT son mayores que en AL debido, probablemente, a la diferente litología de ambas zonas y a los diferentes residuos mineros vertidos.

Para interpretar el significado del nivel de metal en las muestras de suelo, el valor obtenido del análisis químico se compara con los niveles máximos establecidos para suelos de Andalucía (AGUILAR et al, 1999). De acuerdo a estos valores (Tabla 2), solamente el Cd en algunos de los puntos del entorno de Alquife supera la concentración máxima permitida para uso agrícola en Andalucía y el indicado para suelos de España. En relación con los suelos de RT, el 50% de las muestras superan los valores de Cd, Cu y Pb permitidos en ambas directrices (Tabla 2), y solamente dos muestras contienen Zn por encima de los valores máximos permitidos. Con objeto de cuantificar el nivel de contaminación, se calculó el IC en relación al valor máximo permitido en Andalucía. Los resultados indican que los suelos de ambos entornos mineros no se pueden considerar contaminados de Ni, Cr y Zn. En cambio, los suelos de Alquife se consideran ligeramente contaminados de Cd (Figura 2), mientras que en los de Riotinto se pueden considerar contaminados, Pb>Cu>Cd. Asimismo, considerando el aporte de todos los metales en conjunto (índice global en la Figura 2), el entorno de Ritointo presenta un nivel de contaminación 5 veces mayor que el de Alquife.

Tabla 2. Contenido total de metales (mg/kg) en los suelos de Riotinto (n=12) y Alquife (n=12). Valores por debajo del límite de detección se indican con <.

.

	Máx.	Min.	Media	Mediana	Valor máximo Andalucía[a]	Valor máximo España [b]	Valores de fondo[c]
RIOTINTO							
Cd	43	0,6	12	4,7	2	1	-
Cr	83	<	11	<	100	100	-
Cu	2345	22	357	124	50	50	-
Ni	10	<	2,3	1,0	40	30	-
Pb	52613	79	4901	487	100	50	-
Zn	301	14	79	45	200	150	-
ALQUIFE							
Cd	10,8	1,1	3,4	2,0	3	3	-
Cr	82,3	43,3	49,4	45,0	100	150	29-66
Cu	61,9	37,0	42,0	39,2	100	210	13-26
Ni	43,8	10,8	31,2	35,6	50	112	7-20
Pb	12,9	6,5	8,6	8,1	200	300	15-36
Zn	103	32,3	76,1	86,3	300	450	5,5-76

[a] Valores máximos permitidos para suelos agrícolas (AGUILAR et al., 1999)
[b] Concentraciones máximas permitidas en España (BOE, 1990)
[c] Valores de fondo de los suelos de la provincia de Granada (DÍEZ et al, 2009)

La comparación con los valores de fondo (Tabla 2) de la mayor parte de los suelos y rocas de la provincia de Granada (DÍEZ et al., 2009) muestran valores anómalos de Ni y Cu en todos los puntos muestreados de Alquife y, ocasionalmente, en algunos puntos para Cr y Zn.

Por último, la concentración de metales biodisponibles se muestra en la Figura 3. Los suelos de RT presentan unas características, en especial pH ácido, que favorece la biodisponiblidad de los metales estudiados, en particular de Cu, que en tres de los puntos muestreados, más del 50 % del Cu total del suelo puede estar biodisponible. En cambio, en los suelos de AL, el único metal con alta biodisponiblidad es el Cd.

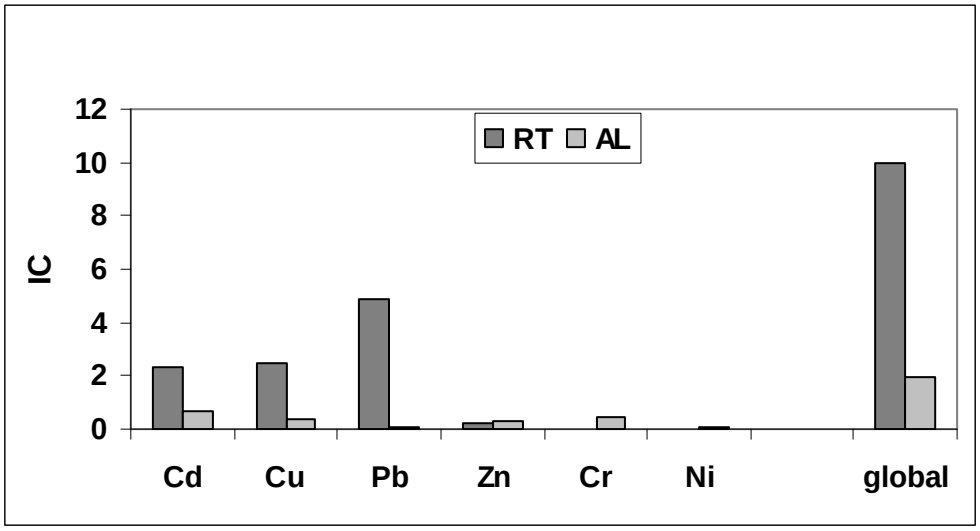


Figura 2. Indice de contaminación medio para cada uno de los metales e índice global de contaminación para los dos entornos mineros: Riotinto (RT) y Alquife (AL)

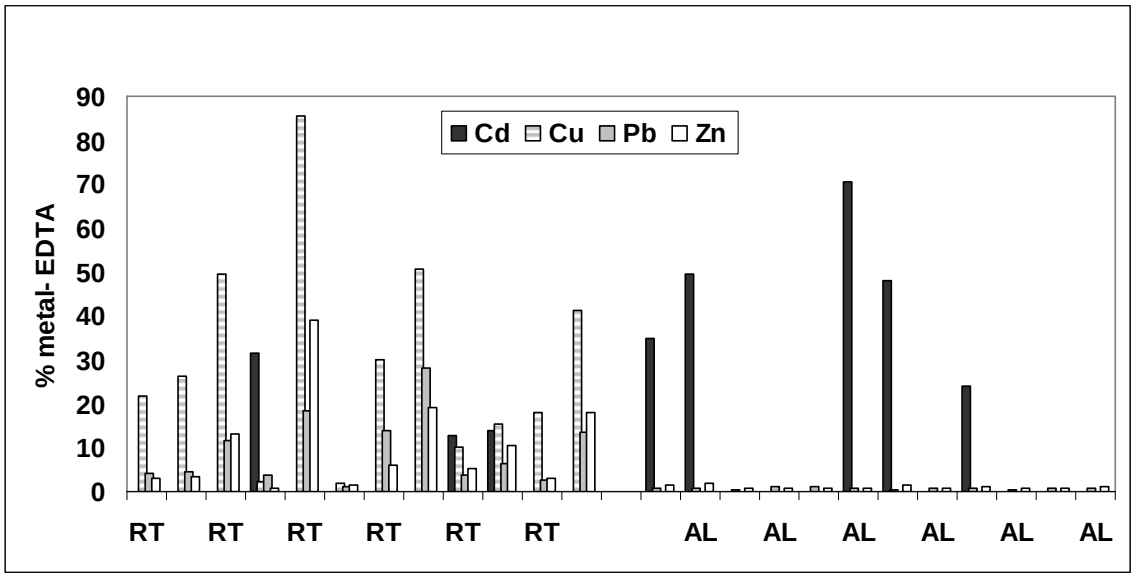


Figure 3. Porcentaje de Cd, Cu, Pb y Zn extraído con EDTA, con respecto al contenido total, de los suelos de Riotinto (RT) y Alquife (AL).

5. Conclusiones

Las metales presentes en el área de Riotinto, excepto Ni y Cr, se encuentran en concentraciones que sobrepasan los niveles propuestos por las diferentes normativas consideradas y aportando a este zona un alto nivel de contaminación. El bajo pH de estos suelos, entre otros factores, favorece la biodisponiblidad, especialmente de Cu y Pb. El entorno minero de Alquife se puede considerar con un nivel de contaminación bajo y las características del suelo, al contrario que en Riotinto, inducen la retención de los metales en la fase sólida del suelo reduciendo su biodisponibilidad. Solamente el Cd, en algunos puntos, presenta del 20-60% de biodisponibilidad.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Andalucía a través del proyecto RNM-3526.

7. Bibliografía

AGUILAR, J., DORRONSORO, C., GALÁN, E., GÓMEZ ARIZA, J.L. 1999. Criterios y estándares para declarar un suelo como contaminado en Andalucía. Publicaciones de la Universidad de Sevilla. Sevilla.

BASTA, N.T., RYAN, J.A., CHANEY, R.L. 2005. Trace element chemistry in residual-treated soil: Key concepts and metal bioavailailability. J. Envrion. Qual. 34, 49-63.

BOE (1990). REAL DECRETO 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario BOE nº 262 (1 de noviembre de 1990), 32339-32340.

DÍEZ, M. SIMÓN, M., MARTÍN, F., DORRONSORO, C., GARCÍA, I., VAN GESTEL, C.A.M. 2009. Ambient trace element background concentrations in soils and their use in risk assessment. Sci. Total Environ. 497, 4622-4632.

GULSON, B.L., MIZON, K.J., KORSCH, M.J., HOWARTH, D. 1996. Non-orebody sources are significant contributors to blood lead of some children with low to moderate exposure in a major mining community. Sci. Total Environ. 181, 223-230.

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. 2001 Trace elements in soil and plants. CRS Press. Florida

PEIJNENBURG, W.J.G.M., ZABLOSTSKAJA, M., VIJVER, M.G. 2007. Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. Ecotox. Environ. Saf. 67, 163-179.

QUEVAUVILLER, P., LACHICA, M., BARAHONA, E., RAURET, G., URE, A., GOMEZ, A., MUNTAU, H. 1997. The certification of the EDTA extractable contents (mass fractions) of Cd, Cr, Ni, Pb and Zn and of the DTPA-extractable contents (mass fractions) of Cd and Ni in calcareous soil by the extraction procedures given-CRM 600. Luxembourg.

SOIL CONSERVATION SERVICE**.** 1972. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting samples. USDA, Washington, DC.

DEGRADACIÓN Y RECUPERACIÓN DE SUELOS (EROSIÓN Y DESERTIFICACIÓN)

La producción científica sobre erosión hídrica en España. Análisis de las líneas de investigación

AÑÓ VIDAL, C., PERIS MENDOZA, M., SÁNCHEZ DÍAZ, J.

Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación –CIDE (CSIC-Universitat de València-Generalitat Valenciana).

Resumen
En este trabajo se analiza la producción científica sobre erosión hídrica realizada en España entre 1955 y 2004. La información bibliográfica se ha obtenido de la base de datos en estudios de erosión Bib-Eron, que, hasta mayo de 2010, contaba con 1.748 referencias bibliográficas. En la base de datos se han incorporado exclusivamente aquellos trabajos que se han podido consultar directamente. El análisis temático de la literatura científica se ha efectuado clasificando los trabajos en 26 descriptores, que muestran distintas líneas de investigación, caracterizados *ex profeso*. La aplicación de este indicador bibliométrico permite conocer los principales campos de estudio, la evolución temporal de las diferentes líneas de investigación y cuáles han sido los temas más publicados en las revistas, el principal medio de difusión del conocimiento científico.

Palabras clave
Erosión hídrica, base de datos bibliográfica, producción científica, España.

1. Introducción

En España, entre los distintos procesos que generan la degradación del suelo, la erosión hídrica es el que presenta una mayor extensión espacial e impacto ambiental, constituyendo uno de los factores determinantes de la desertificación (LÓPEZ BERMÚDEZ, 2008; LÓPEZ BERMÚDEZ y GARCÍA RUIZ, 2008). La importancia que adquiere la erosión está provocada en gran medida por las características biofísicas del territorio español. El estudio de la erosión del suelo, proceso complejo y multifactorial, puede abordarse desde enfoques distintos, según se considere el análisis de los factores, de las formas en que se produce la erosión, del tipo de actividades humanas que intensifican los procesos o de las técnicas de medida y modelos utilizados para evaluar las pérdidas de suelo provocadas por la erosión acelerada. A finales de 1998 el Departamento de Planificación Territorial del Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE) comenzó la recopilación de estudios que trataran la erosión hídrica del medio edáfico. La búsqueda y posterior clasificación de estos trabajos científicos se ha traducido en la incorporación de la bibliografía consultada en una base de datos, denominada Bib-Eron (AÑÓ et al., 2000); base de datos inicialmente concebida para recopilar, organizar y clasificar la producción científica de investigadores que, desde disciplinas muy diversas, han estudiado durante las últimas décadas los procesos erosivos en España.

Hasta mayo de 2010 la base de datos cuenta con 1.748 referencias bibliográficas pertenecientes al periodo comprendido entre 1955 y 2004, ambos incluidos. Únicamente se han considerado los trabajos cuyo contenido se refiera, desde un punto de vista espacial, al territorio español. Las fuentes de consulta utilizadas han sido revistas nacionales e

internacionales, actas de congresos y reuniones científicas celebrados en España y en el extranjero, capítulos de libros, monografías, libros, Tesis Doctorales, memorias de licenciatura, proyectos final de carrera, trabajos de investigación de programas de doctorado e informes científico-técnicos. El número de trabajos publicados sobre erosión durante el periodo temporal de análisis supera los incorporados actualmente en la base de datos; sin embargo el número de referencias bibliográficas consideradas (más de mil setecientas) sí son representativas de la evolución cronológica y temática de los estudios sobre erosión efectuados en España, aportando la suficiente información para analizar la producción científica desde un punto de vista bibliométrico. La aplicación de indicadores bibliométricos permite, de acuerdo con SÁNCHEZ NISTAL (1995), conocer las características de cualquier área de conocimiento, su situación actual y evolución, tanto cronológica como temática. En la base de datos se han incorporado exclusivamente aquellos trabajos que se han podido consultar directamente. Por lo tanto, el análisis bibliométrico que se desarrolla a continuación, y a diferencia de la mayoría de este tipo de estudios realizados en diferentes áreas de conocimiento, no se ha realizado a partir del vaciado previo de las principales bases de datos bibliográficas.

2. Metodología

El análisis temático de la literatura científica se ha efectuado clasificando las publicaciones en 26 descriptores caracterizados *ex profeso*. El elevado número de descriptores, que muestran distintas líneas de investigación, es debido a las características de un proceso complejo en el que intervienen muchos factores y que ha sido abordado desde muchos puntos de vista y mediante métodos muy diferentes. Un gran número de trabajos pueden agruparse en varios descriptores; en estos casos, y para facilitar el análisis bibliométrico, hemos optado, al igual que la recopilación bibliográfica efectuada por ROMERO DÍAZ (2002) para la Región de Murcia, por incluirlo en un único descriptor en función de la importancia otorgada a los contenidos de la publicación. De todos modos, la base de datos recoge esta peculiaridad y permite asignar un segundo descriptor en aquellos trabajos que lo requieran.

3. Resultados

En España, la investigación en erosión durante la década de los años setenta tiene poca importancia tal como refleja el número escaso y esporádico de trabajos publicados. Por el contrario, el número de las publicaciones que analizan desde distintos puntos de vista el fenómeno de la erosión hídrica ha experimentado una tendencia ascendente desde inicios de los ochenta, creciendo espectacularmente, aunque de forma irregular, en la década de los noventa y en los primeros años de la centuria actual, con un máximo en 2003 (Figura 1). Entre 1994 y 2004 se han publicado más del 70% del total de estudios incorporados en Bib-Eron. El fuerte aumento del número de trabajos publicados a partir de los años noventa es similar al acaecido en otras disciplinas como, por ejemplo, la Geomorfología (GARCÍA RUIZ, 2008a). Entre las causas que explican el aumento de la producción bibliográfica pueden destacarse las siguientes: el incremento de los fondos públicos, nacionales y europeos, destinados a proyectos de investigación; la proliferación de congresos y reuniones científicas sobre erosión, con la consiguiente edición de las comunicaciones que, en muchas ocasiones, suponen el preludio de posteriores publicaciones (monografías, capítulos de libros, artículos en revistas nacionales e internacionales); la colaboración entre diferentes grupos de investigación, españoles y sobre todo extranjeros, etc. En definitiva, en la década de los

noventa, y en relación con años precedentes, aumentan considerablemente los mecanismos para publicar los resultados científicos.

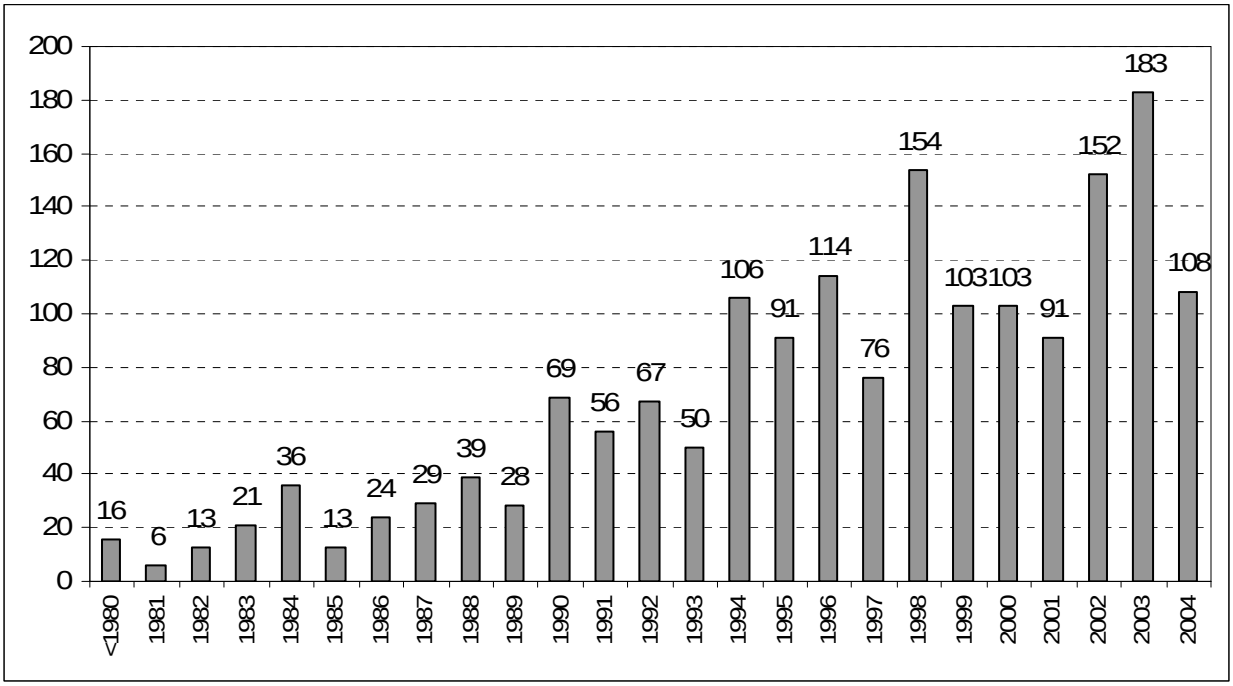


Figura 1. Número total de trabajos publicados por año de edición

Entre los distintos tipos de documentos científicos que se han incorporado en la base de datos destacan los trabajos publicados en revistas nacionales (489 referencias) y extranjeras (405 referencias), que, en conjunto, suponen más de la mitad del total; porcentaje lógico si consideramos que en los últimos años las revistas se han configurado como el medio más utilizado para la difusión del conocimiento científico. El resto de trabajos se distribuyen entre contribuciones procedentes de actas de congresos nacionales (313 referencias) e internacionales (96 referencias), capítulos de libros (282 referencias), libros (76 referencias), Tesis Doctorales (58 referencias) y otros documentos (29 referencias) que incorpora memorias de licenciatura, proyectos final de carrera, trabajos de investigación de programas de doctorado e informes técnicos. En los dos últimos apartados el número tan bajo de referencias está justificado por la propia naturaleza (trabajos inéditos) de este tipo de documentación y, por tanto, difíciles de acceder a ellos sin el consentimiento previo de los autores.

Tal como muestra la Tabla 1, los principales campos de estudio o líneas de investigación, con su correspondiente reflejo en el mayor número de trabajos publicados, corresponde a cuestiones relacionadas con la evaluación cuantitativa, indirecta o directa, de la erosión (descriptores V y VI); la caracterización de los factores erosivos (descriptores VIII, IX, X y XI); la incidencia en el proceso del abandono de tierras de cultivo y de los incendios forestales (descriptores XIII y XIV); el análisis de morfologías ligadas a procesos erosivos especialmente los *badlands* (descriptor XVII) y la experimentación de diferentes procedimientos para recuperar suelos degradados por la actividad erosiva (descriptor XX). En conjunto, los trabajos incluidos en estos descriptores representan cerca del 70% de las referencias bibliográficas incorporadas actualmente en la base de datos. Entre ellos destacan la evaluación cuantitativa indirecta y la capacidad de infiltración del edafosistema con unos porcentajes superiores al 10%. El resto de campos de estudio tienen menor importancia desde

el punto de vista de la literatura científica publicada. Aunque el número de trabajos que abordan el estado de la cuestión de un tema concreto de investigación son abundantes (descriptor II), resulta llamativo el escaso número de manuales que aporten una visión holística en el análisis de la erosión antropogénica. Además, dos de los manuales se editaron en la década de los cincuenta del siglo pasado, uno a finales de los ochenta, dos a inicios de los noventa y, el último, es de 2002. Únicamente la reciente publicación de GARCÏA RUIZ y LÓPEZ BERMÚDEZ (2009) ofrece un análisis actualizado y global sobre el estudio de la erosión hídrica en España.

Tabla 1. Número de referencias bibliográficas agrupadas por descriptores.

DESCRIPTORES	Referencias
I. Manual	6
II. Estado del arte	67
III. Metodologías de evaluación	63
IV. Evaluación cualitativa	43
V. Evaluación cuantitativa indirecta	179
VI. Evaluación cuantitativa directa	89
VII. Análisis del proceso	30
VIII. Causas y consecuencias de precipitaciones extraordinarias. Erosividad de la lluvia	147
IX. Erosionabilidad del suelo	85
X. Capacidad de infiltración del suelo. Medición de la escorrentía	178
XI. Vegetación y erosión	122
XII. Prácticas de conservación de suelos	22
XIII. Abandono de campos cultivados y erosión	92
XIV. Incendios forestales y erosión	83
XV. Repoblaciones forestales y erosión	42
XVI. Caminos forestales y erosión	11
XVII. Caracterización de *badlands*	87
XVIII. Erosión por *piping*	22
XIX. Erosión por cárcavas y barrancos	33
XX. Recuperación de suelos degradados	104
XXI. Manejo del suelo y erosión	70
XXII. Usos del suelo y erosión	53
XXIII. Estimación de la erosión con métodos geoarqueológicos	7
XXIV. Control de la erosión. Revegetación. Restauración hidrológico-forestal	67
XXV. Impactos económicos de la erosión	8
XXVI. Erosión y desertificación	38

La evolución temporal de las diferentes líneas de investigación sobre erosión refleja importantes cambios (Tabla 2). En la década de los ochenta predominan las publicaciones que abordan el conocimiento general de los procesos erosivos, el análisis de los factores (especialmente las causas y consecuencias de las precipitaciones torrenciales y la erosionabilidad de los suelos), la caracterización de los *badlands* y, sobre todo, la evaluación cuantitativa indirecta. Entre 1990 y 2004 se consolidan los campos de estudio iniciadas con anterioridad y aparecen nuevos ámbitos de investigación entre los que sobresalen, en función del número de documentos científicos publicados, los siguientes: la respuesta hídrica del

medio edáfico y la medición de la escorrentía; la influencia de la cobertura vegetal y el manejo/usos del suelo en la erosión; la incidencia en el proceso de los incendios forestales y el abandono de campos cultivados, y la aplicación de técnicas tanto para recuperar suelos degradados como para implantar medidas efectivas para controlar los procesos erosivos, bien sea mediante la revegetación o la restauración hidrológico-forestal.

Tabla 2. Número de referencias bibliográficas agrupadas por descriptores y año de publicación

	≤1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
I	2								1				1		1								1		
II				1				1	2		4	6	4				4	3	6	3	4	2	5	19	5
III	1		1		1	3		1			3		1	2	2	5	6	2	10	1	5	3	3	7	6
IV			1			1	2	1	1	1	2	2	2			7	2	2	6	1	2	5	4	1	
V	2		3	3	20	1	5	15	7	6	9	5	7	5	4	9	6	5	13	4	7	1	13	23	6
VI					2	1	1	1	9	1	5	5	5	6	1	4	4	2	4	3	1	4	11	14	5
VII	1	2	1		4			2	2	2	2	1	3		1	1	3		1	2		1	1		
VIII	5	3		15	1	3		1	4	2	2	6	4	2	13	3	4	6	15	13	15	8	9	6	5
IX	2				1	1	2		3	3	4	3	2	6	4	7	7	1	10	6	2	3	6	8	4
X		1	1	1	2	1	2	1	1	1	7	2	5	2	5	8	13	8	22	10	13	15	27	19	11
XI			1				2	1	1		6	6	5	4	15	7	9	7	16	9	4	3	12	7	7
XII	1									1				1	3	1	1	1	1		1		6	2	1
XIII							1		2		5	5	8	7	14	8	10	8	6	1	4	3	6	2	2
XIV			2		1	1		2	1	1	6	3	4	3	10	4	6	4	6	3	4	3	7	6	6
XV									1	1	3		1		3	3	3	1	2	2	2	4	7	5	4
XVI					1							1			2	2	2		1				1		1
XVII			2		1		6	2	3	1	3	5	10	5	8	5	6	7	1	2	7	4	3	3	3
XVIII					1		3		1		1				3	1	1	2	1	1				1	6
XIX														2	1	1	1		3	7	4	5		8	1
XX											3	1	1	2	9	3	10	4	7	15	11	8	6	15	9
XXI					1	1			1	1		2		2	2	2	3	6	8	8	7	6	4	12	4
XXII			1	1					1				1		1	6	4	3	7	7	1	5	6	4	5
XXIII										1		1						2	1		1			1	
XXIV										2				1	1		7	1	3	3	5	3	11	17	13
XXV															1							1	1	2	3
XXVI								2		4	2	2	2		2	4	2	1	4	2	3	4	2	1	1

En relación con las contribuciones publicadas en revistas, ya sean nacionales o extranjeras, éstas se caracterizan por su gran dispersión, aspecto que, en gran medida, restringe la difusión de los conocimientos científicos. La mayor o menor dispersión de la producción científica se evalúa contabilizando el número de artículos, incorporados en la base de datos, que aparecen en las diferentes revistas. En España no existe una revista que aglutine los trabajos científicos cuyo objetivo fundamental sea el estudio de la erosión, provocando, en consecuencia, que 489 artículos se distribuyan en 71 revistas, de las cuales 21 sólo tienen un artículo. Entre las revistas nacionales con un mayor número de artículos relacionados con la erosión hídrica del suelo hay que destacar *Edafología* (53 referencias), revista de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo que es la heredera de *Anales de Edafología y Agrobiología* (10 referencias) y *Suelo y Planta* (4 referencias); *Cuadernos de Investigación Geográfica* de la Universidad de la Rioja (60 referencias) y *Cuaternario y Geomorfología* (41 referencias), la revista de la Sociedad Española de Geomorfología y de la Asociación Española para el Estudio del Cuaternario. A mayor distancia se encuentran *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* (27 referencias), *Cuadernos de Geografía* de la Universitat

de València (22 referencias), *Ecología* (21 referencias), *Papeles de Geografía* de la Universidad de Murcia (17 referencias), *Studia Oecologica* (14 referencias), *NORBA Revista de Geografía* de la Universidad de Extremadura (12 referencias), Ingeniería del Agua (12 referencias), *Pirineos* (11 referencias), *Geographicalia* de la Universidad de Zaragoza (11 referencias) y *Estudios Geográficos* (10 referencias).

En el caso de los artículos publicados en revistas extranjeras la dispersión bibliográfica es más acusada: 405 trabajos están editados en 84 revistas de las cuales la mitad únicamente presentan un artículo. Al igual que en nuestro país no existe una revista susceptible de convertirse en el principal referente para los científicos que estudian la erosión en España, posición que parecía que podría ocupar *Catena* a finales de los noventa (AÑÓ et al., 2000). Por el contrario, durante los últimos años se han ampliado considerablemente el número de revistas en las que aparecen publicados trabajos sobre erosión. Las revistas extranjeras con un mayor número de artículos son *Catena/Catena Supplement* (80 referencias la primera y 12 la segunda), *Geomorphology* (26 referencias), *Land Degradation & Development* (21 referencias), *Earth Surface Processes and Landforms* (18 referencias), *Hydrological Processes* (15 referencias), *Journal of Hydrology* (15 referencias), *Physics and Chemistry of the Earth* (14 referencias), *Soil & Tillage Research* (12 referencias), *Geoderma* (12 referencias), *Arid Land Research and Management* (11 referencias) y *Soil Technology* (11 referencias).

En relación con los temas más publicados en revistas también existen diferencias en función de la mayor o menor difusión internacional de las mismas. En revistas extranjeras cinco descriptores representan la mitad de los trabajos publicados en éstas: capacidad de infiltración del suelo y medición de la escorrentía (56 artículos), recuperación de suelos degradados (40 artículos), caracterización de *badlands* (37 artículos) y la influencia de la cobertura vegetal (37 artículos) y de los incendios forestales (26 artículos) en los procesos erosivos. En revistas nacionales las líneas de investigación más publicadas son las siguientes: análisis de las causas y consecuencias de las precipitaciones torrenciales (69 artículos), capacidad de infiltración del medio edáfico (47 artículos), evaluación cuantitativa indirecta (36 artículos), vegetación y erosión (31 artículos), evaluación cuantitativa directa (29 artículos), estudios sobre el estado de la cuestión de cualquier tema relacionado con la erosión (27 artículos), abandono de campos cultivados y erosión (26 artículos) y erosionabilidad del suelo (20 artículos). Estos ocho descriptores representan cerca del 60% del total de artículos publicados en revistas nacionales.

En la década de los años ochenta y la primera mitad de los noventa del siglo pasado las revistas nacionales fueron las más utilizadas para difundir los resultados de las investigaciones sobre erosión efectuadas en España (Figura 2). Sin embargo, a partir de 1996 la producción científica se dirige preferentemente hacia revistas de difusión internacional incluidas en las bases de datos gestionadas por el *Institute for Scientific Information* (ISI). Hay que destacar que ninguna de las revistas españolas consideradas en este trabajo está recogida en el *Science Citation Index* (SCI) o el *Social Science Citation Index* (SSCI) durante el periodo temporal de análisis. La discontinuidad de esta tendencia en 2002 y 2003 tiene su origen, para el primer año, en un número especial de la revista *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* que publicó las aportaciones presentadas previamente a una Reunión sobre Hidrología Forestal. En el caso concreto de 2003 el motivo es similar: dos números monográficos de la revista *Edafología* que editó parte de los trabajos expuestos en el I Simposio Nacional sobre Control de la Erosión y Degradación del Suelo celebrado en Madrid. Esta circunstancia propició el aumento de artículos nacionales en esos años.

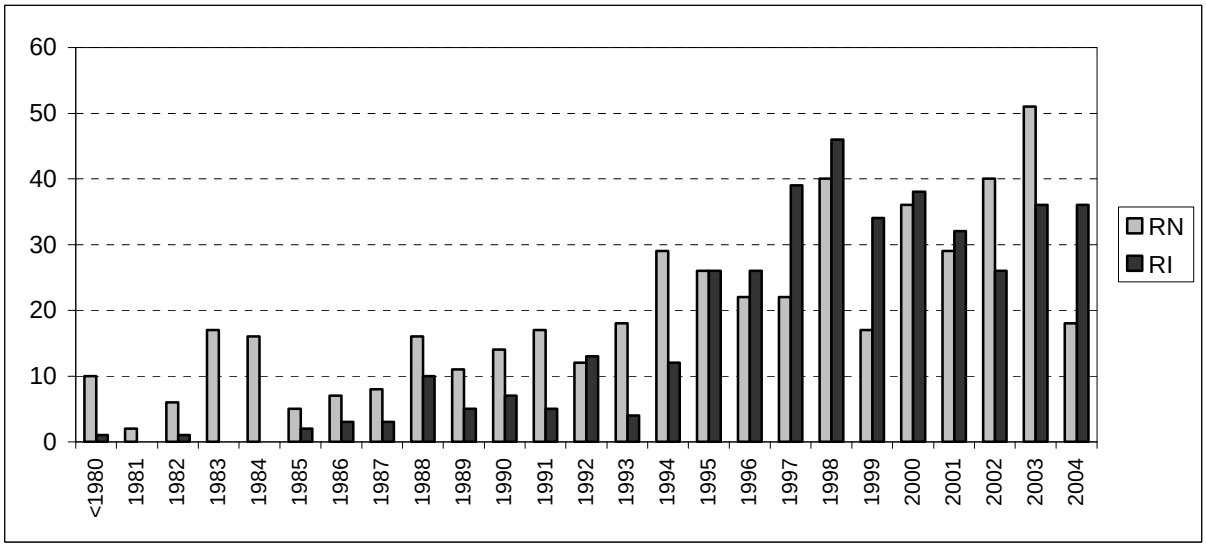


Figura 2. Evolución del número de artículos publicados en revistas nacionales (RN) e internacionales (RI)

La fuga de artículos hacia revistas extranjeras indexadas está muy relacionada con la progresiva aceptación de un indicador, el factor de impacto de las revistas de acuerdo a los criterios utilizados por el *Institute for Scientific Information*, para evaluar las fuentes en las que se publica la producción científica. A pesar de las importantes limitaciones que presenta este indicador (BORDONS et al. 2002; OSCA-LLUCH et al., 2008), su generalización está causando problemas en el funcionamiento, actual y futuro, de las revistas científicas españolas derivados en gran medida por el descenso tanto en el número como en la calidad de los originales recibidos (DÍAZ et al., 2001; SILVA y BAUTISTA, 2006), aunque un gran número de las revistas nacionales cumplan, desde hace años, con los criterios formales de calidad editorial (OLCINA y ROMÁN, 2004; GARCÍA RUIZ, 2008b) y hayan efectuado las acciones (digitalización de los contenidos, inclusión en portales de revistas y bases de datos, difusión en libre acceso, etc.) propuestas por ABADAL y RIUS (2008) para mejorar su difusión e impacto.

4. Conclusiones

Desde inicios de la década de los años ochenta el número de las publicaciones que analizan la erosión hídrica del suelo ha experimentado un crecimiento espectacular: de las 1.748 referencias bibliográficas que conforman en estos momentos Bib-Eron, 225 se publicaron entre 1955 y 1989, 886 en la década de los noventa y 637 en el periodo comprendido entre 2000 y 2004. Más de la mitad de estos trabajos han difundido los resultados de sus investigaciones en publicaciones periódicas. Los 894 artículos incorporados en la base de datos se han publicado en 71 revistas nacionales, de las cuales 21 sólo presentan un artículo, y 84 revistas extranjeras (40 con un artículo), situación que refleja la dispersión bibliográfica. Entre las primeras las que aportan un mayor número de trabajos son el medio de difusión científica de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo que, con distintas denominaciones a lo largo de su historia (*Anales de Edafología y Agrobiología*, *Suelo y Planta* y *Edafología*), cuenta con 67 referencias, *Cuadernos de Investigación Geográfica* (60) y *Cuaternario y Geomorfología* (41); entre las segundas sobresalen *Catena/Catena Supplement* (92 referencias), *Geomorphology* (26) y *Land Degradation & Development* (21). Por otro lado, desde 1996 aumentan el número de estudios publicados en revistas incluidas en

el Boletín del *Journal Citation Reports* mientas experimentan un descenso paralelo los publicados en revistas españolas.

El análisis temático de los documentos científicos muestra que el mayor número de trabajos publicados, que representan cerca del 70% del total de las referencias bibliográficas disponibles en la base de datos, se distribuyen entre los siguientes campos de estudio: la evaluación cuantitativa, indirecta o directa, de la erosión; el análisis de los factores erosivos (erosividad de la lluvia, erosionabilidad del suelo, respuesta hídrica del edafosistema e influencia de la vegetación en la erosión); las consecuencias del abandono de campos cultivados y de los incendios forestales; la caracterización de los *badlands* y la recuperación de suelos degradados por la actividad erosiva. Entre estas líneas de investigación destacan la evaluación cuantitativa indirecta y la capacidad de infiltración del medio edáfico con unos porcentajes superiores al 10%. El primero sobresalió en los años ochenta y el segundo ocupa una posición muy destacada entre 1990 y 2004.

5. Bibliografía

ABADAL, E., RIUS, L., 2008. Revistas científicas de las universidades españolas: acciones básicas para aumentar su difusión e impacto. *Revista Española de Documentación Científica* 31 (2), 240-260.

AÑÓ, C., PERIS, M., SÁNCHEZ, J., 2000. Bib-Eron: Base de datos bibliográfica sobre erosión hídrica del suelo. *Edafología* 7 (2), 1-8.

BORDONS, M., FERNÁNDEZ, M.T., GÓMEZ, I., 2002. Advantages and limitations in the use of impact factor measures for the assessment of research performance in a peripheral country. *Scientometrics* 53 (2), 195-206.

DÍAZ, M., ASENSIO, B., LLORENTE, G.A., MORENO, E., MONTORI, R., PALOMARES, F., PALOMO, J., PULIDO, F., SENAR, J.C., TELLERÍA, J.L., 2001. El futuro de las revistas científicas españolas: un esfuerzo científico, social e institucional. *Revista Española de Documentación Científica* 24 (3), 306-314.

GARCÍA RUIZ, J.M., 2008a. Una Historia de la Sociedad Española de Geomorfología (1987-2008). Sociedad Española de Geomorfología. 119 pp. Cádiz.

GARCÍA RUIZ, J.M., 2008b. Las citas internacionales de las revistas españolas de geografía. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 46, 207-225.

GARCÍA RUIZ, J.M., LÓPEZ BERMÚDEZ, F., 2009. La erosión del suelo en España. Sociedad Española de Geomorfología. 441 pp. Zaragoza.

LÓPEZ BERMÚDEZ, F., 2008. Desertificación: preguntas y respuestas a un desafío económico, social y ambiental. Fundación Biodiversidad. 131 pp. Madrid.

LÓPEZ BERMÚDEZ, F., GARCÍA RUIZ, J.M., 2008. La degradación del suelo por erosión hídrica en España. En: Cerdá, A. (ed.): Erosión y degradación del suelo agrícola en España. 11-49. Cátedra Divulgación de la Ciencia-Universitat de València. Valencia.

OLCINA, J., ROMÁN, A., 2004. Las revistas españolas de Geografía: cambios y adaptación

a los criterios editoriales de calidad. En: La Geografía española ante los retos de la sociedad actual. Aportación española al XXX Congreso de la Unión Internacional de Geógrafos. 145-179. Comité Español de la Unión Geográfica Internacional. Madrid.

OSCA-LLUCH, J., BLESA, P., BARRUECO, J.M., VELASCO, E., KRICHEL, T., 2008. Some aspects of citation indexes in Spain: A comparative analysis. *Scientometrics* 75 (2), 313-318.

ROMERO DÍAZ, A., 2002. La erosión en la Región de Murcia. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. 337 pp. Murcia.

SÁNCHEZ NISTAL, J.M., 1995. La geografía española a través de sus revistas. Una aproximación bibliométrica. *Estudios Geográficos* 220, 547-613.

SILVA, P.G., BAUTISTA, B., 2006. Análisis de la trayectoria y proyección de Cuaternario y Geomorfología: 1996-2006. *Cuaternario y Geomorfología* 20 (1-2), 3-12.

Crecimiento urbano (1956-2006) y degradación de suelos por sellado antropogénico en el término municipal de Valencia

VALERA LOZANO, A., AÑÓ VIDAL, C., SÁNCHEZ DÍAZ, J.

Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación –CIDE (CSIC-Universitat de València-Generalitat Valenciana).

Resumen
En este trabajo se analiza la dinámica espacio-temporal de los usos urbanos durante la segunda mitad del siglo XX en el municipio de Valencia. A partir de fotogramas aéreos correspondientes a las fechas de 1956, 1984 y 2006 y mediante métodos de análisis cartográficos con Sistemas de Información Geográfica, se han establecido los cambios acumulativos de los usos urbanos del suelo aplicando un sistema de indicadores. Los resultados muestran la gran expansión de los usos urbanos y el consecuente retroceso de los agrícolas y forestales durante todo el periodo analizado. La superficie construida, que representaba 2.007 ha (14,85% del municipio) en 1956, alcanza 4.385 ha (32,67%) en 2006. El área dedicada a los usos urbanos del suelo se ha duplicado en 50 años y representa más de un tercio del municipio en la actualidad. Además, gran parte del crecimiento se ha producido sobre suelos con elevada y muy elevada capacidad de uso.

Palabras clave
Urbanización, dinámica espacio-temporal, sellado antropogénico, áreas litorales mediterráneas

1. Introducción

A partir de la segunda revolución industrial, y especialmente en la segunda mitad del siglo XX, se produjeron profundas modificaciones económicas y demográficas que han tenido importantes repercusiones sobre los paisajes europeos (ANTROP, 2004). En la actualidad, los cambios de raíz antrópica están siendo en general más rápidos, menos localizados y con impactos mucho más intensos sobre los ecosistemas. La generalización de estos cambios, si se suman a escala global, pueden incluso afectar significativamente a aspectos clave del funcionamiento del Sistema Terrestre (LAMBIN et al., 2001). Aunque, en conjunto, el uso del suelo es absolutamente esencial para la población, determinadas prácticas pueden degradar de forma significativa el medio y comprometer la sostenibilidad a largo plazo (FOLEY et al., 2005). Algunos de los problemas que pueden estar ligados a los cambios de uso son, por ejemplo, la pérdida de biodiversidad, el cambio climático, la contaminación del aire y del agua, o la degradación del edafosistema.

Uno de los procesos de degradación de los suelos más alarmantes en Europa es el sellado antropogénico (*soil sealing* en la literatura anglosajona) provocado por la urbanización y construcción de infraestructuras (CEC, 2002; EEA, 2002). SCALENGHE & AJMONE-MARSAN (2009) recogen los principales impactos negativos que este proceso tiene sobre algunas de las funciones del suelo: en las transferencias de energía, los movimientos de agua, la difusión de gases y la biota. A escala europea, no obstante, existe una significativa carencia de información detallada, no solo de la relevancia espacial del

fenómeno, sino también de qué suelos son los que se están viendo afectados (CEC, 2002; EEA, 2002). En las últimas décadas, los cambios de uso del suelo, en general, y la urbanización o expansión de las superficies urbanas, en particular, han sido especialmente rápidos en las áreas costeras del Mediterráneo (EEA, 2006). El litoral español no es una excepción y ha asistido al retroceso de los usos agrícolas y forestales tradicionales ante la expansión de las superficies artificiales (OJEDA y VILLAR, 2006; ACOSTA et al., 2007; VALERA et al., 2007). El proceso ha tenido especial relevancia en los centros metropolitanos, que concentran la mayor parte de la población, las actividades económicas, y las principales infraestructuras y equipamientos (SERRANO, 2005). Pero no se trata sólo del incremento de la población, sino que también puede ser resultado de un cambio de comportamiento de la sociedad en la utilización del territorio (SCALENGHE & AJMONE-MARSAN, 2009).

La gran mayoría de los trabajos que abordan el estudio de la dinámica de usos y coberturas del suelo, y especialmente los que se centran en la evolución de los usos urbanos, utilizan como información de partida datos procedentes de imágenes de percepción remota, ya sean fotografías aéreas o imágenes de satélite, aprovechando las potencialidades de los Sistemas de Información Geográfica – SIG (TREITZ & ROGAN, 2004). La conjunción de estas técnicas, permite obtener información fácilmente actualizable del fenómeno estudiado y con gran precisión espacial. Así, a partir de una información detallada sobre usos del suelo, el proyecto MOLAND utiliza indicadores en el análisis de las dinámicas y desarrollo regional y urbano de sus áreas de estudio. En ese proyecto, KASANKO et al. (2006) aplicaron un conjunto de indicadores para analizar el estado y tendencia de los usos urbanos del suelo y de la población en 15 ciudades europeas durante los últimos 50 años, no encontrándose entre ellas ninguna del litoral mediterráneo español. En el trabajo que se desarrolla a continuación se analiza la dinámica espacio-temporal de los usos urbanos, y la consiguiente pérdida del recurso edáfico, durante la segunda mitad del siglo XX y primer lustro del siglo XXI en el municipio de Valencia (Comunitat Valenciana).

2. Materiales y métodos

El área de estudio está constituida por el municipio de Valencia, localizado en el litoral mediterráneo español, aproximadamente en los 39º 28' 36" de latitud Norte y 0º 22' 28" de longitud Oeste (Figura 1). La superficie total (excluyendo el área de expansión portuaria desde 1956) es de 13.422 ha. El municipio acoge la ciudad de Valencia, que es, al mismo tiempo, capital regional y ciudad central de un área metropolitana de más de 1,5 millones de habitantes.

A partir de imágenes correspondientes a las fechas de 1956, 1984 y 2006, y utilizando métodos de análisis cartográfico con SIG, se han obtenido los cambios acumulativos de los usos del suelo a escala detallada (1:10.000) según el procedimiento que se esquematiza en la figura 2. Los fotogramas de los vuelos de 1956 (Servicio Geográfico del Ejército) y 1984 (Instituto Geográfico Nacional) fueron escaneados a alta resolución y ortorrectificados, identificando puntos de control sobre una ortofoto actual (2006) realizada por el Instituto Cartográfico Valenciano (ICV) y un modelo digital de elevaciones. Se obtuvieron así ortofotografías digitales georreferenciadas y sin deformaciones (SÁNCHEZ, 2000). El mapa topográfico digital, escala 1:10.000, del ICV constituyó la base de referencia cartográfica para la incorporación de la información aportada por las imágenes de 1956, 1984 y 2006. La metodología está diseñada para incorporar otras fechas, permitiendo, de este modo, la actualización constante y progresiva. A partir de esas imágenes en formato ráster se realizó,

mediante técnicas convencionales de fotointerpretación (BIRD et al., 2000; TAYLOR et al., 2000; FRICKE & WOLFF, 2002), la digitalización vectorial en pantalla teniendo en cuenta la leyenda previamente establecida.

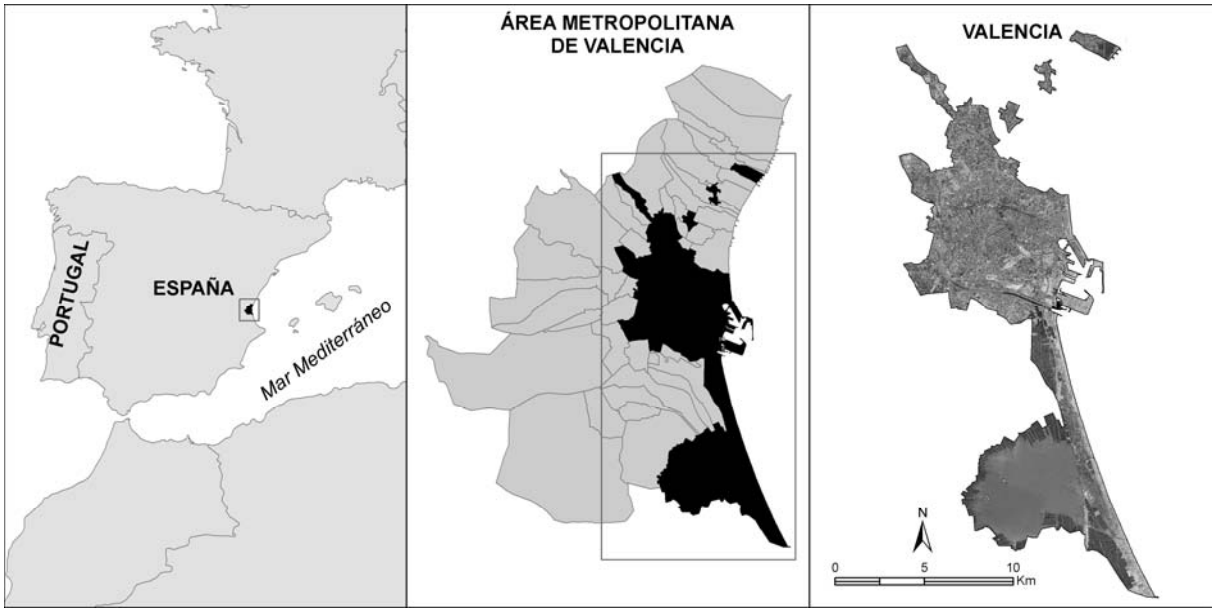


Figura 1. Localización del área de estudio

En la construcción de la cartografía, expresión sintética de la información que se recoge, el diseño de una leyenda que transmita la máxima información posible es fundamental. Tradicionalmente, la estructuración de una leyenda de usos y coberturas del suelo ha dependido, además de la naturaleza de las fuentes de información, de los objetivos (medioambientales, planificación de usos del territorio, etc.) para los cuales se necesitaba la elaboración de esa cartografía. La leyenda cartográfica aplicada en el municipio de Valencia está basada en la estructura aportada por el proyecto CORINE *Land Cover* (EEA, 2007), organizándose en 3 niveles jerárquicos en los que las cuatro clases principales a nivel 1 se van subdividiendo en 13 y 33 clases a nivel 2 y 3, respectivamente.

La extracción de la información se efectuó en dos niveles. En primer lugar, se construyó la base de datos geométricos, proceso de digitalización vectorial, teniendo en cuenta las clases de usos/coberturas del suelo. Con este fin, se digitalizaron en pantalla los elementos espaciales identificables en las ortofotos más recientes (2006). En segundo lugar, se construyeron las tablas de bases de datos asociadas, asignándose los identificadores de las clases de leyenda a los polígonos digitalizados. Las cartografías para las fechas anteriores se realizaron progresivamente mediante la adición, sustracción de elementos o modificación de atributos de la capa correspondiente a la fecha inmediatamente posterior disponible. Este procedimiento permite optimizar la coherencia interna entre las distintas capas, minimizando en lo posible desplazamientos irreales en las cartografías que puedan ser contabilizados en el análisis como falsos cambios (PERDIGAO & ANONNI, 1997). La información obtenida fue revisada y corregida, tanto en gabinete, como mediante visitas de campo. Mediante tablas cruzadas o matrices de confusión, y utilizando el sumatorio de la superficie calculada para los polígonos intersectados, se obtuvieron los resultados absolutos y relativos para cada clase o agrupación de clases en las distintas fechas analizadas. También por cruce de tablas se obtuvieron los datos de cambios de usos entre los distintos periodos considerados.

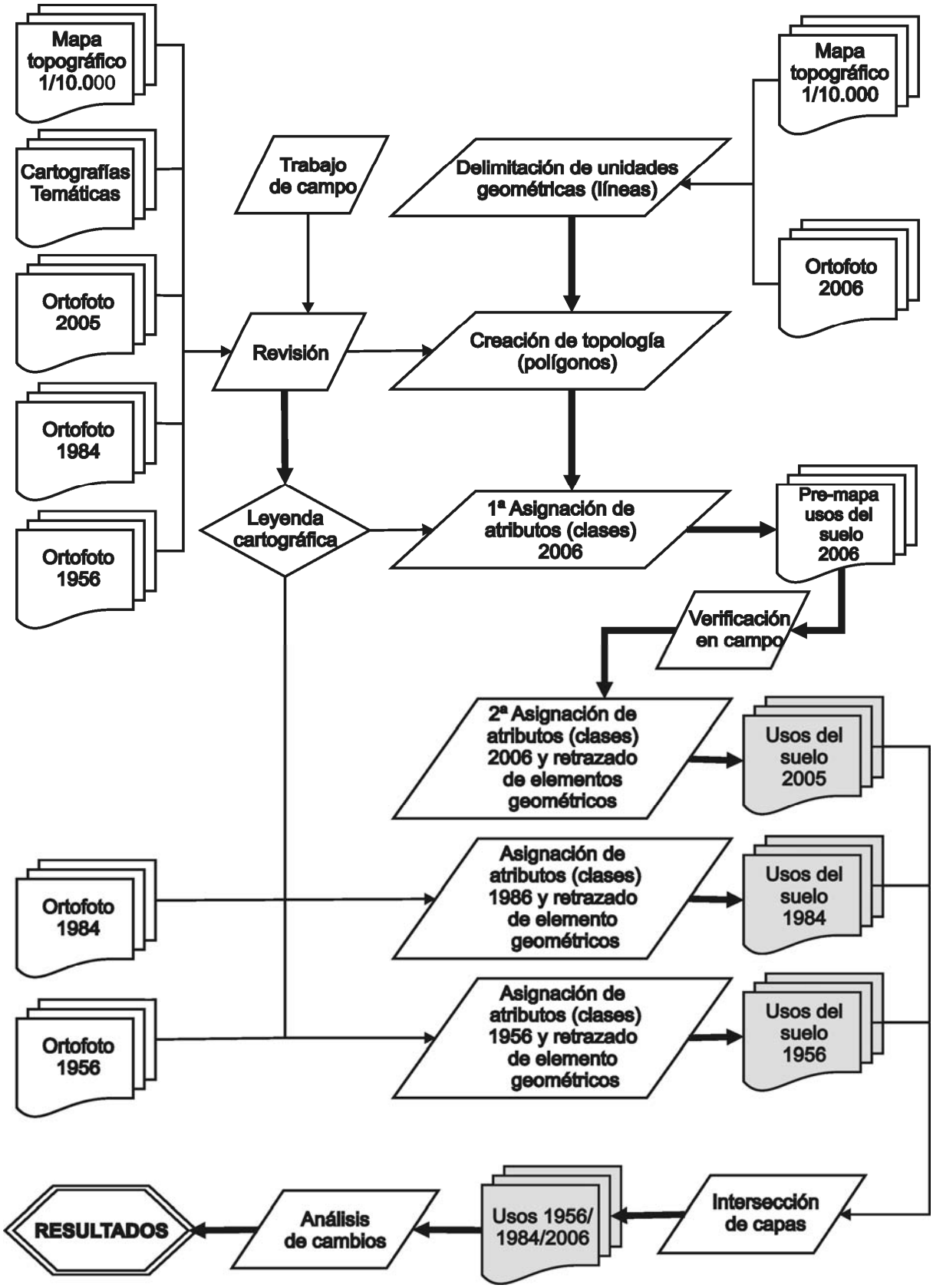


Figura 2. Esquema del procedimiento metodológico

El análisis permite responder, así, a cuatro preguntas clave: qué, cuánto, cuándo y dónde. Esta información resulta de gran relevancia para las posibles interpretaciones del fenómeno.

3. Resultados y discusión

Para caracterizar la dinámica espacio-temporal de cambio de los usos/coberturas del suelo, resulta fundamental la construcción de un sistema o batería de indicadores. Éstos son medidas o estadísticas referidas a la magnitud, intensidad o variación de un factor o recurso; reflejando tanto los estados de los sistemas que describen como las modificaciones significativas en los mismos. Por tanto, la utilidad de los indicadores radica en aportar información sintética de las tendencias de cambio. En este trabajo se han seleccionado 20 indicadores agrupados en 6 áreas temáticas. El esquema está basado en los aplicados en 15 áreas urbanas europeas durante la realización del proyecto MOLAND (KASANKO et al., 2006). Más allá de algunas modificaciones puntuales en el proceso de cálculo, en este trabajo se han añadido otros indicadores que profundizan en el análisis. De entre los 20 aplicados, se presentan aquí los resultados de 10 de ellos (Tabla 1).

Tabla 1. Sistema de indicadores

Indicador	**1956**	**1984**	**2006**	
1.1. Superficie Construida (SC)	2.007	3.526	4.385	ha
1.2. Porcentaje de Superficie Construida (PSC)	14,95	26,27	32,67	%
1.7. Porcentaje de Zonas Urbanas de Alta y Baja Densidad (PAD, PBD)				
+ Porcentaje de zonas de alta densidad (PAD)	86,08	90,09	91,17	%
+ Porcentaje de zonas de baja densidad (PBD)	13,92	9,91	8,83	%
5.2. Superficie Construida disponible por Persona (SCP)	39,61	48,34	54,45	m^2/hab
	1956-2006	**1956-1984**	**1984-2006**	
1.3. Crecimiento total de la Superficie Construida (CSC)	118,47	75,68	24,36	%
1.4. Crecimiento anual de la Superficie Construida (ASC)	47,55	54,24	39,03	ha/año
4.2. Crecimiento de la Población (CP)	58,94	43,96	10,40	%
			1984-2005	
2.3. Pérdida de Suelos con Elevada y Muy Elevada Capacidad de Uso (CAB)			470	ha
2.4. Porcentaje de Pérdida de Suelos con Elevada y Muy Elevada Capacidad de Uso (PCAB)			15,40	%
			2007	
6.1. Porcentaje de Superficie Protegida (PROT)			43,43	%

El análisis de la evolución de las superficies artificiales y la aplicación de los indicadores dejan patente que, dentro de la dinámica general de cambio de usos y coberturas del suelo producidos en Valencia entre 1956 y 2006, la transformación fundamental ha consistido en un importante proceso de urbanización. El papel de Valencia como centro de servicios y foco de industrialización la convierte en la principal receptora del flujo inmigratorio en toda la provincia. El crecimiento demográfico (CP) durante todo el periodo es del 58,94%, siendo el principal motor de las transformaciones experimentadas (Figura 3). Mientras, el crecimiento de la superficie construida (CSC) representa un 118,47%, con un ritmo medio anual de construcción (ASC) de 47,55 ha/año.

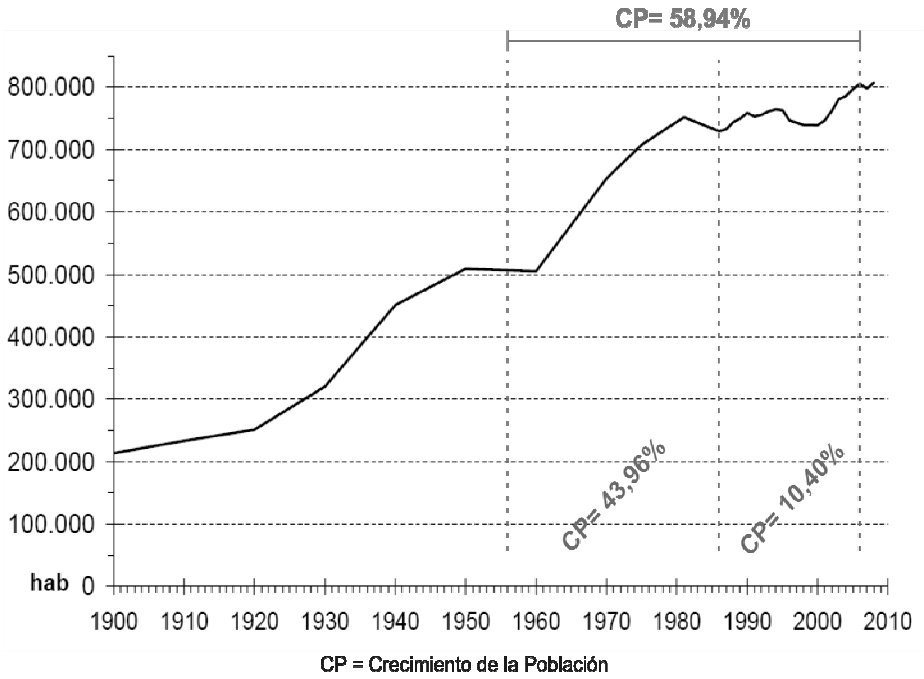


Figura 3. Evolución de la población (1900-2008) en el municipio de Valencia. Fuente: Instituto Valenciano de Estadística

El modelo de expansión, a diferencia del observado en la mayoría de los municipios metropolitanos alicantinos (VALERA et al., 2007), es de alta densidad edificatoria (Figura 4). En 1956, la superficie construida (SC) representaba 2.007 ha. En cifras relativas, el porcentaje de superficie construida (PSC) en esas mismas fechas correspondía al 14,95%. Son éstos unos valores relativamente altos que se relacionan con la centralidad y capitalidad de la ciudad de Valencia a nivel metropolitano y regional. Por lo que respecta a la densidad de las zonas urbanas, el porcentaje de zonas de alta densidad (PAD) era significativamente predominante, con un 86,08%, al de las de baja densidad (PBD), que era de 13,92%. Una característica particular de la ciudad de Valencia es la estrecha relación simbiótica con el espacio agrícola que la rodea y la ha sostenido durante siglos. Es quizá esa valoración de la actividad agrícola intensiva una de las principales causas del tradicional carácter denso y concentrado de la ciudad de Valencia en contraposición con otras áreas urbanas. Así, la superficie construida por habitante (SCP) era relativamente baja, con 39,61 m^2/hab. La dinámica demográfica a lo largo de la segunda mitad del siglo XX y, especialmente, a partir de los años sesenta, junto a las profundas transformaciones socioeconómicas que se han venido desarrollando en esos mismos años, pueden considerarse los principales factores explicativos de los cambios en los usos del suelo. Junto a estas transformaciones socioeconómicas se ha producido un cambio de comportamiento en lo que se refiere a la utilización del territorio.

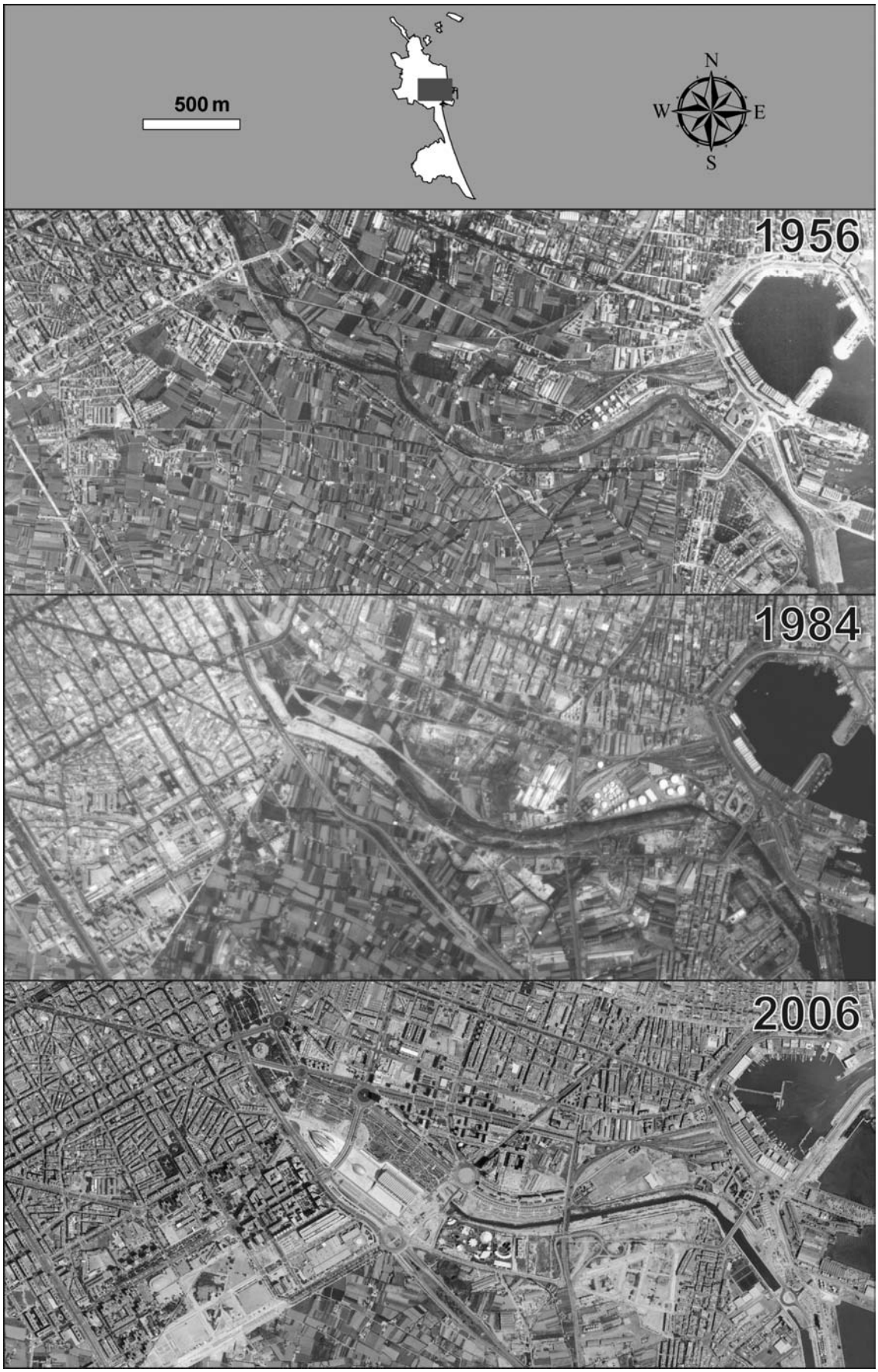


Figura 4. Ejemplo de expansión urbana (1956-2006) en el sector suroriental de la ciudad de Valencia

La riada de 1957 modifica la dinámica urbana ya que incorpora más cantidad de suelo al mercado inmobiliario, trastocando las directrices del Plan General de Ordenación Urbana de 1946 que proponía un modelo de crecimiento radioconcéntrico dirigido hacia las zonas de secano y conservando, en la medida de lo posible, las áreas con dedicación agrícola intensiva. Entre 1956 y 1984 el crecimiento demográfico (CP) fue del 43,96%. En ese mismo periodo, el crecimiento de la superficie construida (CSC) fue del 75,68%, con un ritmo medio anual (ASC) de 54,24 ha/año. La expansión se localiza principalmente en torno al núcleo urbano de Valencia, siguiendo primero un modelo en "estrella" sobre los principales ejes de comunicación, para más tarde adoptar un crecimiento "en mancha de aceite" en el que las áreas urbanas preexistentes han tendido a la coalescencia y compactación (Figura 5). Otros focos secundarios se centran en las pedanías circundantes y en la pequeña área de turismo litoral en el extremo sureste. Así, en 1984 las superficies construidas (SC) alcanzaban las 3.526 ha, con un porcentaje (PSC) del 26,27%, y se habían incrementado, por tanto, de forma considerable. La densidad de edificación de las zonas urbanas era superior a la de la fecha antecedente. Así, el porcentaje de zonas de alta densidad (PAD) representaba el 90,09% frente al 9,91% de zonas de baja densidad (PBD). La superficie construida disponible por persona (SCP) se incrementó hasta 48,34 m^2/hab. y revela una utilización urbana del suelo algo más extensiva por parte de la población municipal.

En el periodo 1984-2006 el crecimiento de la superficie construida (CSC) es del 24,36%, con un ritmo medio anual (ASC) de 39,03 ha/año. Hay que tener en cuenta que el crecimiento de la población (CP) es considerablemente inferior al periodo anterior (marcado por la etapa desarrollista) y representa 10,40%. Continúa, no obstante, la tendencia de ocupación de espacios intraurbanos, conformando una ciudad cerrada con una delimitación bien definida (Figura 5). Así, en 2006, última fecha analizada, la superficie construida (SC) es de 4.385 ha, un porcentaje (PSC) respecto a la superficie municipal de 32,67%. La densidad de edificación se ha incrementado respecto a 1984 pues representa, respectivamente, un 91,17% para las áreas de alta densidad (PAD) y un 8,83% para las de baja (PBD). Además, el requerimiento de espacio urbano por habitante también es cada vez mayor, de forma que la superficie construida por persona (SCP), aunque relativamente baja en comparación con otras áreas urbanas, se ha incrementado hasta los 54,45 m^2/hab.

Buena parte de la superficie sellada antropogénicamente corresponde a suelos, de acuerdo con Antolín (1998), que presentan unas propiedades idóneas para implantar cualquier tipo de aprovechamiento agrario (Figura 6). Durante el periodo 1984-2006 se destruyeron 470 ha de suelos con elevada y muy elevada capacidad de uso (CAB), cifra que representa un porcentaje (PCAB) del 15,40% respecto a 1984. Estos datos resultan especialmente significativos si se considera que el porcentaje de superficie protegida (PROT) en 2007 es del 43,43%, área que corresponde, en su mayor parte, al Parque Natural de l'Albufera. Por tanto, en caso de continuar el proceso de sellado antropogénico, una vez superada la crisis económica actual que ha ralentizado o detenido muchos de los macroproyectos de urbanización, lo hará sobre suelos con elevada y muy elevada capacidad de uso. Así, si en el cálculo de algunos indicadores se considerase como superficie de referencia únicamente la no afectada por ninguna figura de protección (7.593 ha), los valores se incrementarían de forma significativa. En ese escenario, por ejemplo, el porcentaje de superficie construida (PSC) en 2006 representaría el 54,14% del total municipal.

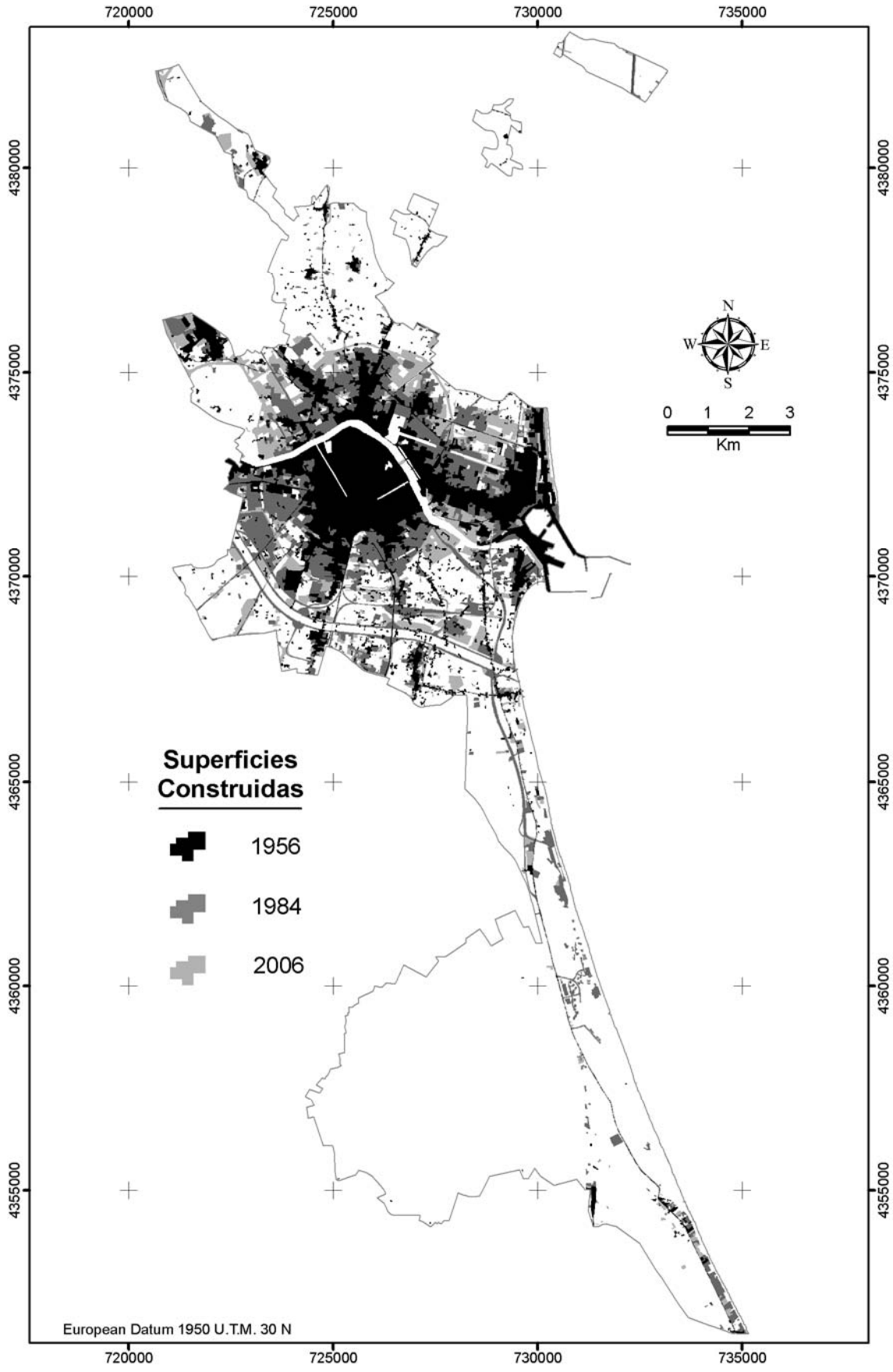


Figura 5. Dinámica espacio-temporal (1956-2006) del crecimiento urbano en el municipio de Valencia

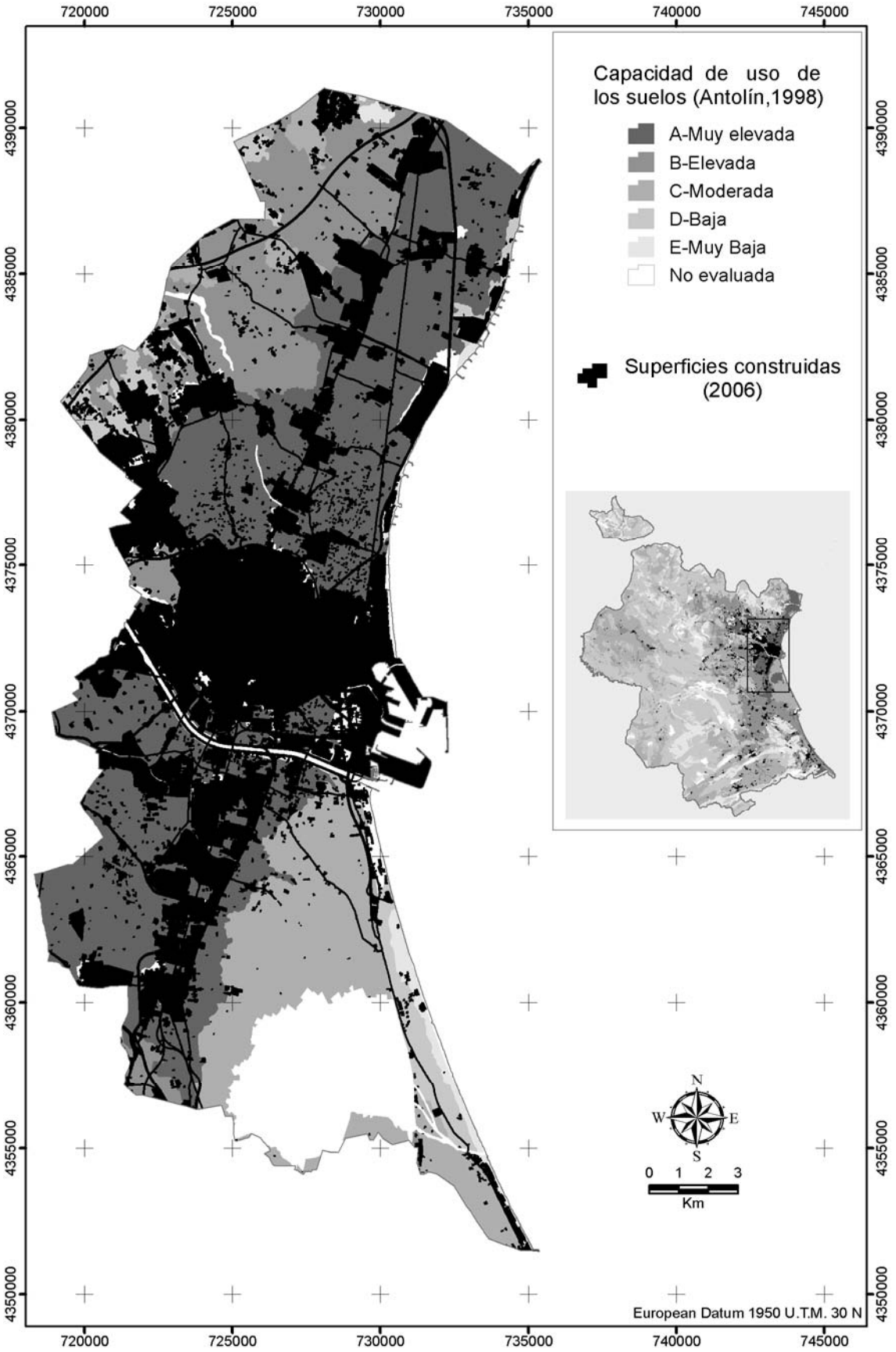


Figura 6. Capacidad de uso de los suelos en el Área Metropolitana de Valencia. Fuente: Antolín (1998).

4. Conclusiones

Valencia ha experimentado, durante el periodo estudiado, la implantación de nuevos espacios residenciales, industriales, comerciales y de servicios ligados al centro de un área metropolitana de más de 1,5 millones de habitantes en 2008. La superficie urbana se ha incrementado entre 1956 y 2006 de 2.007 ha (14,95% del municipio) a 4.385 ha (32,67%), con una remarcable incremento del ritmo de crecimiento en los últimos años. Se enmarca así, al igual que otros municipios del litoral mediterráneo español como, entre otros, Elx (VALERA et al., 2006), en un proceso acelerado de degradación e incluso destrucción de un porcentaje significativo del recurso edáfico. Las modificaciones de usos impuestas, sobre todo, por los procesos de urbanización, industrialización, terciarización, y la implantación de infraestructuras y equipamientos vinculadas a estas actividades son, por regla general, irreversibles e imposibles de reconstruir incluso a largo plazo. De este modo, los cambios deberían efectuarse considerando, previamente, las potencialidades y limitaciones de los suelos, evaluando el impacto sobre la calidad edáfica y su capacidad productiva, y procurando proteger aquellas porciones del territorio utilizadas actualmente en su uso más apto. En el marco de un desarrollo sostenible este último principio debería dictar, especialmente en medios frágiles y vulnerables como los mediterráneos, la planificación racional de las actividades urbanas, industriales o turísticas, sobre todo si consideramos que el uso inadecuado del suelo, recurso limitado y prácticamente no renovable, puede provocar, en última instancia, su destrucción o degradación.

5. Bibliografía

ACOSTA, J.A., FAZ, A., MARTÍNEZ-MARTÍNEZ, S., 2007. Crecimiento urbano e industrial en la ciudad de Murcia y alrededores entre 1956 y 1999: cambios en los usos del suelo. En: Bellinfante, N., Jordán, A. (eds.): Tendencias Actuales de la Ciencia del Suelo. 895-901. Universidad de Sevilla. Sevilla.

ANTOLIN, C. (Coord.), 1998. El Suelo como Recurso Natural en la Comunidad Valenciana. Consellería de Obras Públicas, Urbanismo y Transportes. Generalitat Valenciana. 187 pp. Valencia.

ANTROP, M., 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning* 64. 9-26.

BIRD, A.C., TAYLOR, J.C., BREWER, T.R., 2000. Mapping National Park landscape from ground, air and space. *International Journal of Remote Sensing* 23 (13-14), 2719-2736.

CEC, 2002. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. Commission of the European Communities. 35 pp. Brussels.

EEA, 2002. Proceedings of the Technical Workshop on Indicators for Soil Sealing. Technical Report 80. European Environment Agency. 62 pp. Copenhagen.

EEA, 2006. Urban sprawl in Europe. The ignored challenge. EEA Report 10. European Environment Agency. 58 pp. Copenhagen.

EEA, 2007. CLC2006 Technical Guidelines. Technical Report 17. European Environment Agency. 66 pp. Copenhagen.

FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., *ET AL*., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570-574.

FRICKE, R., WOLFF, E., 2002. The MURBANDY Project: development of land use and network databases for the Brussels area (Belgium) using remote sensing and aerial photography. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 4 (1), 33-50.

KASANKO, M., BARREDO, J.I., LAVALLE, C., MCCORMICK, N., DEMICHELI, L., SAGRIS, V., BREZGER, A., 2006. Are European cities becoming dispersed?. A comparative analysis of 15 European urban areas. *Landscape and urban planning* 77, 111-130.

LAMBIN, E.F., TURNER, B.L., GEIST, H., AGBOLA, S.B., ANGELSEN, A., *ET AL*., 2001 The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11, 261-269.

OJEDA, J., VILLAR, A., 2006. Evolución del suelo urbano/alterado en el litoral de Andalucía (España): 1998-2002. *Geofocus* 7, 73-99.

PERDIGAO, V., ANONNI, A., 1997. Technical and methodological guide for updating CORINE land cover database. European Commission. 140 pp. Brussels-Luxembourg.

SANCHEZ, J.M., 2000. Análisis del proceso de rectificación de una imagen aérea de eje vertical para obtener una ortoimagen digital. *Mapping* 64, 20-32.

SCALENGHE, R., AJMONE MARSAN, F., 2009. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning* 90, 1-10.

SERRANO, A., 2005. La problemática supramunicipal del modelo territorial del siglo XXI: áreas metropolitanas y regiones funcionales urbanas. *Territorio y Desarrollo Local Marzo 2005*, 11-16.

TAYLOR, J.C., BREWER, T.R., BIRD, A.C., 2000. Monitoring landscape change in the National Parks of England and Wales using aerial photo interpretation. *International Journal of Remote Sensing* 21 (13-14), 2737-2752.

TREITZ, J.C., ROGAN, J., 2004. Remote sensing for mapping and monitoring land-cover and land-use change – an introduction. *Progress in Planning* 61 (4), 269-279.

VALERA, A., AÑÓ, C., SÁNCHEZ, J., 2006. Urban growth (1956-2005) and soil degradation. The case of Elche, Spain. Proceedings of the International ESSC Conference on "Soil and Water Conservation under Changing Land Use". 101-104. Universitat de Lleida. Lleida.

VALERA, A., AÑÓ, C., SÁNCHEZ, J., 2007. Urban growth (1956-1998) in the metropolitan area of Alacant-Elx (Comunitat Valenciana). *Boletín de la AGE* 44, 169-186.

O solo e a força do betão

FERREIRA, CARMEN[1]

[1] Departamento de Geografia da Universidade do Porto /CEGOT
Via Panorâmica, s/n, 4150 – 564 Porto, Portugal. Email: carmenf@letras.up.pt

Resumo
O maior competidor pela utilização do solo como produtor de biomassa é a impermeabilização ou a "betonização", ou seja, a utilização do solo como suporte de infraestruturas necessárias às comunidades humanas organizadas em sociedades. Cada dia que passa, dezenas de solos são impermeabilizados contribuindo, não só para novas unidades paisagísticas, mas também, e sobretudo, para novos impactes ambientais como, por exemplo, o aumento da probabilidade de ocorrência de cheias e o aumento do efeito de ilha de calor urbano. O aumento da impermeabilização do solo é inevitável, em grande parte, determinado pela ausência de estratégias de ordenamento do território. A atracção do concelho de Gondomar, pela proximidade do concelho do Porto, provocou um aumento substancial da população nesta região que, originando novos padrões de consumo, têm contribuído para aumentar pressões sobre os recursos naturais, nomeadamente o solo e, consequentemente, provocar o aumento da impermeabilização deste e a degradação da qualidade do ambiente. A área impermeabilizada do concelho de Gondomar aumentou de 47,52 Km^2 em 1975, para 72,53Km^2 em 1995, originando uma variação percentual da ordem dos 52,6%. Nesta comunicação apresenta-se e discute-se os impactes da evolução da impermeabilização nesta região.

Palavras chave
Solo; degradação; impermeabilização; ordenamento do território

1. Introdução

As questões associadas ao fenómeno da impermeabilização dos solos devem ser tratadas de forma alargada, isto é, deve elevar-se a abordagem do tema a um patamar de maior pluridisciplinaridade, característica obrigatória a qualquer acção de ordenamento do território.

O aumento da impermeabilização do solo é inevitável. Esse aumento é, em grande parte, determinado pela ausência de estratégias de ordenamento do território, que não tomam em consideração os efeitos da perda de solos insubstituíveis, quer ao nível da produção alimentar, quer ao nível da conservação da natureza e controlo de cheias.

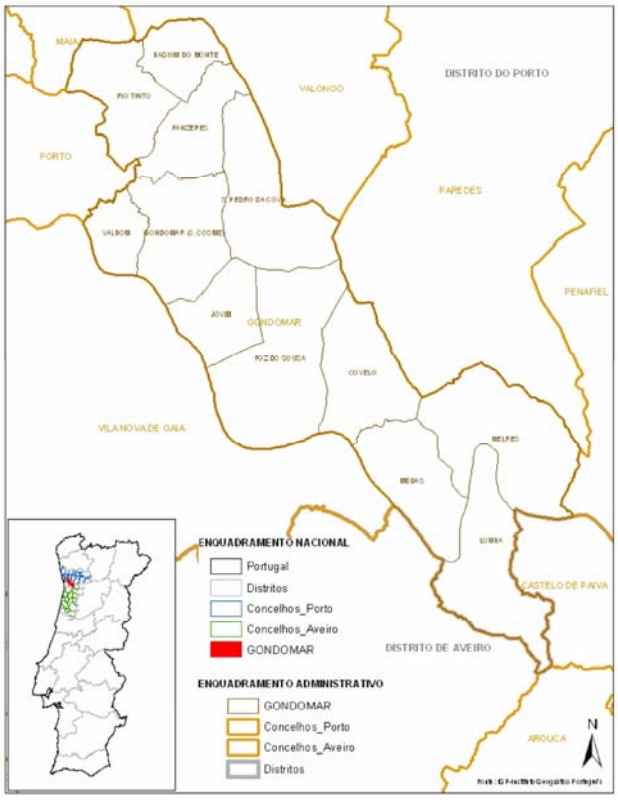
As consequências da impermeabilização são extremamente prejudiciais para o desenvolvimento sustentável e não apenas para a actividade agrícola. Tenha-se presente o efeito catastrófico da impermeabilização do solo na periferia dos grandes centros urbanos, de construção efectuada em leitos de cheia de cursos de água que, para além da perda de solos de qualidade, provocam, periodicamente, acentuados danos para as populações.

2. Objectivos

Sabemos que a Europa Mediterrânea é uma região particularmente afectada pela degradação dos solos e que esta é função de características ecológicas específicas que, conjuntamente com inadequados padrões de uso do solo, vão diversificando e, muitas vezes, acelerando os riscos da sua degradação.

Em Portugal, e concretamente no NW português, os novos padrões de uso do solo deixaram de reflectir a imagem de uma cultura rural tradicional e são agora resultado de múltiplas decisões quer de agentes privados quer de políticas públicas que, na procura de retornos financeiros, vão substituindo tipos de culturas agrícolas, distribuindo centros de indústria e comércio, criando novas áreas urbanizadas e respectivas infraestruturas, estradas, centros de lazer e turismo, nem sempre tendo por base considerações sérias sobre o impacte que esses novos padrões de uso podem exercer no solo (C. Ferreira, 1996/7).

A atracção do concelho de Gondomar (fig. 1), pela proximidade do Porto, provocou um aumento substancial da população nesta região que, originando novos padrões de consumo, tem contribuído para aumentar pressões sobre os recursos naturais, nomeadamente o solo e, consequentemente, provocar o aumento da impermeabilização deste e a degradação da qualidade do ambiente. O solo torna-se, deste modo, um excelente exemplo de delapidação desenfreada de um património natural, próprio das atitudes políticas dos anos 70 e 80, onde a valorização dos recursos naturais não era adequadamente incorporada nos processos de decisão.



Fonte: Comissão Municipal de Defesa da Floresta Contra Incêndios do Município de Gondomar. Plano Municipal de Defesa da Floresta Contra Incêndios do Município de Gondomar (Dez. 2006). Caderno II – Informação de Base, p. 37.

Figura 1. Enquadramento do concelho de Gondomar.

3. Materiais e métodos

Não nos foi fácil escolher uma metodologia que nos desse informação sobre a evolução do impermeabilizado e que, ao mesmo tempo, reunisse algumas condições que eram importantes para nós, isto é, que tivéssemos as "ferramentas" necessárias para poder processar a informação. A nossa opção recaiu na escolha de Cartas Militares de Portugal que cobrissem o concelho de Gondomar e que correspondessem a épocas temporais distintas. Era essa diferença temporal que nos iria dar informação sobre a evolução do construído/impermeabilizado. Recorremos, então, às Cartas Militares de Portugal do antigo Serviços Cartográficos do Exército, escala 1: 25 000, cujo trabalho de campo tinha sido realizado em 1975 e cujas edições correspondem aos anos de 1977 a 1981. São seis as folhas que cobrem toda a área do concelho de Gondomar, respectivamente, a folha 110 – Maia; 122 – Porto; 123 – Valongo; 133 – Valadares (Vila Nova de Gaia); 134 – Foz do Sousa (Gondomar) e 144 – Canedo (Feira). Seleccionamos, também, as Cartas Militares de Portugal mais actualizadas, produzidas pelo actual Instituto Geográfico do Exército, à mesma escala, e cujo trabalho de campo tinha sido actualizado em 1995. As edições referem-se aos anos 1998/99.

As referidas cartas foram digitalizadas e sobre as cartas fomos individualizando as manchas florestais e agrícolas que estavam assinaladas a essa escala; as manchas referentes ao espaço urbanizado, ou seja, aquelas que se referiam a núcleos populacionais (onde estavam assinaladas as habitações, igrejas, campos de futebol, estradas e caminhos secundários, cemitérios, etc); individualizamos as habitações, propriamente ditas (o edificado), e também individualizamos, apenas, as principais redes viárias. Com a individualização destes espaços pretendíamos quantificar as áreas ocupadas por cada um deles e ver a evolução do permeável, aqui representado pela mancha do florestal, agrícola e matos, e do impermeável, ou seja, do solo artificializado correspondente às manchas do construído ou edificado, e das principais redes viárias (quadros 1 e 2).

Quadro 1. Evolução do solo impermeabilizado e do solo permeável de 1975 a 1995.

Freguesias	**Área freguesia (Km2)**	**SOLO IMPERMEABILIZADO** Área Impermeável (Km^2)		Variação %	**SOLO PERMEÁVEL** Área Permeável (Km^2)		Variação %
		1975	**1995**	**1975-95**	**1975**	**1995**	**1975-95**
Baguim do Monte	5,46	3,11	4,89	57,3	2,35	0,56	-75,97
Covelo	11,17	1,82	2,49	36,6	9,35	8,69	-7,12
Fânzeres	7,83	4,69	7,09	51,0	3,14	0,75	-76,23
Foz do Sousa	19,07	5,25	9,38	78,8	13,82	9,69	-29,91
Gondomar (S. Cosme)	11,72	7,66	10,88	42,1	4,06	0,84	-79,36
Jovim	7,16	3,31	4,72	42,6	3,85	2,44	-36,62
Lomba	13,69	1,81	2,38	31,3	11,88	11,32	-4,76
Medas	10,47	2,24	3,66	63,0	8,23	6,81	-17,18
Melres	17,34	2,10	4,53	115,5	15,24	12,81	-15,95
Rio Tinto	9,49	7,28	10,01	37,4	2,21	-0,51	-123,12
S. Pedro da Cova	14,13	5,15	8,52	65,3	8,98	5,62	-37,46
Valbom	4,38	3,09	4,00	29,2	1,29	0,39	-70,09
Total Concelho	131,92	47,52	72,53	52,6	84,40	59,39	-29,63

Fonte: Dados próprios.

Quadro 2. Componentes consideradas para o cálculo da área impermeáveldo concelho de Gondomar para 1975 e 1995.

Freguesias	Área freguesia (Km^2)	Área Impermeável 1975 (Km^2)				Área Impermeável 1995 (Km^2)			
		Edificado	Rede Viária	Urbano	Total	Edificado	Rede Viária	Urbano	Total
Baguim do Monte	5,46	0,20	0,06	2,85	3,11	0,44	0,11	4,34	4,89
Covelo	11,17	0,07	0,08	1,67	1,82	0,10	0,10	2,28	2,49
Fânzeres	7,83	0,34	0,11	4,24	4,69	0,63	0,14	6,31	7,09
Foz do Sousa	19,07	0,22	0,13	4,89	5,25	0,42	0,22	8,74	9,38
Gondomar (S. Cosme)	11,72	0,54	0,24	6,88	7,66	0,88	0,25	9,75	10,88
Jovim	7,16	0,17	0,11	3,04	3,31	0,33	0,12	4,27	4,72
Lomba	13,69	0,10	0,05	1,66	1,81	0,15	0,15	2,08	2,38
Medas	10,47	0,11	0,10	2,03	2,24	0,17	0,11	3,38	3,66
Melres	17,34	0,13	0,07	1,90	2,10	0,25	0,12	4,17	4,53
Rio Tinto	9,49	0,74	0,18	6,37	7,28	1,09	0,18	8,73	10,01
S. Pedro da Cova	14,13	0,32	0,09	4,75	5,15	0,59	0,14	7,79	8,52
Valbom	4,38	0,28	0,09	2,72	3,09	0,39	0,09	3,52	4,00
Total Concelho	131,92	3,21	1,30	43,01	47,52	5,43	1,73	65,37	72,53

Fonte: Dados próprios.

Com a ajuda de um Sistema de Informação Geográfica, através da informação obtida, elaboramos mapas (fig. 2 e 3) que nos permitem ter uma imagem da evolução da impermeabilização do solo e da quantidade de solo permeável que ainda estava disponível em 1995. Desde esse ano até aos tempos actuais, esse valor já está, com toda a certeza, alterado. Aliás, relembremos que, quando da análise do quadro sócio-económico do concelho, e através da informação recolhida em fontes estatísticas, afirmamos que houve expansão do espaço construído entre 2002 e 2006, o que nos dá um cenário bastante actual do aumento da impermeabilização do solo. Essa expansão resultou de construção nova destinada, quase exclusivamente, à habitação familiar e também de novas acessibilidades, novas redes viárias que foram, entretanto, construídas.

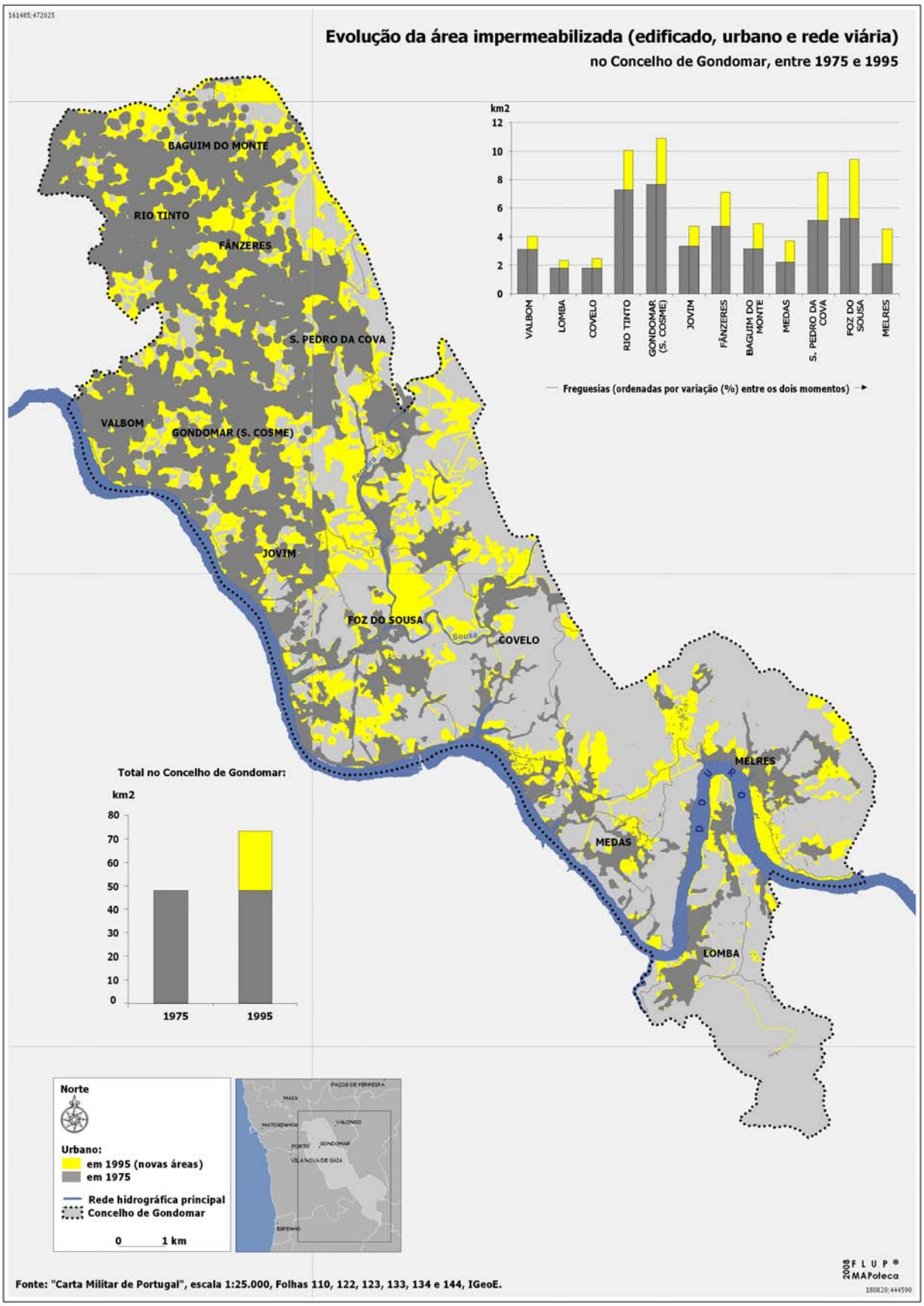


Figura 2 - Mapa de evolução da área impermeabilizada no concelho de Gondomar, entre 1975 e 1995.

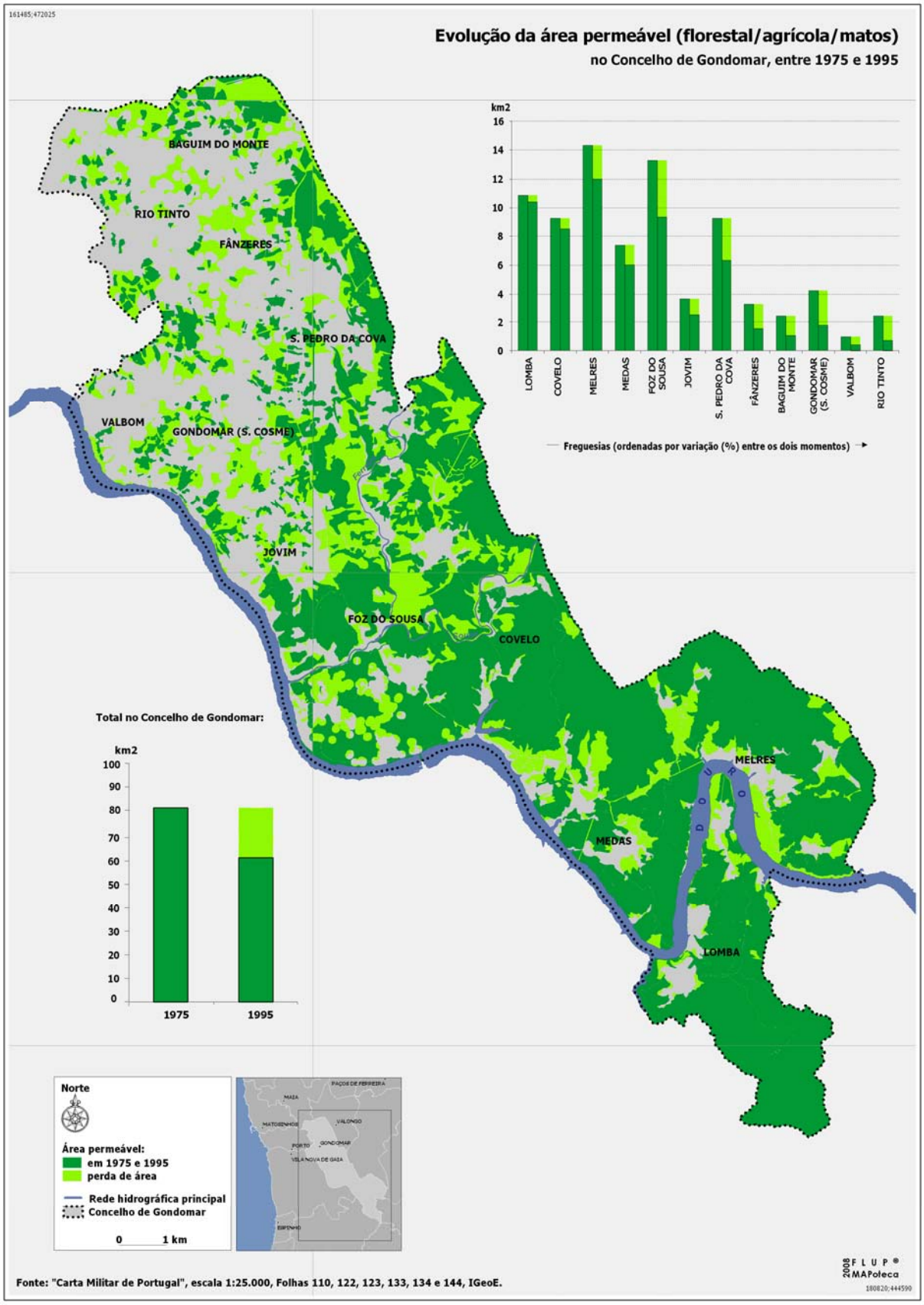


Figura 3 - Mapa de evolução da área permeável no concelho de Gondomar, entre 1975 e 1995.

4. Resultados e Discussão

As noções de "urbano" e "suburbano" ou "suburbanização" são bastante importantes na abordagem desta questão, mas não é nosso propósito reflectir sobre elas neste trabalho. As relações entre crescimento populacional e os fenómenos de impermeabilização do solo são complexas. O aumento de áreas artificiais na Europa nas últimas décadas, por exemplo, não se deveram ao aumento da população, pelo menos na maior parte dos países, mas antes às modificações do comportamento dessas populações (substituição de um intenso por um extenso padrão urbano: suburbanização).

Quando analisamos o quadro sócio-económico do concelho de Gondomar, podemos constatar que o concelho não foge aos padrões encontrados na Europa, ou seja, uma parte significativa do crescimento populacional resultou, sobretudo, de uma descentralização residencial da população da cidade do Porto, associado ao fenómeno da suburbanização e da fixação de populações provenientes de outros concelhos. Mas, a dinâmica populacional do concelho de Gondomar é acompanhada pela densificação do espaço construído. Na verdade, o ritmo de construção de edifícios acompanha o ritmo de crescimento da população.

Em todas as freguesias, desde 1970 a 2001, a situação aponta para uma tendência do reforço da densificação, decorrente do aumento das construções com maior número de alojamentos e pisos sobretudo nas freguesias urbanas próximas da cidade do Porto. As freguesias com menores aumentos dos alojamentos familiares são as freguesias do Sul do concelho.

O mapa da fig. 2, que se refere à evolução da área impermeabilizada, mostra-nos, claramente, que de 1975 a 1995, o maior crescimento do impermeável, em termos de variações percentuais, ocorreu nas freguesias de Melres, Foz do Sousa e S. Pedro da Cova, enquanto que Valbom, Lomba, Covelo, por exemplo, registaram os valores de variação percentual mais baixos. As razões que explicam estes valores, são diferentes para Valbom e para as freguesias da Lomba e do Covelo. Valbom é uma freguesia próxima do Porto, com muito espaço impermeabilizado já desde 1975 e, portanto, com menos espaço para crescimento de novas construções e preços de solo suporte muito mais elevados do que os de, por exemplo, Melres e Foz do Sousa, freguesias mais afastadas do centro de Gondomar, onde existe espaço disponível a menores preços. Se repararmos no local onde se verifica esse aumento do construído na freguesia de Melres, ladeando, sobretudo, as margens do meandro do rio Douro, podemos conjecturar que a qualidade paisagística foi, de certeza, um factor atractivo para a construção e impermeabilização do solo em áreas que apresentam, concerteza, maior vulnerabilidade, por exemplo, às cheias do rio Douro.

O quadro 1, mostra-nos que a área impermeabilizada no concelho aumentou de 47,52 Km^2 em 1975, para 72,53 Km^2 em 1995, originando uma variação percentual da ordem dos 52,6%. Como já referimos na metodologia adoptada, o cálculo da área impermeabilizada presente no quadro 2, resultou do somatório do edificado, da rede viária e do espaço urbano.

Ao nível da freguesia, neste período de 20 anos, Melres foi, sem dúvida, aquela cuja variação percentual (115,5%) evidencia um maior acréscimo da área impermeabilizada.

No que concerne ao solo permeável (floresta, agrícola e matos), são as freguesias do sul do concelho que apresentam variações percentuais mais baixas, tal como a Lomba, Covelo, Melres e Medas, visíveis quer no quadro 1 quer no gráfico da figura 3. São as freguesias do sul do concelho, onde domina o verde, que as perdas de áreas permeáveis são pouco significativas. Já as freguesias a norte do concelho como, por exemplo, Rio Tinto (-

123,12%), Valbom (-70,09%), S. Cosme (-79,36%), Baguim (-75,97%) e Fânzeres (-76,23%) são aqueles que perdem mais solo permeável e cujos valores das variações percentuais são mais expressivos.

As figuras 4 e 5, são elucidativas da evolução do permeável e do impermeável em Gondomar entre 1975 e 1995. Representam a percentagem de solo permeável e impermeável existente em cada uma das freguesias do concelho nesses anos. A comparação das duas figuras faz sobressair o domínio do permeável na maior parte das freguesias do concelho em 1975 (Lomba, Medas, Melres, S. Pedro da Cova, Covelo, Foz do Sousa e Jovim) em detrimento do impermeável que se destaca apenas nas freguesias mais próximas do Porto como sejam, Rio Tinto, Valbom, Baguim do Monte, Fânzeres e S. Cosme. Já em 1995, destaca-se o impermeável, de uma forma geral, em todo o concelho acrescentando-se, para além das já mencionadas em 1975, as freguesias de S. Pedro da Cova e Jovim que passam a ter uma situação contrária à que apresentavam em 1975. No entanto, as freguesias do sul do concelho permanecem com um domínio do permeável (Covelo, Lomba, Medas, e Melres). Na freguesia da Foz do Sousa, embora domine o permeável, a diferença entre este e o impermeável é pouco significativa, facto que revela o grande crescimento do espaço construído.

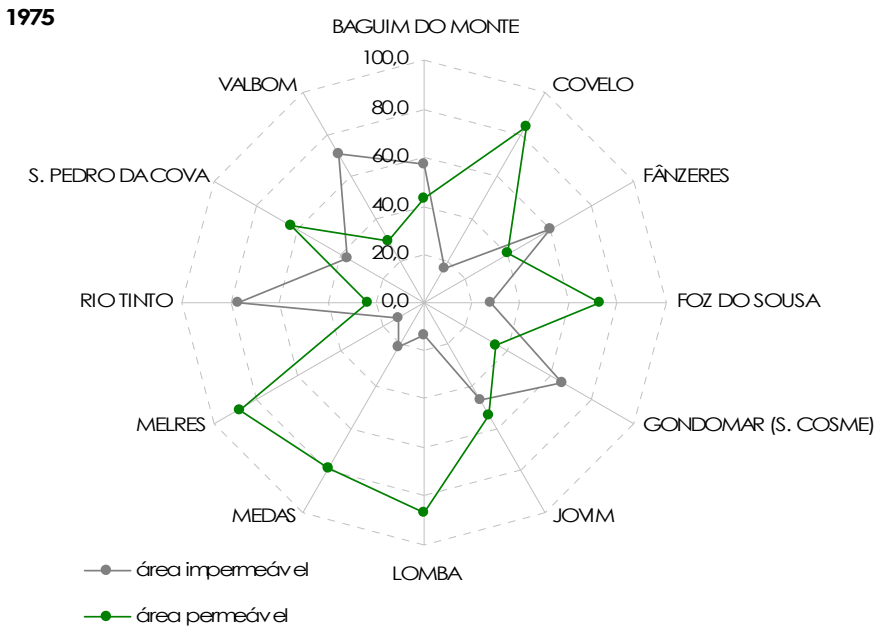


Fig. 4 - Valor percentual da área permeável e da área impermeável em Gondomar, por freguesia, em 1975.

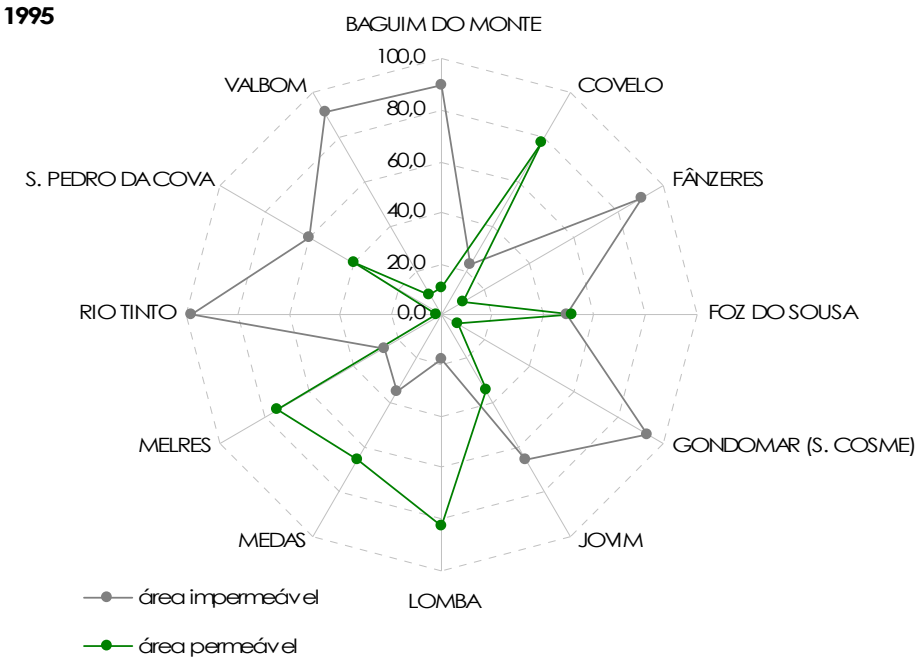


Fig. 5 - Valor percentual da área permeável e da área impermeável em Gondomar, por freguesia, em 1995.

5. Conclusões

A crescente pressão da sociedade humana pode conduzir, em certos lugares, à ocupação de solos de elevada capacidade produtiva de biomassa, por espaços construídos com diversas funções, "empurrando" a agricultura para terras de mais baixo potencial produtivo, tornando a actividade, não só, mais difícil, como também mais cara (A. L. Azevedo, 1997). A legislação existente de protecção destes solos mais produtivos, Reserva Agrícola Nacional (RAN), nem sempre é cumprida e, por vezes, são desafectados solos que se encontram nesta reserva ou em Reserva Ecológica Nacional (REN), para outros fins que não aqueles a que estavam destinados, isto é, deixam de constituir área permeável e passam a ser solos "artificializados". Gondomar não é excepção e vários casos de desafectação de terrenos, incluídos em áreas de RAN e REN, foram acontecendo. Citando apenas um exemplo, relembremos que para se fazer o entubamento do Rio Tinto, rio que dá nome à cidade, foram desafectadas áreas que integravam a RAN, não só para o entubamento do rio, mas também e sobretudo, para dar lugar à construção de grandes conjuntos habitacionais...

Também a este propósito, Sir John Starkey (1989), recomenda que é preciso utilizar o mínimo de solo possível para a construção de estradas e auto-estradas, dando-se preferência à manutenção e melhoramento das vias já existentes no sentido de se preservar, o mais possível, o solo. O que acontece, com frequência, na abertura de novas vias é estas cortarem explorações agrícolas, passando o empresário a ter o seu terreno dividido, com custos adicionais na produção final, por se ter que percorrer maiores distâncias entre as parcelas divididas. Normalmente, esta é uma questão que não é considerada nos Estudos de Impacte Ambiental. Para além disso, a nova via ocupa terreno com potencial agrícola que enfrenta, desta forma, um processo irreversível – a impermeabilização (A. L. Azevedo, 1997).

As áreas impermeabilizadas podem ter grande impacte nos solos circundantes por alteração dos padrões de circulação da água e aumento de fragmentação da biodiversidade e seus ecossistemas, como já fizemos referência.

Mas a substituição dos materiais naturais pelos materiais utilizados na construção, pode provocar, também, mudanças nas características da atmosfera local. Poderá ocasionar um aumento de temperatura nos grandes centros, fenómeno chamado de ilha de calor. A ilha de calor urbano é uma anomalia térmica, onde o ar da cidade se torna mais quente que o das regiões vizinhas. Em função das propriedades térmicas dos diferentes materiais utilizados na construção, o calor é rapidamente absorvido durante o dia, mas facilmente libertado durante a noite. A diminuição da vegetação e de superfícies líquidas diminuem a evapotranspiração e aumentam o calor. Um outro impacte, neste caso climático, do aumento da impermeabilização do solo.

As questões de decisão quanto à prioridade a ser dada às diversas funções do solo são, efectivamente, questões associadas à gestão e ordenamento sustentado de um território. Terminamos estas considerações finais com uma frase de Roosevelt, de 1937, "The nation that destroys its soil destroys itself"…

6. Referências Bibliográficas

AZEVEDO, A., 1997. Nota sobre a evolução de alguns casos de "impermeabilização" de solos em Portugal Continental. Publicações da Universidade de Évora. 46 p. Évora.

FERREIRA, C., 1996/7. Erosão Hídrica em Solos Florestais. Estudo em povoamentos de *Pinus pinaster* e *Eucalyptus globulus* em Macieira de Alcôba – Águeda. *Revista da Faculdade de Letras da Universidade do Porto- Geografia*, I Série, Vol. XII/XIII, pp. 145 – 244.

FERREIRA, C., 2008. Degradação do solo no concelho de Gondomar: uma perspectiva geográfica. Contribuição para a definição de estratégias de planeamento e ordenamento do território. Edição de Autor. Porto.
http://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/10751/2/tesedoutdegradacao000067955.pdf

STARKEY, J., 1989. La protection des terres agricoles et la fertilité du sol en Europe. *Rapports de la Séance Plénaire et des Commissions Brugge (Suisse)*, Publications de la CEA, Fascicule 87, p. 10-30.

Efectos del aporte del suelo en la restauración de escombreras de yeso: aceleración de procesos implicados en la sucesión y conservación de la flora endémica

PASTOR, J [1].; CASTELLÓ, R [1].; HERNÁNDEZ, A.J.[2]

[1] Centro de Ciencias Medioambientales, CSIC, Madrid, Dptos. De Ecología de Sistemas (IRN) y de Contaminación ambiental (ICA).
[2] Dpto. de Ecología, Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.

Resumen
Este trabajo se enmarca en el área temática de suelos y gestión ambiental, ya que se ha dirigido a la restauración de escombreras de la cantera "Los Yesares" (Sorbas, Almería, España), debido a que las explotaciones de yeso a cielo abierto constituyen un fuerte impacto en el paisaje de este territorio, y ésta es la explotación mas importante de Europa. El conocimiento adquirido por nuestro equipo en la restauración de espacios degradados de diferente cariz (vertederos, minas abandonadas, suelos degradados) en los últimos quince años, ha permitido acercarnos con realismo a este estudio. La hipótesis de trabajo estriba en verificar en qué medida un aporte del suelo obtenido de los frentes de explotación de la cantera a una escombrera de finos (materiales con granulometría < 5mm y porcentaje en yeso > 85%) de la misma, es beneficioso para la restauración de este paisaje de escombreras de yesos, en cuanto a la aceleración de los procesos implicados en la sucesión ecológica y en la conservación de la importantísima flora endémica. Mediante un muestreo estratificado, en base a la madurez de la sucesión ecológica que se presenta en las escombreras antiguas de "finos" del área de estudio, así como en matorrales y pastizales del "Paraje Natural" adyacente, no intervenidos por la explotación del yeso, se han realizado 62 inventarios fitoedáficos, mediante parcelas de 25 m^2, dispuestas al azar en cada uno de los escenarios mencionados. Los resultados muestran que con el aporte de tierras procedentes del desbroce de los suelos que cubren los yesos de la cantera, a la escombrera resultante, se puede conseguir, en aproximadamente unos siete años, unos valores de diversidad y cobertura vegetal que se acercan a los obtenidos en las escombreras abandonadas hace 30 años. Con esta técnica de restauración se favorece un hecho de especial relevancia, la conservación de especies endémicas de los ecosistemas (aljezares), que juegan un importante papel en las condiciones extremas que crea el sustrato gipsícola, en el que otras especies, utilizadas habitualmente para la revegetación de laderas, son incapaces de sobrevivir.

Palabras clave
Canteras de yeso, ecosistemas de "aljezares", restauración ecológica, especies endémicas.

1. Introducción y objetivos

Este trabajo se sitúa en el largo proceso de la restauración de las escombreras de la cantera "Los Yesares" (Almería, España), que al ser la más grande de Europa lógicamente, genera una enorme cantidad de residuos. La calidad y pureza de sus yesos, junto a la amplia extensión que ocupan y la potencia que alcanzan los afloramientos, ha hecho que este recurso se haya explotado desde hace mucho tiempo, provocando un fuerte impacto ambiental, que nuestro grupo trata de paliar.

Las explotaciones de yesos a cielo abierto constituyen el impacto máximo en el paisaje. No solo se trata de un efecto visual, sino que afecta de manera muy importante a los recursos biológicos del territorio y, en definitiva, a la ecología de los matorrales con especies gipsícolas ("aljezares"), de vital importancia en la conservación de la biodiversidad. Así, tanto las especies como las comunidades vegetales que constituyen, aparecen recogidas en la "Directiva Hábitas"(Directive 92/43/CEE del Consejo Europeo). Este escenario se debe a las peculiares características físicas y químicas de los afloramientos yesíferos que actúan como zonas donde se refugian algunos endemismos (Jhonston, J., 1941; Blanca y Valle, 1986; Major, 1988) y, de forma general, favorecen la aparición de taxones adaptados específicamente a estas condiciones.

Por iniciativa de la empresa explotadora, nos hemos encargado de estudiar las acciones que conlleven a la restauración de dichos impactos. Ello constituye un reto para hacer operativa la teoría y la práctica de la restauración en un espacio colindante a un "Paraje Natural" (Gómez–Limón et al, 2000), terminología que se corresponde a"paisaje protegido" en la legislación europea (IUCN, 2000).

El conocimiento adquirido por nuestro equipo en los últimos quince años acerca de la restauración de espacios degradados, ha permitido sistematizar los pasos metodológicos involucrados en la acción restauradora, especialmente cuando se trata de superficies con acusada pendiente (Pastor y Hernández, 2008 a). Por otra parte, conocemos los principales factores edáficos relacionados con la vegetación del matorral gipsófilo de zonas degradadas (Pastor et al., 2002). Estos aspectos permiten poder acercarnos con realismo a la situación de partida por la que hemos abordado este trabajo: el estudio de una escombrera con unos quince años de abandono a la que la empresa explotadora añadió una capa de suelo, obtenida de los frentes de explotación, a una parte de la misma ocho años más tarde.

El objetivo pues que se pretende en este trabajo es el de estudiar en qué medida el aporte del suelo resultó beneficioso para la restauración ecológica de escombreras resultantes de la explotación de yesos, en cuanto a la aceleración de los procesos implicados en la sucesión y conservación de la flora endémica.

2. Metodología

2.1. Características geoedáficas del área de estudio.

La cantera "Los Yesares", situada al NE del municipio de Sorbas (cuadrícula 30SWG81) está localizada en la comarca de Sorbas-Los Castaños, provincia de Almería (España). El paquete de yesos que constituye la explotación (Unidad "Yesares") tiene una extensión de afloramiento de 12 Km^2 y está constituido por una secuencia cíclica de yesos bien estratificados, con una potencia máxima de 120 m. donde los estratos pueden superar los 20 m. El yeso es principalmente selenítico e intercala niveles margosos de 0,5 a 3 m. de potencia.

La situación geográfica del territorio determina unas condiciones de marcada aridez con una precipitación media anual de 320,8 mm y una temperatura media anual es de 15,8ºC,

correspondiendo a un tipo climático semiárido y mesotérmico, con falta de agua en invierno y verano y predominando por tanto, los procesos de meteorización mecánica y química, movilización de masas y erosión eólica moderada, y también una erosión fluvial moderada. Si se tiene en cuenta un diagrama de procesos morfogenéticos podría ser definido como árido en los meses de Junio, Julio y Agosto y como semiárido el resto de los meses.

El paisaje de este territorio se caracteriza por una planicie de escasa pendiente y de topografía casi llana o muy suavemente ondulada, en la que destacan afloramientos de roca de yeso desnuda. Su continuidad se ve rota en numerosas ocasiones a causa de los fenómenos de disolución en el yeso, provocados por el agua de lluvia (fenómenos kársticos) que originan pequeñas depresiones, cárcavas o dolinas, y se asocia primordialmente a suelos de muy poca evolución y a su vez de muy poco espesor. Predomina aquí el regosol gypsico sobre el gypsisol háplico, y existe presencia de un leptosol lítico en los enclaves más erosionados. En otras zonas se presenta una fisiografía de pendientes medias moderadas, que varían desde llanas a acentuadas, mediante procesos de abancalamiento. A este área están asociados suelos profundos en general, con espesores que oscilan entre 50 y 100 cm., poco o nada pedregosos, de texturas medias o arenosas en superficie y que tienden a arcillosos a medida que se profundiza. Se trata de un gypsisol háplico. Y en las comunidades de matorral-pasto desarrolladas sobre cultivos abandonados del paisaje cercano a las escombreras se encuentra un tercer tipo de suelo, el antrosol árico, poco evolucionado y que se desarrollan a partir de materiales no consolidados, margas en este caso, ricas en CO_3Ca y pobres en materia orgánica.

Las especies de la zona de estudio fueron identificadas con la ayuda de *Flora europaea* (Tutin *et al*., 1964-80), Flora dels Països catalans (Bolós and Vigo, 1984-95), Flora vascular de Andalucía occidental (Valdés *et al*., 1987) y Flora Iberica (Castroviejo *et al*., 1986-2009).

2.3. Diseño experimental y técnicas analíticas.

Aunque se reconocen importantes lagunas en la teoría ecológica que puede ser aplicada a la restauración, así como la enorme variabilidad y aleatoriedad ambiental y otras formas irreductibles de incertidumbre asociadas a las interacciones perturbación-respuesta-restauración que limitan las generalizaciones y extrapolaciones se reconoce también que cualquier acción de restauración ecológica debe tener en cuenta los conocimientos teóricos de la sucesión de las comunidades en el ecosistema (Comín, 2002; Hernández, 1998; Hernández y Pastor, 2000, 2008 a y b; Pastor y Hernández, 2008 a y b). Esta última cuestión es la que ha enmarcado el diseño experimental que se ha seguido para este trabajo.

Mediante un muestreo estratificado, en base a la madurez de la sucesión ecológica que se presenta en otras escombreras de "finos" del área de estudio, (materiales con granulometría <5mm y porcentaje en yeso >85%), así como en matorrales no intervenidos por la explotación del yeso, se han realizado 62 inventarios fitoedáficos, a través de parcelas de 25 m^2 dispuestas al azar en cada uno de los escenarios estudiados **(**en adelante sitios):

a) Escombreras de finos abandonadas hace 15 años, con y sin suelo depositado (sitios 1 y 2)
b) Escombreras de finos sin intervención con 20 y 30 años de abandono (sitios 3 y 4).
c) "Paisaje protegido":
- Matorral cresta - zonas de afloramientos de roca de yeso que se constituyen como pequeños cerros (sitio 5)
- Matorral llano -zonas llanas o de suave pendiente con presencia de suelo en el (sitio 6)

- Matorral desarrollado en antiguas zonas de cultivo abandonadas, en forma de bancales con suelo profundo y arcilloso (sitio 7).

En cada parcela se evaluó la cobertura vegetal y se recogió el suelo superficial (alrededor de 10 cm) por medio de azada en diferentes puntos al azar. Las especies han sido determinadas por Flora Europaea y la diversidad medida mediante el Índice de Shannon.

Las técnicas analíticas utilizadas pueden verse en Hernández y Pastor (1989), habiéndose obtenido los parámetros de física de suelos mediante el analizador de partículas "Mastersizer" (Pastor y Villoslada, 2010).

Para poder estimar las diferencias existentes entre los diferentes sitios estudiados, los resultados obtenidos se estudian mediante análisis de la varianza. La presencia de una misma letra en una fila indica que no existen diferencias significativas a p=0,05. El software utilizado fue SPSS.

3. Resultados y discusión

Al estudiar los suelos vemos que las fracciones granulométricas, así como los parámetros relacionados con la retención del agua en la capa superficial del suelo, no muestran diferencias significativas entre los diferentes sitios, excepto para los suelos de la escombrera de mayor edad (>30 años), así como para los correspondientes a los sitios 5 y 7 en relación a la capacidad de campo, punto de marchitez y agua útil, (Tablas 1 y 2).

La adicción de suelo a la escombrera influye significativamente en el incremento de los porcentajes de materia orgánica y carbonatos y parece haber una tendencia también al aumento de N total (0,065 frente a 0,035 %); de forma análoga, puede decirse respecto a los niveles de Ca, que son significativamente más elevados en la escombrera más joven (Tabla 3). Los contenidos de K y P, sin embargo, presentan diferencias significativas entre las escombreras jóvenes y los de otros suelos más viejos y del paraje natural.

Tabla 1.- Fracciones granulométricas (valores medios) de los suelos y análisis de la varianza.

Tamaño (mm)	Sitio 1		Sitio 2		Sitio 3		Sitio 4		Sitio 5		Sitio 6		Sitio 7	
<0,002	0,06	ab	0,14	a	0,00	b	0,00	b	0,03	b	0,06	ab	0,05	ab
0,002-0,02	5,03	a	8,30	b	4,50	a	5,09	ab	4,89	a	5,09	a	5,50	ab
0,02-0,05	6,08	ab	7,24	a	4,48	b	6,01	ab	5,41	ab	6,54	a	5,74	ab
0,05-0,1	10,25	a	10,12	a	7,45	a	7,76	a	8,24	a	10,73	a	9,93	a
0,1-0,2	20,00	ab	19,74	ab	19,67	ab	13,45	a	19,39	ab	20,49	ab	22,10	b
0,2-0,5	27,53	ac	26,08	a	33,02	b	23,83	a	32,78	bc	29,06	abc	29,31	abc
0,5-1	15,25	a	13,40	a	15,86	a	20,13	a	17,73	a	15,27	a	13,55	a
1-2	12,42	ab	11,89	ab	11,97	a	19,07	b	10,40	a	10,51	a	11,06	a
2-3,2	3,23	ac	2,97	ab	2,97	ab	4,65	a	1,13	b	2,21	bc	2,62	ab

Tabla 2.- Parámetros edáficos (valores medios) relacionados con la retención del agua en la capa superficial del suelo (15 cm) y análisis de la varianza

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7
Punto de marchitez	22,75 a	24,41 ad	26,34 ad	52,14 b	37,27 c	26,36 ad	32,10 cd
Capacidad de campo	14,41 a	17,89 ab	15,60 a	19,03 ab	22,56 b	13,24 a	15,25 a
Agua útil	8,34 ac	6,51 a	10,75 acd	33,11 b	14,71 cd	13,12 cd	16,85 d

En las zonas de la escombrera con suelo añadido aumenta la diversidad y el recubrimiento vegetal con respecto a las que no tuvieron dicho aporte en la correspondiente, a la misma edad (15 años), si bien en el caso de la diversidad, la diferencia no resulta significativa (Tabla 4). Los resultados vienen dados sustancialmente por la presencia de una comunidad de terófitos que se desarrolla a partir de las tierras añadidas, con un total de 27 especies diferentes de especies anuales, con una media de 8 especies por parcela, lo que supone el 48% del total (sitio 1), frente a 8 especies diferentes en el sitio 2 y una media de 3 especies por parcela que constituyen el 22% de la riqueza vegetal.

Con el aporte del suelo se desarrollan satisfactoriamente especies propias de pastos básicos xéricos como *Brachypodium distachyon, Convolvulus althaeoides, Scorpiurus sulcatus, Linum strictum, Leontodon longirrostris, Plantago albicans* y algunas especies de *Medicago* propias de estos medios. Constatamos también el aumento, con resultado de un patente dominio, de *Artemisia barrelieri*, especie de matorral de carácter antrópico y endemismo ibérico. Así, en sitio 1 presenta un recubrimiento medio del 13% con una frecuencia del 89%, frente a una cobertura del 1,5% con frecuencia del 50% en el sitio 2.

En cuanto a las especies gipsófilas, su nº no disminuye en el sitio 1 respecto al sitio 2, constituyendo en el primer caso el 46% de especies de matorral y el 20% de la riqueza total, mientras que en el sitio 2 hay una mayor presencia de especies de matorral (51%), que suponen un 32% del total de especies. En cambio, atendiendo a datos de recubrimiento, las especies gipsófilas constituyen un 12,4% de la cobertura en el sitio 1 correspondiendo a un 33% a especies de matorral y con un 20% de la cobertura total de la escombrera. En el sitio 2 hay un ligero aumento de la cobertura de gipsófilas de matorral frente a las anuales, como consecuencia de no haber tenido estas últimas incorporadas al banco de semillas que poseía el suelo añadido al sitio 1. Especies endémicas del SE de la Península Ibérica, tales como *Coris hispánica* y *Santolina viscosa* (Lázaro 1986), mostraron coberturas muy similares en zonas en las que se añadió suelo.

Los resultados expuestos en las Tablas 4 y 5 revelan que, con el aporte de las tierras obtenidas en la excavación de la cantera de yesos, se mejora la diversidad total de especies, creándose un estrato herbáceo antes inexistente, importante tanto para la corrección del impacto visual como para detener procesos erosivos, no perjudicando a las especies gipsófilas endémicas e, incluso, favoreciendo su desarrollo en estas primeras fases de sucesión ecológica. Según diversos autores que vienen estudiando en profundidad estas comunidades, la presencia de xerófitas es nula durante los primeros momentos de la sucesión ecológica (Mota et. al., 1998, 1999; Cueto Romero et al. 1999; Dana, 2000).

Tabla 3.-Variables edáficas (valores medios) relacionadas con la fertilidad de los suelos y análisis de la varianza.

Variables edáficas	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7
N %	0,065 a	0,035 a	0,036 a	0,073 ab	0,148 b	0,105 b	0,249 c
M.O. %	1,3 a	0,6 b	0,9 ab	2,1 c	3,0 c	2,1 c	5,0 d
C/N	11,4 ad	9,6 a	14,6 bc	16,3 b	12,3 acd	12,1 d	12,0 ad
CO_3 %	18,78 d	9,680 a	30,74 b	7,13 a	12,68 d	39,03 c	24,98 b
pH (H_2O)	7,5 a	7,4 ab	7,3 b	7,5 ab	7,5 a	7,5 a	7,5 a
K (mg/100g)	9,0 a	6,6 a	7,4 a	2,7 d	7,2 ab	12,0 b	18,0 c
Ca (mg/100g)	2714,5a	2925,0a	1209,3 b	883,3 b	1910,0 c	1056,2 b	1404,7 bc
Na (mg/100g)	1,5 a	2,0 a	1,4 a	1,3 a	3,7 b	2,4 a	2,9 ab
Mg (mg/100g)	2,4 a	4,2 ab	1,6 a	1,2 a	2,6 ab	5,0 b	4,0 ab
P_2O_5 (mg/100g)	4,6 a	4,7 a	4,4 a	3,7 d	4,3 ab	4,3 b	5,8 c
Conductividad (mS/cm)	2,3 a	2,3 a	2,4 a	1,8 a	2,3 a	1,9 a	1,9 a

El aspecto general es que la tasa de sucesión está relacionada positivamente con la fertilidad del lugar, aunque bajo condiciones extremas de sequía, salinidad o temperaturas elevadas la fertilidad puede ser irrelevante. Moreno-Peñaranda et al. (2004) observaron, durante la restauración de escombreras calizas, que la adición de M.O. en forma de lodos de depuradora produjo comunidades vegetales con más biomasa y cobertura pero con menor diversidad de especies. Dana y Mota (2006) indican que la M.O. y la profundidad del suelo pueden limitar la complejidad de la estructura sucesional (diversidad, riqueza, redundancia etc.)

Tabla 4. Parámetros de diversidad vegetal (valores medios) y análisis de la varianza

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7
Diversidad	2,39b	2,26ab	1,88a	2,36ab	2,52b	2,58b	2,55b
Nº total de especies	18,8b	11,6a	11,8a	21,0bc	19,3bc	24,6c	32,4d
Nº de especies gipsófitas	3,7ac	3,7a	3,4a	8,6b	5,7cd	6,0d	3,8c
Nº de espec. de matorral	8,1ab	7,3a	7,8a	11,0bc	7,7a	11,0c	6,5a
Nº de especies anuales	8,3b	2,8a	3,1a	8,0ab	6,8ab	10,7b	23,3c
Nº de sp de matorral no gipsófitas	4,3a	4,2a	4,4ab	4,2a	3,2a	6,0b	3,3a

Tabla 5. Frecuencia y porcentajes medios, área de distribución y categoría de protección de las especies gipsófilas endémicas en el conjunto del área de estudio y en los sitios 1 y 2.

Especie	Sitio 1		Sitio 2		Area de Estudio		Distribución	Categoría de Protección
	Cob. %	Frec. %	Cob. %	Frec. %	Cob. %	Frec. %		
1. **Chaenorrhinum grandiflorum** SCROPHULARIACEAE	-	-	-	-	3,0	18	Almería	Vulnerable (IUCN 2000)
2. *Coris hispanica* PRIMULACEAE	1,9	44	1,1	58	2,1	48	SE Ibérico	
3. *Gypsophila struthium* CARYOPHILACEAE	3,8	44	2,5	75	6,8	81	C, S y E de España	
4. *Helianthemum alypoides* * CISTACEAE	2,6	78	1,5	25	4,7	66	NE Almería	Vulnerable (Hábitat '92, Berna '86 & IUCN 2000)
5. *Helianthemum squamatum* CISTACEAE	-	-	2,0	8	3,0	39	Algere, C y E de España	
6. *Narcissus tortifolius* * AMARYLLIDACEAE	0,5	11	-	-	2,2	23	NE Almería	Vulnerable (IUCN 2000)
7. *Ononis tridentata* FABACEAE	21,2	33	4,3	42	15,0	34	C y S de España	
8. *Reseda stricta* subsp. *Funkii* RESEDACEAE	1,0	11	-	-	2,6	11	Granada y Almería	
9. *Santolina viscosa* ASTERACEAE	3,3	89	1,3	33	3,2	68	SE de España	
10 *Teucrium turredanum* * LAMIACEAE	1,0	11	0,5	17	4,7	31	NE Almería	Rara (Hábitat '92), Vulnerable (Berna '86 & IUCN 2000)

Gypsophila struthium actua como una auténtica pionera (Dana, 2000) y aparece como la primera gipsófila en la sucesión inicial de las escombreras. La especie produce un gran número de propágulos y su rápida capacidad de germinación y capacidad de crecer en lugares con acusada pendiente, puede utilizarse para formar suelo (Merlo et al. 1998).

4. Conclusiones

La adición de suelo extraido del frente de explotación a la escombrera, influye significativamente en el incremento de los porcentajes de M.O. y carbonatos y, también parece hacerlo, en el contenido total de N (0,065 % frente a 0,035 %), aunque la diferencia no llegue a ser significativa (Tabla 3). Los contenidos de estos componentes edáficos en el tramo de escombrera con suelo añadido no muestran diferencias significativas con los obtenidos para la escombrera > 20 años, incluso para el N tampoco muestran diferencias significativas con la escombrera >30 años, si bien la M.O. sí es significativamente más elevada en esta escombrera que en el sitio 1. Por otra parte, la M.O. y el N de la escombrera con menos de 15 años (sitios 1 y 2) posee niveles significativamente inferiores a los suelos del paisaje natural.

Con el aporte de tierras obtenidas en el desbroce de la cantera llevadas a la escombrera resultante, se puede conseguir, en aproximadamente unos siete años, valores de diversidad y cobertura vegetal semejantes a los obtenidos en las escombreras abandonadas hace unos 30 años. Probablemente, los mayores contenidos de M.O. y N que se presentan en el suelo, son indicadores del adelanto de la sucesión ecológica en la misma escombrera pero sin dicho aporte.

Con esta técnica de restauración se favorece la conservación de especies pioneras de los ecosistemas (aljezares) que juegan un importante papel en las condiciones extremas que crea el sustrato gípsico en el que otras especies, utilizadas para la revegetación de laderas, son incapaces de sobrevivir.

5. Agradecimientos: A IBERPLACO (Saint Gobain), Al Programa EIADES 2010-2013 financiado por la CAM y al Proyecto CTM2008-04827/TECNO del MICIN.

6. Bibliografía

BLANCA, G., VALLE, F., 1986. Las plantas endémicas de Andalucía Oriental. *Monogr. Fl. Veg. Bética,* 1:1-53.

BOLÓS, O. & VIGO, J. (eds.), 1984-1995. Flora dels Països Catalans, Vols. I-III. Ed. Barcino, Barcelona.

CASTROVIEJO, S., C. AEDO, C. BENEDÍ, M. LAÍNZ, G. GONZÁLEZ, F. MUÑOZ GARMENDIA, G. NIETO FELINER, AND J. PAIVA, (edits.) 1986-2009. Flora Ibérica: plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Real Jardín Botánico. C.S.I.C, Madrid.

COMÍN, F.A., 2002. Restauración ecológica: teoría versus práctica. *Ecosistemas* XI (nº.1) enero-abril.

CUETO ROMERO, M., FERNÁNDEZ JURADO, M. A. , LÓPEZ CERRILLO, M.I. , MÁRQUEZ PAYÉS, J. M. , MUÑOZ GONZÁLEZ, F. , PEREZ GARCÍA, F.J. , RODRÍGUEZ TAMAYO, M. L. , SÁNCHEZ MAÑAS, M. , SERRANO MUÑOZ, M. M. , SOLA GÓMEZ, A. J. & MOTA POVEDA, J. F. 1999. La restauración de las canteras de yeso ¿Qué flora se debe utilizar?. En: Collado, M., Sánchez-Garrido, J. & Navarro, A. (eds.), Simposio sobre Minería, Industria y Medio Ambiente en la Cuenca Mediterránea, pp. 69-80. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Almería, Almería.

DANA, E., 2000. Estudio de la sucesión vegetal en canteras de yeso abandonadas y su aplicación a la conservación de los aljezares ibéricos. Tesis doctoral. Universidad de Almería.

DANA, E.D., MOTA J.F., 2006. Vegetation and soil recovery on gypsum outcrops in semi-arid Spain. *Journal of Arid Environments* 65: 444-459.

FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. FAO-UN, Roma, 88pp.

GOMEZ-LIMÓN, J., DE LUCIO, J. V., MÚGICA, M., 2000. Los espacios naturales protegidos del Estado español en el umbral del siglo XXI. Ed. EUROPARC-España. Fundación F. G. Bernáldez, Madrid.

HERNÁNDEZ, A. J., PASTOR, J., 1989. Técnicas analíticas para el estudio de las interacciones suelo-planta. *Henares rev. Geol*. 3: 67-102.

HERNÁNDEZ, A. J., 1998. Ecología aplicada a la restauración y rehabilitación de ecosistemas degradados. En: Bases Científicas para la gestión de Recursos Naturales, pp. 118-122.1as

Jornadas Científicas sobre el Medio Ambiente. CSIC-CCMA, Madrid.

HERNÁNDEZ, A. J., PASTOR, J., 2000. La revegetación de vertederos de residuos urbanos basada en principios ecológicos. En: Péfaur, J. (ed.). Ecología latinoamericana, pp. 449-455. Publ. Univ. Los Andes. Cons. Publ. C.D.C.H.T., Mérida, Venezuela.

HERNÁNDEZ, A. J., PASTOR, J., 2008 a. La restauración ecológica de ecosistemas degradados: marcos conceptuales y metodologías para la acción. En: Contaminación de Suelos. Tecnologías para su Recuperación. R. Millán y C. Lobo (eds). CIEMAT, Madrid, pp. 61-82.

HERNÁNDEZ, A. J., PASTOR, J., 2008 b. La restauración en sistemas con suelos degradados: estudio de casos en agroecosistemas mediterráneos y taludes de carretera En: Contaminación de Suelos. Tecnologías para su Recuperación. R. Millán y C. Lobo (eds). CIEMAT, Madrid, pp. 545-564.

JHONSTON, J., 1941. Gypsophily among Mexican desert plants. *J. Arnold. Arbor*. 22: 145-170.

LÁZARO, R., 1986. Sobre la flora y vegetación gipsícola almeriense (fanerógamas*). Boletín del IEA* 6: 131-50.

MAJOR, J., 1988. Endemism: a botanical perspective. In: A. A. Myers y P. S. Giller (eds.) Analytical biogeography. An integral approach to the study of animal and plant distributions, pp. 117-146. Chapman and Hall, NY.

MERLO, M.E., ALEMÁN, J.F., CABELLO, J., 1998. La gipsofilia en plantas: un apasionante edafismo. *Investigación y Gestión* 3: 103-111.

MORENO-PEÑARANDA, R., LLORET, F., ALCAÑÍZ, J.M., 2004. Effects of Sewage Sludge on Plant Community Composition in Restored Limestone Quarries. *Restoration Ecology* 12, 290-296.

MOTA, J. F., RODRÍGUEZ-TAMAYO, L., PEÑAS, J., PÉREZ, F., DANA, E., MERLO, M.E., 1998. Examen de la vegetación de los aljezares ibéricos con especial atención a la provincia de Almería. *Investigación y Gestión*, 3: 147-158.

MOTA, J. F. *ET AL*., 1999. Vegetación, sucesión y restauración ecológica en canteras de yesos. Publs. Universidad de Almería.

PASTOR, J., PRIETO, N., HERNÁNDEZ, A. J., 2002. Los pastos de la Alcarria y sus principales características edáficas. En: Producción de pastos, forrajes y céspedes, pp 141-146. Chocarro, C. et al. (Eds). Edicions de la Universitat de Lleida.

PASTOR, J., HERNÁNDEZ, A. J., 2008a. La restauración en sistemas con suelos degradados: estudio de casos en vertederos, escombreras y emplazamientos de minas abandonadas. En: Contaminación de Suelos. Tecnologías para su Recuperación. R. Millán y C. Lobo (Eds.). CIEMAT, Madrid, pp.523-544.

PASTOR, J., HERNÁNDEZ, A.J., 2008b. Multi-functional role of grassland systems in the ecological restoration of mines, landfills, roadside slopes and agroecosystems. *Options Mediterraneennes,* 79: 103-107.

PASTOR, J., VILLOSLADA, Mª.J., 2010. Técnica para la medida del tamaño de partículas de los suelos de sellado de vertederos y escombreras mediante un equipo Mastersizer-S de Laser rojo. En: Estudio multidisciplinar de vertederos sellados. Caracterización y pautas de recuperación (A. J. Hernández y C. Bartolomé, eds.). UAH Obras Colectivas. Ciencias 05. pp. 121-132.

TUTIN T. G., HEYWOOD, V.H. , BURGES, N. A. , VALENTINE, D. H. , WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (eds.), 1964-80. Flora Europaea, Vols. 1-5. Cambridge University Press, Cambridge.

VALDÉS, B., TALAVERA, S. & FERNÁNDEZ-GALIANO, E. (eds.)., 1987. Flora vascular de Andalucía Occidental, Vols. 1-3. Ketres Editora. S.A., Barcelona.

Muestreo sistemático y cartografía clásica para obtener la distribución espacial y en profundidad de la textura y materia orgánica del suelo en un viñedo

UNAMUNZAGA, O., BESGA, G., AIZPURUA, A.

NEIKER-Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario

Resumen

El estudio de la variabilidad espacial y en profundidad del suelo permite identificar diferentes unidades de manejo en un viñedo. Los objetivos de este trabajo fueron por un lado, estudiar la variabilidad espacial de la profundidad, textura y materia orgánica del suelo mediante, (i) un muestreo en malla con tres rangos de profundidad (0-30, 30-60 y 60-90 cm), y (ii) un muestreo dirigido según la topografía, orientación y morfología basado en la descripción de perfiles. El estudio se llevó a cabo durante el año 2005 en un viñedo de 8 ha de la D.O.Ca. Rioja. Los coeficientes de variación aumentaron en profundidad y fueron moderados (superiores al 25%) en el caso de la arena, arcilla, materia orgánica y profundidad de suelo y bajos en el caso del limo (<15%). Por otro lado, la materia orgánica y la profundidad presentaron dependencia espacial moderada (nugget ratio entre 25 y 75%). La dependencia espacial en el caso de la textura disminuyó en profundidad, debido a la alta heterogeneidad del material parental, que no fue recogida con la distancia de muestreo empleada. En la parcela se diferenciaron zonas de erosión con poca profundidad de suelo, y zonas de deposición con suelos más profundos (superior a 100 cm). En el caso de la materia orgánica se distinguieron claramente las zonas abonadas con contenidos entre 11 y 18 g kg^{-1} frente a zonas menos abonadas (2-7 g kg^{-1} y 7-8 mg kg^{-1}). Con el muestreo dirigido se diferenciaron cuatro zonas en función del material parental: una zona de margas, una zona de areniscas calcáreas, una zona de deposición y una zona de argilitas calcáreas rojas, que diferían en la profundidad de suelo y en la distribución de la textura y de la materia orgánica en profundidad.

1. Introducción

El objetivo principal de la viticultura y enología moderna es la elaboración de vinos de alta calidad y tipicidad que se puedan diferenciar en un mercado donde la oferta cada vez es mayor. En este sentido, el suelo juega un papel importante, ya que le proporciona a las viñas agua y nutrientes, y cualquier desequilibrio en las propiedades físicas o químicas del suelo afecta al desarrollo de la planta. La profundidad de suelo y la textura tienen una gran influencia sobre el equilibrio entre el vigor y la producción de la uva (Van Leeuwen y Seguin, 1994; Ubalde *et al*., 2007), y como consecuencia también sobre la calidad del vino, ya que factores como la disponibilidad de agua dependen estrechamente de dichas propiedades (Choné, 2001). Otra de las propiedades de suelo de especial relevancia, es el contenido de materia orgánica puesto que es la propiedad más relacionada con la calidad del suelo (Murage *et al*., 2000). Asimismo, en un contexto medioambiental es importante mencionar que el contenido de carbono orgánico del suelo es tres veces superior al de la atmósfera. De hecho, desde el punto de vista de los ciclos biogeoquímicos el suelo es el principal sumidero, reservorio y fuente de carbono orgánico, con una cantidad estimada en 1.700 billones de toneladas hasta un metro de profundidad y hasta 2.400 billones de toneladas en los primeros dos metros (Hillel y Rosenzweig, 2009). Teniendo en cuenta que una de las características

principales del suelo es su alta variabilidad espacial, el conocimiento exhaustivo de la distribución espacial de las propiedades del suelo en un viñedo ayuda a explicar las diferencias existentes en cuanto a la calidad del vino. Se puede, por tanto, zonificar la parcela según el tipo de suelo y así obtener lotes de diferente calidad por medio de vendimias seleccionadas (Bramley y Hamilton, 2004) o modificar el manejo según las necesidades de cada zona.

Así, los objetivos de este estudio fueron:

Estudiar la variabilidad espacial de profundidad, textura y contenido de materia orgánica del suelo en un viñedo, mediante dos métodos: (i) un muestreo en malla con tres rangos de profundidad (0-30, 30-60 y 60-90 cm), y (ii) un muestreo dirigido basado en la previa zonificación de la parcela y la posterior interpretación de perfiles de suelo.

3. Material y métodos

El estudio se realizó durante el año 2005 en un viñedo de 8 ha, denominado parcela Costanillas, situado en el municipio de Oyón (43º36'00" N lat; 2º36'37'' W long) perteneciente a Bodegas y Viñedos Zuazo y Gastón dentro de la Denominación de Origen Calificada (D.O.Ca.) Rioja. La viña se plantó en el año 1980, excepto en la parte Este de la parcela (denominada como zona nueva), cuya plantación se hizo en el año 1990. La variedad es la habitual de la zona, Tempranillo sobre 41B. El tipo de clima es mediterráneo suave según la clasificación de Papadakis, con una pluviometría media anual de 430 mm, el 65% de los cuales se registran en el periodo de dormancia, y una temperatura media de 13,5 ºC.

Según la topografía, orientación, y la morfología de la parcela se distinguieron varias zonas. Una zona con forma cóncava, donde se aprecian dos pendientes con orientaciones opuestas; una con orientación Suroeste y pendiente aproximada del 20% denominada PSO, y otra con orientación Noreste y pendiente algo menor (16%) denominada PNE (Figura 1a). Estas dos zonas convergen en una zona llana y de cota más baja denominada hondón (H). Por otro lado, se diferencia otra zona de forma alargada y con orientación Noreste denominada brazo (B). En esta última zona, en la parte adyacente a la pendiente PSO la pendiente es aproximadamente del 15% mientras que en el centro es inferior (5%).

Respecto a la práctica del abonado a partir del año 2000 se fertiliza de una manera localizada, aplicando estiércol únicamente a la zona central de la pendiente PSO y brazo con una dosis de 5000 kg ha^{-1} aproximadamente.

a) Muestreo en malla

Se marcaron 198 cepas separadas a una distancia de 24 m entre calles y 14,4 m dentro de la misma fila, y estos puntos fueron georeferenciadas con un GPS submétrico, modelo Topsurv de la casa comercial Topcon™. Las muestras de suelo se obtuvieron mediante un pinchazo con un equipo perforador con martillo percutor de 0,03 m de diámetro (Eijkelkamp®), y a una distancia de 0,1 m de la cepa hacia la calle, en la zona central, entre la cepa marcada y la adyacente. Las profundidades de muestreo fueron 0-30, 30-60 y 60-90 cm, siempre que la profundidad de suelo lo permitiera, y la máxima profundidad de suelo alcanzada fue de 100 cm debido al muestreador empleado. Los valores de profundidad obtenidos mediante este muestreo son orientativos puesto que este tipo de sonda cuenta con una serie de limitaciones; por un lado no llega a una profundidad superior al metro y por otro

lado puede que en algún punto nos encontremos con alguna piedra y la sonda no profundice más. Por tanto, los datos de profundidad obtenidos a partir de este muestreo se han utilizado para tener una visión general de la distribución espacial, pero no se han utilizado para conocer la profundidad con exactitud.

b) Muestreo dirigido

Se describieron 12 perfiles, repartidos por las diferentes zonas de la parcela descritas anteriormente según topografía, orientación y morfología (Figura 1a).

Las calicatas se abrieron con una retroexcavadora, si bien en la zona del hondón debido a la gran profundidad del suelo no fue posible llegar hasta la roca madre.

La descripción de los perfiles se llevó a cabo según el método Sinedares del Ministerio de Agricultura (Comisión del Banco de Datos de Suelos y Aguas, 1983). De cada horizonte, se describió el color en húmedo según Munsell (1975) y se tomaron muestras de suelo para su posterior análisis.

Todas las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente hasta peso constante y, posteriormente, se molieron y pasaron por un tamiz de 2 mm para su análisis en laboratorio.

En todas las muestras de suelo se realizaron las siguientes determinaciones:

a) Textura por el método de la pipeta (MAPA, 1994). A continuación se clasifica la textura del suelo según el sistema americano (USDA, 1999), siendo el tamaño de las partículas: arena 2mm-50 μm; limo 2-50 μm; arcilla <2 μm.
b) Materia orgánica por el método de Walkey y Black (Hesse, 1971).

c) Análisis estadístico

Dentro del análisis descriptivo de los datos se calcularon la media, máximo, mínimo y coeficiente de variación con el programa estadístico SAS (SAS, 1998).

El análisis geoestadístico se llevó a cabo con el programa ARCVIEW (versión, 9.3; ESRI 2008). Si los datos no tenían una distribución normal se procedía a la trasformación logarítmica. Una vez normalizados los datos se realizaron los semivariogramas. Según los rangos definidos por Cambardella *et al*. (1994), si este ratio es inferior al 25% se considera que muestra una fuerte relación espacial, si se sitúa entre el 25-75% la relación es moderada y a partir del 75% hay poca relación espacial. En los casos en los que hubo relación espacial fuerte o moderada, se procedió a la interpolación mediante el kriggeado ordinario, a partir del modelo de semivariograma esférico por ser el que mejor se ajustaba para obtener el mapa de interpolación. En el caso de que la relación espacial fuera baja, no se consideró adecuado hacer el kriggeado. En general, los rangos se definieron con el método de clasificación Quantile del mismo programa, y en el caso de la profundidad de suelo se definieron como muy bajo, bajo, medio, alto y muy alto, dado que el dato no era exacto.

3. Resultados

a) Muestreo en malla

La profundidad de suelo, varió entre 25 y 100 cm, con una media de 70 cm y un coeficiente de variación de 27%. La fracción limo fue la más abundante en las tres capas estudiadas, variando entre 350 y 617 g kg^{-1} en superficie (467 g kg^{-1} de media), y con un contenido mínimo de 259 g kg^{-1} y máximo de 656 g kg^{-1} a 60-90 cm de profundidad (463 g kg^{-1} de media). A continuación, la fracción arcilla cuyo valor medio variaba entre 307 g kg^{-1} de 0 a 30 cm y 333 g kg^{-1} de 60 a 90 cm y, por último, la arena, con los valores medios más bajos (227 g kg^{-1} en superficie y 204 g kg^{-1} a 60-90 cm de profundidad). Los coeficientes de variación aumentaron en profundidad, con valores similares en las fracciones arcilla y arena, 21 y 24% en superficie, respectivamente, y 34-39% en profundidad; mientras que la variabilidad del limo fue inferior (9% en superficie y 15% en profundidad). Como era de esperar, en el caso de la materia orgánica, el valor medio más alto se observó en la capa superficial con 8,9 g kg^{-1} y se mantuvo en 7,1 g kg^{-1} entre 30-60 cm y 6,6 g kg^{-1} de 60 a 90 cm. Al igual que para las fracciones texturales el coeficiente de variación fue superior en profundidad (53% a 60 a 90 cm frente a 31% en la capa más superficial) y cabe destacar el máximo de materia orgánica encontrado en la profundidad de 60-90 cm (20 g kg^{-1}).

En el análisis geoestadístico, la profundidad de suelo mostró relación espacial moderada con un nugget ratio de 40%. En la profundidad de 0 a 30 cm la fracción arena y el contenido de MO mostraron una dependencia espacial moderada con nugget-ratios entre 70 y 74%, en la profundidad de 30 a 60 cm ninguna de las propiedades mostró relación espacial, y en la capa más profunda de suelo la dependencia espacial fue también moderada para la arena y la materia orgánica, con nugget-ratios de 42 y 60%, respectivamente.

En el caso de aquellas propiedades que guardaban una relación espacial apropiada se realizaron los mapas de interpolación. La mayor profundidad de suelo (Figura 1b) se obtuvo en la zona descrita previamente como hondón; por el contrario, las zonas más altas de la pendiente Noreste fueron las de menor profundidad. En la pendiente Suroeste, si bien las profundidades son también bajas, en la parte central la profundidad fue media. En la zona del brazo la profundidad más alta se observó en el centro.

El mayor contenido de arena en la profundidad 0 a 30 cm (Figura 1c) se observó en la zona Oeste del hondón, en el centro de la pendiente PSO y en la mitad Este de la pendiente PSO adyacente al brazo, así como en la parte central del brazo (rangos entre 240 y 450 g kg^{-1}). Por el contrario, los valores más bajos se registraron en la pendiente PNE y en el extremo Este de la pendiente PSO (46-187 g kg^{-1}).

En el centro de la pendiente PSO y en la zona Oeste del hondón (Figura 1d) se diferenciaron las dos manchas más ricas en materia orgánica de la parcela (11-18 g kg^{-1}) en la profundidad de 0 a 30 cm. Alrededor de estas dos manchas, el contenido de materia orgánica fue de 9-11 g kg^{-1}. En la pendiente PNE el contenido fue inferior, diferenciándose dos partes, la Oeste con contenidos de 7-8 g kg^{-1} y la parte Este con 2-7 g kg^{-1}. También en el Este de la pendiente PSO se encontraron los valores más bajos (2-7 g kg^{-1}). En la zona del brazo el contenido de materia orgánica fue mayor del centro a la parte más distal, con valores entre 9 y 11 g kg^{-1}, mientras que del centro a la parte adyacente a la pendiente PSO el contenido de materia orgánica fue más bajo (rangos de 2 a 7 g kg^{-1} y de 7 a 8 g kg^{-1}).

En la profundidad de 60 a 90 cm (Figura 1e), el contenido máximo de arena (256-583 g kg^{-1}) correspondió a una zona común al brazo y a la pendiente PSO, a la zona Oeste del hondón, y a dos pequeñas manchas en el brazo. Alrededor de estas tres zonas el contenido de arena fue también alto, entre 223 y 256 g kg^{-1}, y por otro lado, destacaron la parte central de la pendiente Noreste y el extremo Este de la pendiente Suroeste con valores de arena inferiores a

155 g kg^{-1}. En la distribución espacial de la materia orgánica en la profundidad de 60 a 90 cm (Figura 1f), se diferenció, principalmente, la zona de hondón, la parte central y Este de la pendiente Suroeste y la parte central del brazo con los contenidos más altos (rangos entre 7-9 g kg^{-1} y 9-19 g kg^{-1}). En el resto de la parcela los rangos dominantes fueron de 1-3 g kg^{-1} y 3-6 g kg^{-1}.

b) Muestreo dirigido

En los perfiles estudiados se observaron tres tendencias respecto al contenido de arena, limo y arcilla en profundidad, que diferían principalmente en los contenidos de arena y arcilla. En primer lugar, se diferenciaron los perfiles en los que la arcilla aumentó notablemente en los horizontes más profundos, llegando a contenidos superiores a 400 g kg^{-1}, como fue el caso de los perfiles P2 (450 g kg^{-1}) y P11 (500 g kg^{-1}), (Tabla 1) situados en la zona de pendiente Suroeste y Noreste respectivamente, con una profundidad de suelo entre 85-95 cm. En estos perfiles se describió una capa arcillosa de color rojizo, correspondiente a un material de partida de argilitas calcáreas rojas, que dependiendo del perfil se hacia visible a 60-74 cm. En segundo lugar, la arcilla también aumentó en profundidad, pero no de una manera tan marcada, llegando a valores entre 250 y 380 g kg^{-1}, en la mayoría de los perfiles (P1, P3, P5, P6, P7, P8, P9, P10 y P12) (Tablas 1). La profundidad del suelo de este último grupo de perfiles variaba entre 55 y 85 cm en el P1, P3, P5, P8, P10 y P12 situados todos ellos sobre una roca marga, y entre 110 y 127 cm en el P6, P7 y P9, si bien no se llegó a la roca madre. Finalmente, en el perfil P4 (Tabla 1), situado en la parte central de la pendiente Suroeste, el contenido de arcilla en el horizonte inferior disminuyó en relación a los otros horizontes, 230 g kg^{-1}, mientras que el de arena fue mayor, 300 g kg^{-1}, siendo la profundidad del suelo 80 cm y el material parental una arenisca calcárea.

En general, el contenido de MO disminuyó o se mantuvo constante (P12) (Tabla 1) en profundidad, llegando a contenidos entre 2-3 g kg^{-1} en los perfiles P2, P8 y P11, (Tabla 1) y más alto (6-12 g kg^{-1}) en los perfiles P1, P3, P4 y P12. No obstante, en los perfiles situados en el hondón (P6, P7, P9 y P10) (Tabla 1) se produjo un cambio relativo en esta tendencia. Así, en el caso de los perfiles P6, P7 y P9, la materia orgánica disminuyó hasta los 85-100 cm, y a partir de esta profundidad pasó de 6-9 g kg^{-1} a 7-10 g kg^{-1}. En el perfil P10 (Tabla 1), situado en el límite entre la zona de hondón y la pendiente Noreste, el cambio en la tendencia descendente del contenido de materia orgánica se producía a una profundidad menor (62 cm) que en los perfiles anteriores.

4. Discusión

a) Muestreo en malla

El suelo del viñedo se caracteriza por un alto contenido de limo (470 g kg^{-1}) de 0 a 30 cm, con una textura franco arcillosa y una media de la profundidad de suelo medida de 70 cm. Respecto a los niveles de materia orgánica en superficie, si se comparan con los niveles indicados por el Servicio de Enología de la Diputación Foral de Alava, que asesora a los viticultores en materia de fertilización, son algo inferiores a lo normal (10 g kg^{-1}). Cabe destacar los niveles de materia orgánica encontrados en las capas de 30 a 60 y de 60 a 90 cm, cuyas medias, son ligeramente más bajas que las halladas en superficie, si bien se registra el valor máximo de 20 g kg^{-1} en la capa de 60 a 90 cm.

Basándome en los rangos de variación de las propiedades de suelo definidos por Wilding y Dress (1983), que consideran baja variación a coeficientes inferiores al 15 %, variación moderada a coeficientes entre 15 y 35 %, y alta variación a coeficientes superiores al 35 %, la profundidad del suelo tiene una variación moderada. En la capa superficial la arena y la arcilla tienen también una variación moderada, el limo varía poco, y la materia orgánica se aproxima al rango de alta variación. En todos los rangos de profundidad se mantiene esta tendencia, pero en todas las propiedades estudiadas, la variación es superior en profundidad respecto a la superficie. Este aumento de los coeficientes de variación a partir de los 30 cm, es debido a la presencia de la capa arcillosa que se ha descrito en los perfiles P2 y P11 y en algunos de los sondeos realizados en la misma parcela (datos no mostrados) presentándose entre los 50 y 80 cm en puntos muy localizados. En los puntos en los que está presente dicha capa, al aumentar el contenido de arcilla considerablemente, con la consecuente disminución del contenido de arena, se originan diferencias entre los puntos muestreados y, por ello, aumentan los coeficientes de variación en profundidad. Lo hallado coincide con Schilling *et al*. (2009), que en un estudio sobre la distribución vertical de la textura, en suelos de nogales con diferentes materiales geológicos del sur de Iowa, observan que la variabilidad de la textura en profundidad está relacionada con el material geológico. En el caso de la materia orgánica, la alta variabilidad encontrada en superficie (31%), se debe a la aplicación localizada de estiércol, mientras que en profundidad (53%), se debe a los procesos de erosión y deposición, que hacen que existan grandes diferencias dependiendo de la zona, tal y como se puede apreciar en la Figura 1f.

Por otra parte, entre las propiedades estudiadas, la profundidad de suelo y la materia orgánica de 0 a 30 y de 60 a 90 cm muestran dependencia espacial moderada, mientras que en el caso de la textura sólo se observa dependencia espacial para la arena en las profundidades de 0 a 30 y 60-90 cm. En el caso de la profundidad, los suelos situados en la zona alta de las pendientes muestran valores similares e inferiores a los puntos situados en la zona baja, aumentando gradualmente la profundidad al aproximarse a las zonas bajas. En el caso de la materia orgánica se da un efecto similar, con un foco de alto contenido de materia orgánica en la zona abonada, que disminuye según nos vamos alejando. El principio de la dependencia espacial, se basa en la similitud entre dos puntos cercanos (Cambardella *et al*., 1994), principio que se cumple en el caso de la profundidad y la materia orgánica, debido a su distribución gradual. En el caso de la arcilla, como se comprueba con la descripción de los perfiles (P2 y P11) (Tabla 1), el cambio es más brusco ya que los porcentajes dependen en gran medida de una capa arcillosa que aparece de forma localizada. De este modo, aunque dos puntos se encuentren a poca distancia, puede que en uno esté presente dicha capa mientras que en un punto cercano no. Estos resultados no coinciden con los hallados por autores como Cambardella *et al.*, (1994); Bartoli *et al*., (1995); Saldaña *et al*., (1998); Mzuku *et al*., (2005) y Rüth y Lennartz, (2008), que en estudios sobre la variabilidad espacial de las propiedades de suelo observan que aquellas propiedades, como la textura, que están directamente influenciadas por factores intrínsecos (variaciones naturales del suelo) muestran una estructura espacial, no así las afectadas por factores extrínsecos (manejo, fertilización). A diferencia de estos estudios, en el viñedo de Costanillas el material parental es más heterogéneo, provocando cambios bruscos y una carencia de dependencia espacial en algunas propiedades, que ha hecho imposible la representación gráfica de la variabilidad con la distancia de muestreo empleada.

La distribución espacial de la profundidad de suelo (Figura 1b) está claramente definida por la topografía de la parcela, diferenciándose una zona de mayor profundidad que corresponde a la zona de hondón, donde la profundidad de suelo es al menos 40 cm más alta

que en las zonas de pendiente. Los procesos erosivos, acentuados por el labrado, provocan que se pierda suelo en las zonas de pendiente y se vaya acumulando en las zonas de deposición (Gregorich *et al*., 1998). En el viñedo estudiado la zona de deposición de cota más baja, recibe aportes de las dos pendientes PSO y PNE. En el mapa de arena de 60 a 90 cm (Figura 1e) se observa que una de las zonas con un contenido más alto coincide con la zona con perfiles cuyo material de partida es una arenisca calcárea, situada en la zona adyacente del brazo y la pendiente PSO. Son muchos los estudios bibliográficos (Mzuku *et al*., 2005; Salvador-Blanes *et al*., 2006) que definen gradientes de distribución de la textura en función de la topografía, encontrando contenidos de limo y arcilla altos en las zonas bajas de las pendientes, debido a que estas partículas son trasportadas y depositadas por los procesos erosivos dado su pequeño tamaño. En el presente estudio se observa que en el área Oeste de la parcela a la profundidad 0 a 30 cm (Figura 1b) el contenido de arena es superior en el hondón e inferior en las pendientes. Las capas que se transportan de las zonas de pendiente al hondón son las capas con mayor porcentaje de arena, ya que como se puede observar en la mayoría de los perfiles de las pendientes el porcentaje de arena es superior en la superficie que en profundidad. Por tanto, en la zona del hondón donde se deposita este material, el porcentaje de arena de 0 a 30 cm es más alto, mientras que en las pendientes afloran las capas con un menor porcentaje de arena. De esta manera se puede afirmar que los procesos erosivos han sido lo suficientemente intensos como para mover partículas del tamaño de la arena.

El patrón espacial de la materia orgánica de 0 a 30 cm (Figura 1d) está estrechamente relacionado con el abonado, que se aplica de forma localizada, lo que hace que se diferencien bien las zonas de aplicación correspondientes a la zona de pendiente Suroeste y a la zona del brazo. Estas zonas se han abonado más por estar situadas en lo alto de la pendiente, con la intención de compensar la poca profundidad de suelo, deducida por su situación topográfica. Sin embargo, con el muestreo dirigido se ha comprobado que en esta misma pendiente hay zonas con una profundidad de suelo superior a la esperada, como se ha podido observar en los sondeos (datos no mostrados) (90 a 100 cm). En general, los contenidos de materia orgánica de la parcela son más bajos en las dos pendientes, con la excepción de la parte central de la pendiente PSO, que ha recibido un mayor aporte de estiércol. En la profundidad de 60 a 90 cm (Figura 1f), la distribución de la materia orgánica está influenciada por la topografía, y así la zona de hondón al ser una zona de deposición tiene un contenido más alto de MO en profundidad que el resto de las zonas. Los procesos de erosión y deposición tienen influencia en la redistribución en profundidad de esta propiedad de suelo, por la pérdida de los horizontes más superficiales en las zonas de erosión y la incorporación como subhorizontes en las zonas de deposición (Voroney *et al*., 1981; Mulla y Bhattí, 1997; Gregorich *et al*., 1998; Sarah, 2006; Jian-bing *et al*., 2008), proceso que se refleja tanto en el muestreo en malla a tres profundidades, como en el muestreo dirigido. Si sólo consideramos los valores medios del muestreo en malla no quedaría reflejado este hecho de la distribución no decreciente de la materia orgánica en profundidad (Tabla 1).

b) Muestreo dirigido

Destaca la heterogeneidad del material de partida puesto que en la mayor parte de las referencias bibliográficas (Saldaña *et al*., 1998; Salvador-Blanes *et al*., 2006; Rüth y Lennartz 2008) que estudian la variabilidad del suelo a nivel de parcela, se describe un único tipo de material geológico, mientras que en este estudio se han encontrado cuatro grupos de perfiles que difieren en el material parental, lo que provoca que la distribución de la textura en profundidad sea diferente.

Respecto a la distribución de la materia orgánica en profundidad destacan los perfiles situados en la zona de hondón, donde se observa un cambio de sentido en la tendencia descendente de la materia orgánica con la profundidad. Alcanzada la profundidad de 62-90 cm dependiendo de los perfiles, se observa un horizonte en profundidad más rico en materia orgánica que el horizonte inmediatamente superior, pudiendo indicar que hasta esta profundidad se ha acumulado el suelo proveniente de las zonas de pendiente por los procesos de erosión. Este enriquecimiento en MO en el horizonte inferior del suelo es un claro indicio de la existencia de aportes de suelo no provenientes de la meteorización del material geológico subyacente de partida, siendo además una característica de diagnóstico de los suelos denominados Fluvents (Soil Survey Staff, 1999), que engloban también a los suelos a pie de ladera que reciben frecuentemente material coluvial de la propia ladera (Porta *et al*., 1999).

c) Zonificación

El muestreo dirigido ha permitido hacer una zonificación en la que se han diferenciado cuatro zonas en función de la profundidad de suelo, la distribución de la textura y la materia orgánica en profundidad (Figura 1g). A su vez se ha visto que estas zonas coinciden con los diferentes tipos de material parental, que se han utilizado para la denominación de dichas zonas, excepto el hondón que se ha denominado como zona de deposición. Por otro lado, para determinar la profundidad del suelo se ha utilizado la información obtenida de los perfiles y sondeos (datos no mostrados) (en el caso del hondón sólo los sondeos), puesto que debido a la sonda que se ha empleado en el muestreo en malla la profundidad obtenida no es exacta aunque permita obtener una distribución espacial de esta propiedad.

1- Zona de deposición, caracterizada por una profundidad de suelo alta (110-130 cm). El contenido de arcilla en profundidad es de 250-320 g kg^{-1} y el de materia orgánica disminuye hasta los 62-100 cm, para volver a aumentar en el horizonte inferior, es decir, se produce un cambio en la tendencia descendente del contenido de materia orgánica, lo que es una característica de este tipo de suelos.

2. Zona argilitas calcáreas, situada de una forma muy localizada en la zona Este de la pendiente Noreste y aproximadamente en una pequeña mancha en el centro de la pendiente Suroeste. Tiene una profundidad de suelo que varía entre 85 y 100 cm, y se caracteriza por una capa arcillosa de color rojizo que se hace visible entre los 50-80 cm teniendo en cuenta tanto los perfiles como los sondeos (datos no mstrados). La arcilla aumenta en profundidad hasta 450-500 g kg^{-1}. El contenido de materia orgánica disminuye en profundidad hasta 2 g kg^{-1}.

3. Zona de margas, situada en las pendientes Suroeste y Noreste así como en el brazo del centro a la parte distal del mismo. La profundidad de suelo varía en un rango amplio (50-100 cm) y la arcilla aumenta en profundidad hasta llegar a 270-380 g kg^{-1}.

4. Zona de arenisca, con poca profundidad de suelo (25-80 cm), situada en la parte central de la pendiente Suroeste y en la parte basal del brazo, con valores de arena en profundidad de 300 g kg^{-1}, y un contenido de materia orgánica en profundidad de 8 g kg^{-1}

Además, dado el objetivo aplicado de este estudio de la distribución espacial de las propiedades del suelo, hemos considerado de interés definir la fertilidad del suelo según su contenido de materia orgánica de 0 a 30 cm. Este aspecto se ha elaborado con los datos obtenidos por el muestreo sistemático, diferenciándose una zona con un contenido de materia

orgánica superior al resto de la parcela, situada en el centro de la pendiente Suroeste y en el centro y parte distal del brazo, que corresponden a las zonas abonadas con estiércol.

Tabla 1. *Descripción de los perfiles de suelo P1, P2 y P3 en la parcela Costanillas.*

	Profundidad cm	Color (húmedo) (Munsell)		Arena g /kg	Limo g /kg	Arcilla g /kg	MO g/kg
P1	0-40	2.5Y 7/3	amarillo pálido	240	540	220	9
	40-60	2.5Y 7/3	amarillo pálido	210	540	250	5
	60-80	2.5Y 7/4		140	580	280	6
P2	0-21	10YR 50/60	pardo amarillento	240	500	260	19
	21-28	10YR 50/40	pardo amarillento	220	490	290	10
	28-42	10YR 50/80	pardo amarillento	210	510	290	8
	42-48	10YR 50/60	pardo amarillento	180	470	350	9
	48-60	10YR 50/80	pardo amarillento	110	470	420	8
	60-75	7.5YR 70/60	amarillo rojizo	40	470	490	6
	75-85	7.5YR 70/60	amarillo rojizo	40	510	450	3
P3	0-10	10YR 50/60	amarillo	260	470	280	33
	10-28	10YR 50/40	pardo amarillento	200	510	290	11
	28-43	10YR 40/40	pardo oscuro amarillento	170	510	320	10
	43-50	10YR 40/30	pardo oscuro	150	500	360	11
	50-55	10YR 40/60	pardo oscuro amarillento	180	500	320	10
	55-70	10YR 40/30	pardo oscuro amarillento	140	470	380	10
	70-85	10YR 50/60	pardo amarillento	180	430	380	7
P4	0-19	10YR 50/40	pardo amarillento	230	520	240	19
	19-35	10YR 50/40	pardo amarillento	210	530	250	9
	35-47	10YR 50/60	pardo amarillento	240	490	270	9
	47-80	10YR 50/40	pardo amarillento	300	470	230	8
P5	0-20	10YR 60/40	amarillo parduzco	240	510	250	9
	20-35	10YR 60/40	amarillo parduzco	210	530	260	7
	35-50	10YR 60/40	amarillo parduzco	170	560	270	7
	50-73	10YR 60/30	pardo claro	140	590	270	7
P6	0-20	10YR 70/30	pardo blancuzco				
	20-44	10YR 50/60	pardo amarillento	250	500	250	14
	44-55	10YR 50/80	pardo amarillento	250	520	230	8
	55-82	10YR 50/60	pardo amarillento	300	490	210	6
	82-90	10YR 50/40	pardo amarillento	260	520	210	6
	90-+110	10YR 50/80	pardo amarillento	170	580	250	7
P7	0-15	10YR 50/40	pardo amarillento	220	520	250	13
	15-35	10YR 50/40	pardo amarillento	230	520	250	9
	35-55	10YR 40/40	pardo amarillento	250	510	230	8
	55-85	10YR 40/40	pardo oscuro amarillento	240	510	260	8
	85-+115	10YR 40/40	pardo oscuro amarillento	110	560	320	10
P8	0-15	10YR 50/60	pardo amarillento	200	510	290	20
	15-25	10YR 60/60	pardo amarillento	210	510	280	18
	25-53	10YR 50/80	pardo amarillento	170	540	290	6
	53-70	10YR 60/80	pardo amarillento	120	530	350	3
P9	0-30	2.5Y 60/40	marrón	200	540	260	9
	30-100	2.5Y 60/40	marrón-amarillento claro	200	500	300	9
	100-+127	2.5Y 50/40	oliva-marrón claro	180	530	290	10

P10	0-10	10YR 50/30	pardo grisáceo	23	520	250	25
	10-45	10YR 60/40	pardo amarillento claro	200	500	290	10
	45-62	10YR 50/60	pardo amarillento	180	510	300	9
	62-70	10YR 50/80	pardo amarillento	200	520	280	10
	70-78	10YR 50/60	pardo amarillento	200	490	310	7
P11	0-26	2Y 7/4	amarillo pálido	170	550	280	12
	26-74	10YR 6/4	pardo amarillento	160	550	290	6
	74-95	5YR 4/4	rojo oscuro	21	480	500	2
P12	0-20	10YR 50/40	pardo amarillento	250	480	260	12
	20-30	10YR 50/60	pardo amarillento	250	480	260	11
	30-45	10YR 50/80	pardo amarillento	240	470	280	12
	45-55	10YR 40/30	pardo	210	450	340	12

5. Bibliografía

BARTOLI, F., G. BURTIN, J.J. ROYER, M. GURY, V. GOMENDY, R. PHILIPPY, TH. LEVIANDIER, AND R. GAFREJ. 1995. Spatial variability of topsoil characteristics within one silty soil type. Effects on clay migration. Geoderma. 68:279-300.

BRAMLEY, R.G.V. AND HAMILTON, R.P. 2004 (a). Understanding variability in winegrape production system. 1. Within vineyard variation in yield over several vintages. Aus. J. of Grape and Wine Res. 10: 32-45.

CAMBARDELLA, C.A., T.B. MOORMAN, J.M. NOVAK, T.B. PARKIN, D.L. KARLEN, R.F. TURCO, AND A.E. KONOPKA. 1994. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 1501-1511.

CHONE, X., C. VAN LEEUWEN, PH. CHERY AND P. RIBEREAU-GAYON. 2001. Terroir influence on water status and nitrogen stratus on non irrigated Cabernet-Sauvignon (*Vitis Vinifera*): vegetative development, must and wine composition. S Afr. J Enol. Vitic. 22: 8-15.

Comisión del Banco de Datos de Suelos y Aguas. 1983. SINEDARES, Manual para la descripción codificada de suelos en el campo (In Spanish.). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

ESRI (2008). Arcview 9.3. (Environmental Systems Research Institute: Redlans, CA, USA).
Gregorich, E.G., K.J. Greer, D.W. Anderson and B.C. Liang. 1998. Carbon distribution and losses: Erosion and deposition effects. Soil Till. Res. 47: 291-302.

HILLEL D., AND C. ROSENZWEIG. 2009. Soil and carbon climate change. CSA. 54(6): 5-11.

JIAN-BING, W., X. DU-NING, Z. XING-YI AND L. XIAO-YU. 2008. Topography and land use effects on the spatial variation of soil organic carbon: a case study in a typical small watershed of the black soil region in Northest China. Eurasian soil science. 41(1): 39-47.

MAPA**.** 1981. Métodos oficiales de análisis de suelos y plantas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

MULLA, D.J. AND A.U. BHATTI. 1997. An evaluation of indicator properties effecting spatial patterns in N and P requirements for winter wheat yield. P. 145-153. In J.V. Stafford (ed.) Precision agriculture. Vol.1: Spatial Variability in Soil and Crop. BIOSS Scientific Publishers limited.

MUNSELL. 1975. Munsell soil color charts.

MURAGE, E.W., N.K. KARANJA, P. SMITHSON AND P.L. WOOMER. 2000. Diagnostic indicators of soil quality in productive and nonproductive smallholders fields of Kenyas Central Highlands. Agr. Ecosyst. Environ. 19: 1-8.

MUZUKU, M., R. KHOSLA, R. REICH, D. INMAN, F. SMITH, AND L. MACDONALD. 2005. Spatial variability of measured soil properties across site-specific management zones. Soil Sci. Soc. Am. J. 69: 1572-1579.

PORTA, J., M. LÓPEZ-ACEVEDO AND C. ROQUERO. 1999. Edafología para la agricultura y medio ambiente. Ed. Mundi-prensa. 2.ª edición. 459.

RÜTH, B. AND B. LENNARTZ. 2008. Spatial variability of soil properties and rice yield along two catenas in Southeast China. Pedosphere 18 (4): 409-420.

SALDAÑA, A., A. STEIN AND J.A. ZINCK. 1998. Spatial variability of soil properties at different scales within three terraces of the Henares River (Spain). Catena 33: 139-153.

SALVADOR-BLANES, S., S. CORNU, A. COUTURIER, D. KING AND J.-J. MACAIRE. 2006. Morphological and geochemical properties of soil accumulated in hedge-induced terraces in the Massif Central, France. Soil Till. Res. 85: 62-77.

SARAH, P. 2006. Soil organic matter and land degradation in semi-arid area, Israel. Catena. 67: 50-55.

SAS Institute. 1998. SAS/STAT User´s Guide, version 8. SAS Institute, Cary, NC.

SCHILLING, K.E., J.A. PALMER, E. A. BETTIS III AND P. JACOBSON. 2009. Vertical distribution of total carbon, nitrogen, and phosphorus in riparian soils of Walnut Creek, southern Iowa. Catena 77:266-273.

Soil Survey Staff. 1999. Soil Taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. USDA Agriculture Handb. 436. 2nd edition. Washington, D.C.

UBALDE J.M., X. SORT, R.M. POCH AND M. PORTA. 2007. Influence of edapho-climatic factors on grape quality in Conca de Barbera vineyards (Catalonia, Spain). International Journal of Vine Wine Sciences. 41(1):33-41.

USDA, 1999. Soil taxonomy.

VAN LEEUWEN, C. AND G. SEGUIN. 1994. Incidentes de l´alimentation en eau de la vigne appréciée par l´état hydrique du feuillage, sur le développement de l´appareil végétatif et la maturation du raisin (Vitis vinifera variété Cabernet Franc, Saint Emilion 1990). J. Int. Sci. Vigne Vin. 28: 81-110.

VORONEY, R.P., J.A. VAN VEEN AND E.A. PAUL. 1981. Organic C dynamics in grassland soils. 2. Model validation and simulation of the long-term effects of cultivation and rainfall erosion. Can. J. Soil. Sci. 61: 211-224.

WILDING, L.P. AND DRESS L. 1983. Spatial variability and pedology. Pedogenics and Soil Taxonomy: 83-116.

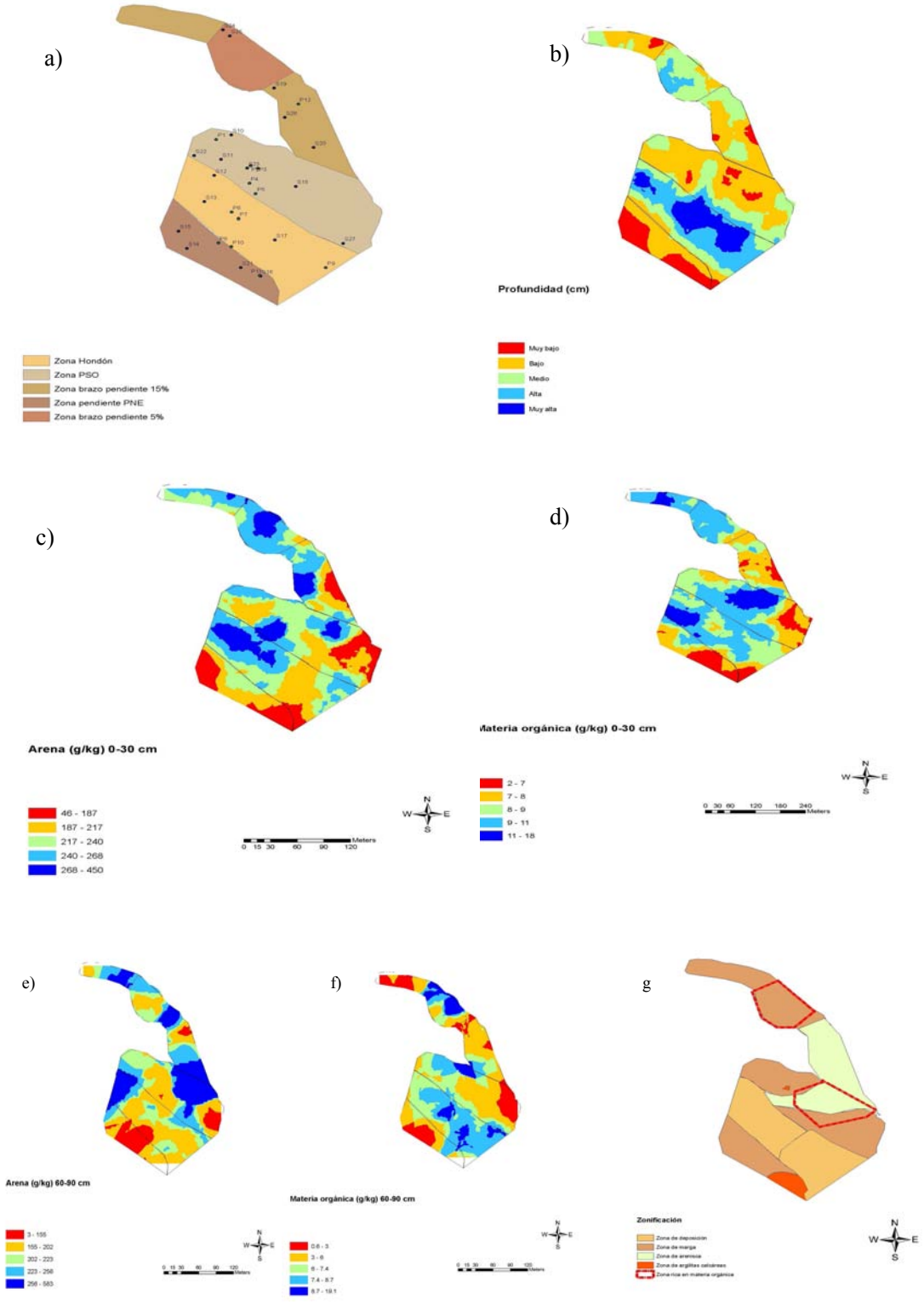


Figura 1. *Mapas de interpolación de la parcela Costanillas. a) Zonificación topográfica con los perfiles realizados, b) Profundidad de suelo, c) Arena a 0-30 cm, d) Materia Orgánica a 0-30 cm, e) Arena a 60-90 cm, f) Materia Orgánica a 60-90 cm y g) zonificación de la parcela según las diferentes zonas definidas por la distribución de la textura y materia orgánica.*

SPinSMEDE: first presentation of a transnational training experience on soil protection [SPinSMEDE: primeira apresentação de uma experiência transnacional de ensino em protecção do solo]

FIGUEIREDO, T. DE[1], DE GRAAFF, J.[2], EVELPIDOU, N.[3], MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J.A.[4], MERINO, A.[5]

[1] Instituto Politécnico de Bragança (IPB/ESAB), CIMO – Mountain Research Centre, Campus de Santa Apolónia, 5301-855 Bragança, Portugal, tomasfig@ipb.pt.
[2] Wageningen University, Land Degradation & Development Group, P.O. Box 47, 6700 AA Wageningen, The Netherlands.
[3] Faculty of Geology and Geoenvironment, University of Athens, Panepistimiopolis, 157 84, Athens, Greece.
[4] Department of Environment and Soil Science, University of Lleida, Spain.
[5] Department of Soil Science and Agricultural Chemistry, Unit of Sustainable Forest Management, University of Santiago de Compostela, E- 27002, Lugo, Spain.

Abstract

SPinSMEDE, acronym of Soil Protection in Sloping Mediterranean Agri-Environments, an Erasmus Intensive Programme, funded by the EC Lifelong Learning Programme, was designed and implemented following the policy context of the Thematic Strategy for Soil Protection in Europe. This document announced expectable demand for technical competences to meet increased requirements on the issue, most needed to cope with the specific soil degradation problems of Mediterranean hill-slopes. SPinSMEDE took place during three years (2008-2010), in three different places (Portugal, Greece and Spain), involving students and lecturers from five Universities. The presentation aims at reporting, at a preliminary stage of data exploration, this transnational training experience on soil protection. The design, implementation and evaluation phases are described, outlining the main background elements, methodological approaches and outcomes of each phase. Namely, context-driven justification of the project, a description of the partnership and programme contents are included in the design phase. Programme implementation is addressed in terms of students profile, activities performed, assessment requirements, support material provided, and project deliverables. After describing the programme evaluation procedures developed and applied, the discussion focuses on SPinSMEDE success, drawbacks, and problems arose and ways adopted to cope with them. Final remarks state main lessons learned and and programme follow-up activities envisaged.

Key words

Soil Protection, Erasmus Intensive Programme, Transnational training.

1. Introduction

Soil degradation affects the Mediterranean basin under different forms as salinization, pollution, structural degradation and erosion (CEC 2006). Soil erosion by water is first in rank s far as sloping areas are concerned (Boardman & Poesen 2006). Corresponding to a very large surface of Mediterranean land, these are especially sensitive areas, where soils are a qualitatively scarce resource (Ibanez et al. 1996). They are ground for cropping systems, crops and products traditional of the Mediterranean (vineyards, olives). To a large extent, the long-term cultivated and highly eroded slopes ask for alternative land use models and management options that allow recovery of already much degraded environments (Jones et al. 2005). To cope with threats to soil resource, soil protection initiatives are, therefore, needed.

The thematic strategy for soil protection in Europe clearly transfers the topic from science to policy (CEC 2006). This strategy is expected to become a policy driver tool, encouraging the definition of specifically oriented rationale in view soil protection measures design and implementation. Actually, expertise acquired in the last couple of decades throughout Europe, as part of the European strong research efforts in the topic, shows the high level of specialization necessary to tackle with soil protection issues. The still growing research-borne information should contribute to real world problem solving, and Mediterranean sloping areas are certainly important test-subjects for such challenge. Technical staff specifically qualified to deal with the design and implementation of soil protection measures is required in this context. Competences have to be provided to students / trainees either as an integral part of higher education programmes, or as life-long learning training packages. This is why and what for SPinSMEDE was designed, planned and organized.

SPinSMEDE is the acronym of Soil Protection in Sloping Mediterranean Agri-Environments, an Erasmus Intensive Programme, and part of the European Union Lifelong Learning Programme. SPinSMEDE took place during three years (2008-2010), in three different places (Portugal, Greece and Spain), involving students and lecturers from five European Universities.

2. Objectives

The paper aims at reporting on this transnational training experience on soil protection, in a preliminary attempt to data exploration. It is worthy to further stress that: (i) the provisional nature assumed for this paper stems on SPinSMEDE late formal closure, actually ongoing, which did not allow in-depth data analyzes; (ii) most of the paper content closely follows documents specifically prepared for the proposal and as project deliverables, issued either in SPinSMEDE's webpage or in published or dissemination material.

3. The project

Erasmus Intensive Programmes (IP) are short-term specifically oriented programmes in which a partnership of European Universities is formed to lecture on (a set of) subject(s), involving professors and students from the partnership members, awarding to well-succeeded students a mutually recognize number of ECTS credits.

The project was designed and submitted to the spring 2007 call for Erasmus Intensive Programme proposals opened by the National Agency for Life-Long Learning Programme. The project was the result of three background conditions:

(i) A top-down initiative by the Rectorate of the Instituto Politécnico de Bragança, within an institutional strategy of internationalization;

(ii) The, at the time recently established and promising, policy context of the Thematic Strategy for Soil Protection in Europe, that rose expectations on the demand for technical competences to meet increased requirements in the issue, most needed to cope with the specific soil degradation problems of Mediterranean hill-slopes

(iii) Existing professional relations between researchers from different European Universities developing similar or complementary research topics, all standing on not equally ripened previous positive contacts or work experiences

SPinSMEDE aimed at providing basic tools to assess soil degradation and design soil protection initiatives in Mediterranean sloping areas. This IP was targeted at post-graduate students from life / earth sciences and agricultural / forest / environmental engineering, in view of their capacity in such specific issue, therefore improving their current job market opportunities. SPinSMEDE was built-up as a more than 80h "hands on" programme (60h classes plus 15h tutorials plus a one day excursion), comprising application exercises (computer, field and laboratory work) and field trips. After the two-week lecture period, additional remotely assisted 80h work enabled students to present a written memory. Successful fulfilment of evaluation requirements awarded 6 ECTS.

SPinSMEDE comprised 8 modules, forming its two parts and the opening lectures (Table 1). It is important to stress the input in the programme of socio-economic approaches to and the European policies for soil protection, because it is by far recognized how critical these topics are for the success of soil protection schemes (Hudson 1991, Morgan 2005). Moreover, GIS as working tool is already a must as far as methodological approaches to soil degradation mapping is concerned but, innovatively, the tool is used in soil protection design.

Table 1. Structure, contents and specific aims of SPinSMEDE Erasmus Intensive Programme

Module	**Title**	**Description and aims**
	Overview lectures **10% time, given by host university invited experts**	
Module 1	Overview lectures	providing an overview on Mediterranean geography, climate, geology, soils and vegetation
	Part I – Background subjects **40% time, providing concepts and tools on soil protection**	
Module 2	Soil degradation	background on soil erosion processes and factors and on methodologies for assessing and mapping soil erosion (using GIS tools)
Module 3	Soil protection measures: technical criteria	background on technical criteria for soil protection measures design and implementation
Module 4	Soil protection implementation: socioeconomic approaches	background on socio-economic design criteria and on European policies for soil and water conservation
	Part II – Case studies **50% time, providing opportunities for discussion about examples of soil degradation and soil protection in Mediterranean hill-slopes**	
Module 5	Olive groves	discussion and practical exercises on erosion, soil conservation practices and sustainability in olive groves in sloping land
Module 6	Vineyards	Discussion and practical exercises on the new terraces in the Spanish wine regions of Priorat and Pénèdes
Module 7	Forest and soil conservation	presentation, discussion and practical exercises on forest management practices affecting erosion rates and nutrient balance
Module 8	Other case studies	Presentation and discussion on miscellaneous case study agri-environments (winter crops, centre-pivot irrigated areas, shrubs, recently afforested areas)

Students' pre-requisites related either to communication language or to the post-graduation level and target group selected. As all the lectures were given in English, the language of written material provided, students had to meet minimum proficiency requirements to attend SPinSMEDE. Also, before programme start, students were expected to be able to handle with life/earth science, agricultural/forest/environmental engineering graduation level basic concepts of environmental sciences related to land resources (soil, water, vegetation). Students successfully accomplishing the programme are expected to assemble the necessary competences to be considered base level specifically trained technical staff to deal with soil protection matters, oriented to Mediterranean sloping areas.

Students and professors were selected from the partnership member institutions: Instituto Politécnico de Bragança (Portugal, co-ordinator), Wageningen University and Research Centre (The Netherlands), National and Kapodistrian University of Athens (Greece), University of Lleida (Spain) and University of Santiago de Compostela (Spain). As stated above, previous professional contacts between researchers of these universities made possible building-up the partnership with no constraints. However, the partnership composition was actually the result of a clearly defined concept for this IP that helped setting the required specialization fields. Experts were then invited to contribute to SPinSMEDE, ensuring their home Universities formal involvement.

The IP was funded through the EU Life-Long Learning Programme, for one year, and two renewals were approved so as to arrive at three SPinSMEDE editions (2008, 2009, and 2010). Funds cover students and lecturers mobility grants, as well as organizational expenses.

4. Programme implementation and deliverables

SPinSMEDE took place for the first time in spring 2008, at Instituto Politécnico de Bragança, the coordinating institution. Considering the results of this experience, the partnership decided to extend it and the two allowed successive renewals were asked for and approved. The partnership decided also to shift programme location every year from one partner to another. This was seen as an opportunity to strengthen the partnership through better institutional acquaintance and increase students interest to the programme. It should be stressed that, in what concerns the number of students, funding requirements impose a maximum of 10 from host and a minimum of 10 from the group of non-host institutions. These conditions may be unfulfilled exceptionally, as it was the case of the first year in Bragança, due to students' withdrawals during the programme. On the other hand, a severe selection procedure had to be performed in certain cases as in the USC for second edition.

The total number of accepted students was 48, with 43 effective attendants in 3 years (Figure 1). Distribution of students according to home university is fairly regular in global terms. However, changes were important from one edition to the other (Figure 2). This is explained by the attractiveness of programme location (the most demanded and attended edition took place in Athens).

It is worthy to stress that the international character of the programme was even enhanced by to the contribution of WUR students, following international programmes in this Dutch University (Figure 3). However and as expected, the major part of students attending SPinSMEDE was from partner countries.

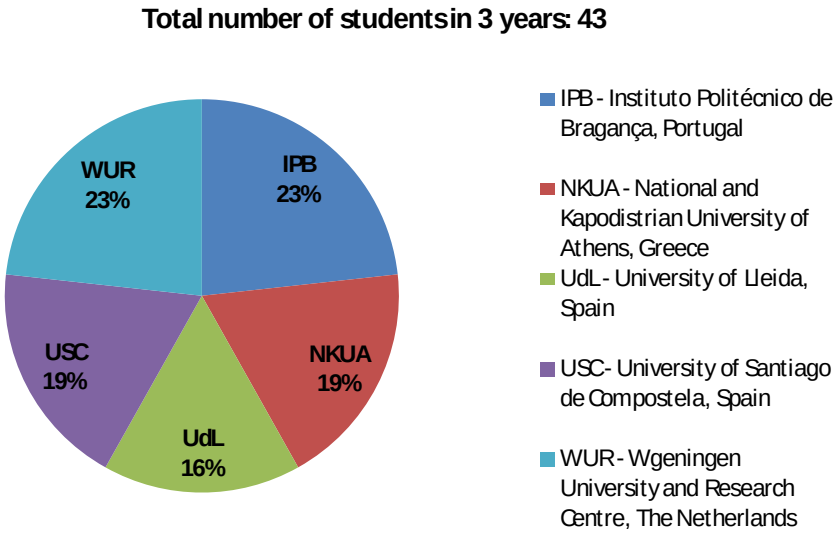


Figure 1. Students attending SPinSMEDE: global contributions from partners

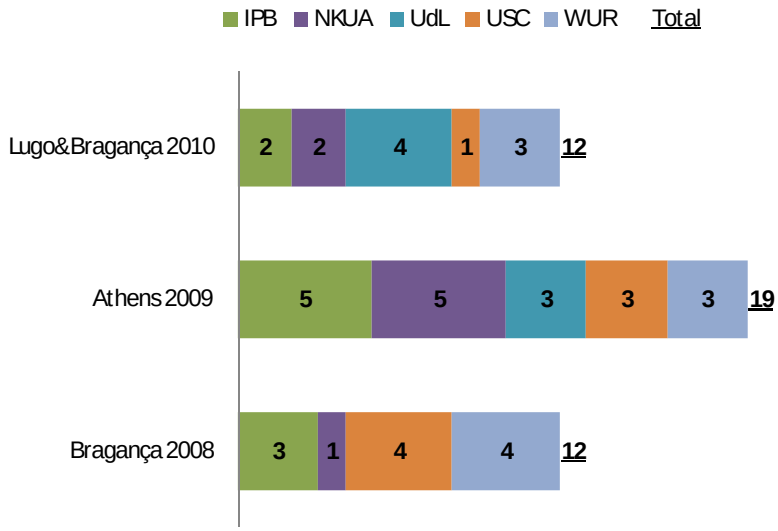


Figure 2. Students attending SPinSMEDE: distribution by home university and edition

As part of programme implementation, a webpage and an e-learning platform were prepared for and used by students in the several editions of SPinSMEDE. In the former case (intensive.ipb.pt), it served also as students' application platform. In the latter (virtual.ipb.pt), among other useful tools available, it served as a repositorium of support material provided to students (presentations, syllabus, and exercises).

Efforts were made to outcome SPinSMEDE major deliverable in time: the textbook (Evelpidou & Figueiredo, 2009). This was published by IPB in December 2009, assembling contributions of lecturers during the 2008 and mainly 2009 editions, most of which developed from support material uploaded in the e-learning platform. The book was offered to contributors and SPinSMEDE former students. It was offered to students at programme start

and adopted in regular classes of SPinSMEDE 2010 edition. A second and revised edition is envisaged for 2010, oriented to new and wider target groups.

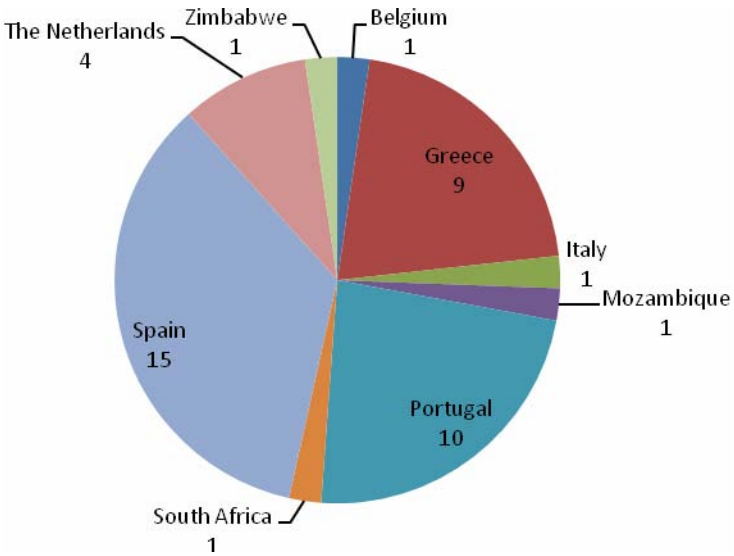


Figure 3. Students attending SPinSMEDE: global distribution by nationality

5. Concluding remarks

As stressed above, this is a first presentation of a learning experience on soil protection. The subjective perceptions of all involved in this experience are by far positive. However, very objective elements can be readily gathered to support such positive perceptions, which are:

- Purposes stated in the project were accomplished under the organizational and academic viewpoints
- Activities were performed according to predicted
- A textbook as a major project deliverable was published
- Drawbacks identified along the 3 years of SPinSMEDE were tentatively approached and in most cases corrected

In-depth analysis of results and ripening of lessons learned with this experience are still needed. Moreover, as a core element of programme quality assessment, a follow-up of students' competences as applied in real world context, is a necessary dimension to be considered in forthcoming approaches, for the sake of soil protection in Europe, in sloping Mediterranean agri-environments.

6. Acknowledgements

Authors wish acknowledge all colleagues that gave their contributions to SPinSMEDE along the last 3 years, either lecturing classes or providing support material to students, or even assisting the IP in organizational, managerial and financial issues. Funding of SPinSMEDE Erasmus Intensive Programme by the EU Lifelong Learning Programme and through the Portuguese National Agency is much acknowledged.

7. References

BOARDMAN, J., POESEN, J. (eds), 2006. Soil Erosion in Europe. Wiley. 400pp. Chichester.

CEC (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES), 2006. Thematic Stategy for Soil Protection. CEC COM(2006)231. 12pp. Brussels.
http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/com_2006_0231_en.pdf

EVELPIDOU, N., FIGUEIREDO, T. de (eds), 2009. Soil Protection in Slopinf Mediterranean Agri-Environments: Lectures and exercises. Instituto Politécnico de Bragança. xvi+300pp. Bragança.

HUDSON, N., 1991. Study of the Reasons for Success Or Failure of Soil Conservation Projects. FAO Soils Bulletin Nº 64. 65pp. Rome.

IBANEZ, J.J., BENITO, G., GARCÍA-ALVAREZ, A., SALDANA, A., 1996. Mediterranean soils and landscapes: an overview. Em: Rubio, J., Clavo, A. (eds): Soil Degradation and Desertification in Mediterranean Environments. 7-36. Geoforma. Logrono, Spain.

JONES, A., MONTANARELLA, L., JONES, R. (eds), 2005. Soil Atlas of Europe. European Soil Bureau Network, European Commission. Office for Official Publications of the European Communities. 128pp. Luxembourg (EUR 21676 EN)
http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/Soil_Atlas/Pages/86.html

MORGAN, R., 2007. Soil Erosion and Conservation. Blackwell. 314pp. Oxford.

Costras Biológicas: "Ingenieras del suelo" en ecosistemas áridos y semiáridos.

CHAMIZO DE LA PIEDRA, S.[1], CANTÓN CASTILLA Y.[2], MIRALLES-MELLADO, I.[3], RODRIGUEZ CABALLERO, E.[2], DOMINGO, F.[1]

[1] Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC). Almería.
[2] Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería.
[3] Departamento de Geografía. Universidad Católica de Louvain-La-Neuve.

Resumen
En regiones áridas y semiáridas, los espacios libres entre las plantas suelen estar ocupados por una comunidad de algas, cianobacterias, líquenes, musgos y otros microorganismos, que forman una capa cohesiva en la superficie del suelo y que reciben el nombre de Costras Biológicas del Suelo (CBS). Aunque representan una porción insignificante del perfil del suelo, las CBSs regulan el intercambio de gases, agua y nutrientes desde y hacia el suelo y desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas controlando la disponibilidad de recursos a través de la regulación del balance de agua, la reducción de la erosión y el aumento de la fertilidad del suelo vía fijación de carbono y nitrógeno. El objetivo de este trabajo es analizar la influencia de las costras biológicas sobre las propiedades del suelo subyacente y sobre la infiltración, régimen de humedad y la erosión y examinar si esta influencia se ve afectada por el grado de evolución de la costra biológica. Para ello se han analizado las características físico-químicas de los agregados y el suelo bajo costras físicas y biológicas, en diferentes estados de evolución, en dos áreas semiáridas del SE español. Mediante experimentos de simulación de lluvia hemos investigado la respuesta hidrológica y erosiva de estas costras y se han instalado sensores de humedad para examinar los efectos de las CBSs sobre la humedad del suelo. Los resultados demuestran que a medida que aumenta el desarrollo de la costra aumenta el contenido en C, N de la costra y del suelo subyacente y el contenido en agua útil. Y aunque con la evolución de la costra disminuye la producción de sedimentos y en líneas generales aumenta la infiltración, las tasas de escorrentía asociadas a las áreas encostradas son elevadas, constituyendo áreas fuente de escorrentía que se infiltrará en los parches vegetados aguas abajo, lo que representa un aporte extra de agua que permite, en muchos ecosistemas, que se mantenga la vegetación superior. El registro de la humedad a lo largo de un año y medio muestra que para potenciales muy negativos, las CBS favorecen la conservación de agua en el suelo respecto a las costras físicas o suelo bajo planta.

Palabras clave
Costra biológica del suelo, infiltración, erosión, características físico-químicas.

1. Introducción

En regiones áridas y semiáridas, donde la cobertura vegetal es escasa y dispersa, los claros entre las plantas están ocupados por una asociación de las partículas del suelo con diversos organismos que incluyen algas, cianobacterias, líquenes y briófitos, formando las Costras Biológicas del Suelo (CBS). Aunque estas costras constituyen una muy pequeña parte del perfil del suelo, desempeñan un importante papel en los ecosistemas (VERRECCHIA et al., 1995). Las costras constituyen la frontera entre el suelo y la atmósfera (ELDRIDGE et al., 2000) y por lo tanto controlan los flujos de agua, gases y calor hacia y desde el suelo (BELNAP et al., 2005), tienen una influencia decisiva en los flujos de nutrientes y, en

general, en las condiciones del suelo bajo la superficie, así como en los organismos y plantas que viven sobre ese suelo, y tienen un efecto determinante en el ciclo hidrológico. Estas costras influyen sobre parámetros determinantes en la infiltración del suelo como la textura, porosidad, agrietamiento o rugosidad, por lo que afectan a los regímenes hidrológicos locales. Aunque la infiltración se puede ver incrementada por el aumento en la microtopografía del suelo promovido por las costras, en muchas ocasiones, las CBS reducen la porosidad del suelo creando superficies hidrofóbicas y aumentando así la escorrentía. No obstante, esta escorrentía puede constituir aguas abajo un aporte hídrico fundamental para la supervivencia de la vegetación (ELDRIDGE et al., 2010). Además, las CBS protegen el suelo del impacto de las gotas de lluvia y de la fuerza erosiva del viento (ELDRIDGE & KINNELL, 1997; ELDRIDGE et al., 2000) conservan la humedad del suelo (VERRECCHIA et al., 1995; CANTÓN et al.., 2004b), fijan el nitrógeno atmosférico, aumentando la fertilidad de los suelos (ELDRIDGE & GREENE, 1994) y aportan carbono orgánico a los suelos vía fijación de carbono y descomposición de la materia orgánica (DANIN & GANOR, 1991), lo que favorece la formación de agregados y mejora la estabilidad estructural. Las CBS pueden considerarse ingenieras del suelo y en general del ecosistema en zonas áridas, ya que afectan a las propiedades y procesos de los mismos y controlan la disponibilidad de recursos (JONES et al., 1997) porque: 1) regulan el balance infiltración-escorrentía y la disponibilidad de agua en el suelo; 2) agregan la superficie del suelo y reducen la erosión; 3) controlan los flujos de nutrientes y afectan al funcionamiento de las plantas vasculares.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es analizar la influencia de costras físicas y biológicas en diferente grado de desarrollo sobre la infiltración, régimen de humedad y la erosión y sobre las propiedades del suelo subyacente y examinar si esta influencia se ve afectada por la etapa de evolución de la costra.

3. Metodología

3.1 Áreas de estudio

Se seleccionaron dos ecosistemas semiáridos mediterráneos en la provincia de Almería donde están bien representados los procesos de encostramiento: El Cautivo y Amoladeras.

El Cautivo es una zona acarcavada (badlands), en el desierto de Tabernas, situado en la depresión Neógeno-Cuaternaria de Tabernas, la cual limita al norte con Sierra de Filabres y al sur con Sierra Alhamilla. El clima de la zona es termomediterráneo semiárido con largos y secos veranos, una temperatura media anual de 17.9 ºC y una precipitación media anual de 235 mm, que se concentra principalmente en invierno. La evapotranspiración potencial anual es de unos 1500 mm. Los suelos son principalmente limosos y se clasifican como Regosoles Epilépticos, Endolépticos y Calcáricos, Gypsisoles Eútricos y Calcisoles (FAO–ISRIC–ISSS, 1998) (CANTÓN et al., 2003). La cubierta del suelo está espacialmente estructurada en un mosaico de cubiertas representadas por una cobertura discontinua de plantas perennes, algunas anuales y costras físicas y biológicas, que llegan a cubrir más del 80% de la superficie del suelo (CANTÓN et al., 2004a). Se pueden encontrar laderas cubiertas sólo por costras físicas estructurales, y otras laderas cubiertas casi exclusivamente por costras biológicas (principalmente por líquenes), con una cobertura de 5-10% de matorral disperso. Las costras más representativas identificadas en esta área fueron: 1) Costra física estructural (E); 2) Costra deposicional con un grado incipiente de colonización por cianobacterias (IC); 3)

Costra biológica dominada por cianobacterias (C), y 4) Costra biológica dominada por líquenes (L). La primera es una costra física y las demás son costras biológicas, cuya evolución de menor a mayor desarrollo según LÁZARO et al. (2008) es IC-C-L.

El área de Amoladeras se encuentra dentro del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar y se trata de una zona llana sobre materiales calcáreos, que forma parte del abanico aluvial de Sierra Alhamilla. El clima es también semiárido, con veranos secos y calurosos, una precipitación media anual de unos 200 mm, que cae principalmente en invierno, y una temperatura media anual de 18 °C. La textura del suelo es principalmente arenosa (suelos presentan alrededor de un 60 % de arenas) y los suelos son delgados y poco desarrollados, de tipo Leptosoles Eútricos y Calcáricos y Calcisoles Háplicos (OYONARTE et al., 2007). La vegetación dominante está formada por un matorral disperso de bajo porte entre el que destaca el esparto (Stipa tenacissima). La cobertura de plantas vivaces representa alrededor de un 30% y en los años más lluviosos, las sinusias de terófitos son bastante abundantes, representando alrededor de un 20 % de la superficie. Las costras biológicas representan alrededor de un 30% de la superficie y se distribuyen ocupando los claros entre las plantas. La cobertura restante es suelo desnudo, que incluye en su mayor parte piedras y afloramientos del horizonte pretrocálcico. Las costras más representativas identificadas en esta área fueron costras biológicas dominadas por cianobacterias (C), que constituyen las costras más tempranas en la sucesión y costras biológicas con predominancia de líquenes (L) y costras dominadas por musgo (M), que se consideran pertenecen a las etapas más tardías en la sucesión.

3.2 Características de los tipos de costras y del material subyacente

Para analizar las características morfológicas de los tipos de costra y las características físico-químicas de las diferentes costras y del material subyacente, se tomaron cuatro muestras de las siguientes fracciones por cada tipo de costra: 1) la propia costra, 2) los agregados subyacentes a la costra (capa de 1cm por debajo de la costra) y 3) el suelo (hasta unos 5 cm de profundidad).

Los parámetros medidos en la costra fueron: a) resistencia mecánica; b) hidrofobia; c) capacidad de retención de agua (CRA); d) carbono orgánico, e) nitrógeno total y f) bases de cambio y capacidad de intercambio catiónico (CIC). En el caso de la la resistencia mecánica y la hidrofobia, las medidas se hicieron en campo en cuatro parcelas sobre cada tipo de costra. En las fracciones de suelo y agregados, se determinaron: a) CRA; b) textura; c) pH y conductividad; d) carbonatos; e) carbono orgánico, f) nitrógeno total, g) bases de cambio y CIC. Además en El Cautivo, al tratarse el material parental de margas yesíferas, se determinó el porcentaje de sulfatos totales en el suelo como una medida aproximada del porcentaje de yeso del suelo.

La resistencia mecánica de la costra se midió en campo con un penetrómetro de bolsillo Eijelkamp, con un cono de 6,4 mm de diámetro. Se realizaron 15 medidas en cada una de las cuatro parcelas por cada tipo de costra. La hidrofobia de la costra se midió en campo mediante el test del tiempo de penetración de la gota de agua que consiste en cuantificar el tiempo medio que tarda en penetrar una gota de agua en el suelo y así establecer el grado de repelencia al agua que presenta un suelo. En cada parcela se identificaron los principales tipos de coberturas y su superficie y se hicieron siete repeticiones del test de la gota en cada una de estas coberturas. Se hizo una media ponderada del tiempo de penetración de la gota en cada

cobertura con la superficie ocupada por dicha cobertura y finalmente se calculó el tiempo medio en cada costra como el valor medio de las cuatro parcelas.

Se determinó la capacidad de retención de agua de la costra, los agregados y el suelo a -33 kPa y -1500 kPa mediante el método de la membrana de RICHARDS (1945). Además, se midió la retención total de agua por los distintos tipos de costras midiendo la diferencia de peso de la costra tras saturación en agua durante 24 horas y tras el secado en estufa a 105ºC. El porcentaje de las distintas fracciones granulométricas se determinó mediante el método de la pipeta de Robinson (GEE & BAUDER, 1986). El contenido de carbonato total se determinó con el calcímetro de Bernard (LOEPPERT & SUAREZ, 1996), el contenido en carbono orgánico total mediante oxidación con dicromato potásico (método de WALKLEY & BLACK, 1934). El nitrógeno se midió por el método KJELDHAL (1969), mediante destrucción de la materia orgánica, transformación del nitrógeno en amoniaco gaseoso y posterior valoración con H2SO4. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) y las bases de cambio se determinaron tras la extracción con soluciones de acetato amónico (SUMNER & MILLER, 1996). Los cationes Na+, K+, Ca2+ y Mg2 se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica. La determinación de sulfatos totales se hizo gravimétricamente, precipitando el ión sulfato en medio ácido en forma de sulfato bárico (PORTA et al., 1986).

3.3 Experimentos de campo

Para analizar la influencia de las costras sobre los procesos de infiltración y erosión, se colocaron aros circulares de 0.25 m2 que disponían de un aforo en cuatro parcelas por cada tipo de costra y en parcelas adyacentes a cada tipo en las que se retiró la costra, en las dos áreas de estudio. En cada parcela se realizó un experimento de simulación de lluvia, de una duración de 60 minutos y aplicando una intensidad de lluvia de unos 50 mmh-1. El simulador de lluvia utilizado fue diseñado por CALVO-CASES et al. (1988). Se trata de un simulador con boquilla de aspersión que llueve sobre un área de 1 m2, pero en nuestro caso nos centramos sólo en el círculo central de 0,25 m2 donde la lluvia es más uniforme. A lo largo del evento, se fue registrando el volumen de escorrentía en intervalos de 1 a 3 minutos y se tomaron muestras de agua para posteriormente analizar los sedimentos en laboratorio.

Para examinar la influencia de las costras sobre la humedad del suelo, se colocaron sensores SBIBS (Self-Balanced Impedance Bridge) desarrollados en la Estación experimental de Zonas Áridas (Almería) (Patent No. 9401681; VIDAL, 1994; VIDAL et al., 1996) bajo las siguientes cubiertas (costra física, costra biológica dominada por líquenes y matorral) a una profundidad de 3 cm. Se instalaron 3 sensores separados entre sí unos 10 cm bajo cada tipo de cubierta. Los datos se registraron cada 15 minutos y se almacenaron en dataloggers. A parit de estos registros se obtuvieron medias diarias.

3.4 Tratamiento de datos

En cada una de las fracciones de costra, agregado y suelo en cada sitio de estudio por separado, se aplicó un análisis linear discriminante usando todas las variables analizadas en cada una de las fracciones con el objetivo de testar si en función de estas variables se obtenía una buena diferenciación de los tipos de costras y del suelo debajo de los diferentes tipos de costras. Posteriormente, se analizaron las diferencias entre los tipos de costras en la infiltración y erosión y en las características físico-químicas de la costra y del material subyacente, en cada área de estudio por separado, mediante análisis de la varianza y posterior comparación por parejas entre los tipos de costras mediante un test de las mínimas diferencias

significativas (LSD). Todos los análisis se hicieron con STATGRAPHICS Centurion XV.II (StatPoint, Inc, 2006, USA) y Statistica 6.0.

4. Resultados

4.1. Características de los tipos de costras y del material subyacente

El resultado del análisis discriminante muestra una buena distinción de los tipos de costras en las dos áreas de estudio en función del contenido en C orgánico, el contenido en N, CIC, agua útil, hidrofobia y resistencia mecánica de la costra. La Figura 1 (a y b) muestra la clasificación automática de las muestras en el espacio definido por las dos primeras funciones discriminantes obtenido usando la clasificación de factores. También se obtiene una buena discriminación de los agregados (Figura 1c y d) y el suelo bajo los diferentes tipos de costra en función de las características analizadas.

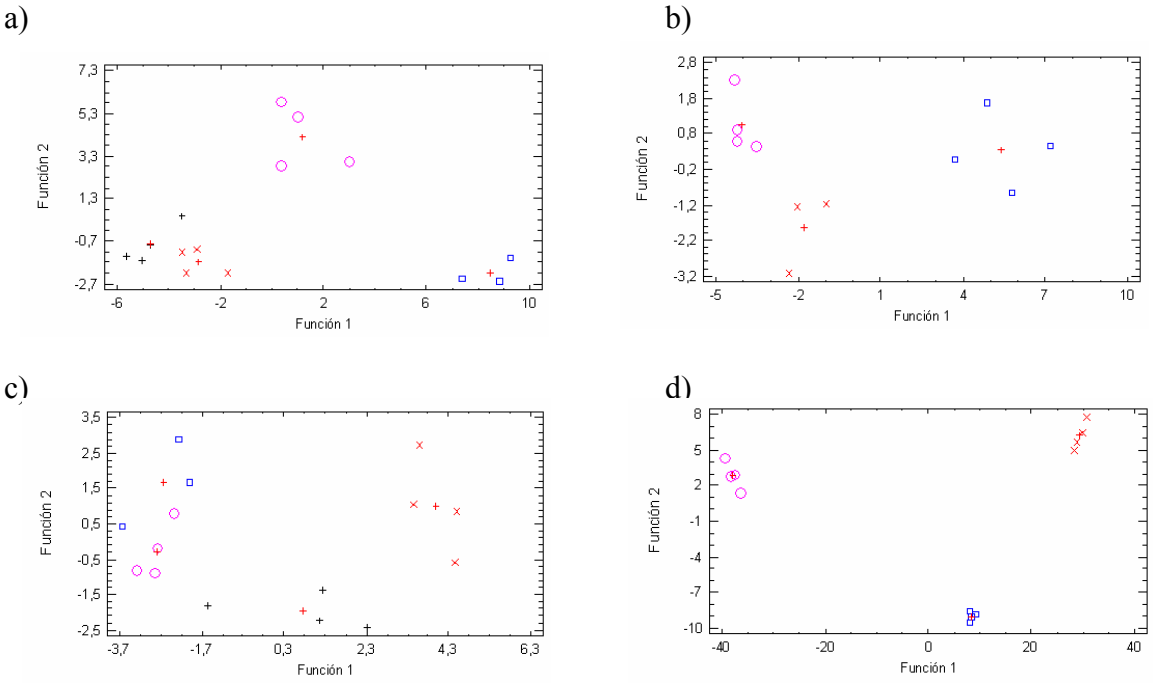


Figura 1. Representación de las muestras en el espacio definido por las dos primeras funciones discriminantes obtenidas en el análisis factorial discriminante. Los diagramas corresponden a los tipos de costras en El Cautivo (a) y Amoladeras (b) y a los agregados bajo las diferentes costras en El Cautivo (c) y Amoladeras (d).

Los análisis de la varianza muestran que las diferencias más significativas entre los tipos de costras y el material subyacente se obtienen para el contenido en C, N y agua útil. A medida que la costra es más evolucionada, aumenta el carbono, el nitrógeno y el agua útil en la costra y en los agregados y el suelo bajo la costra, aunque en éstos las diferencias no son tan marcadas como en la propia costra (Figura 2).

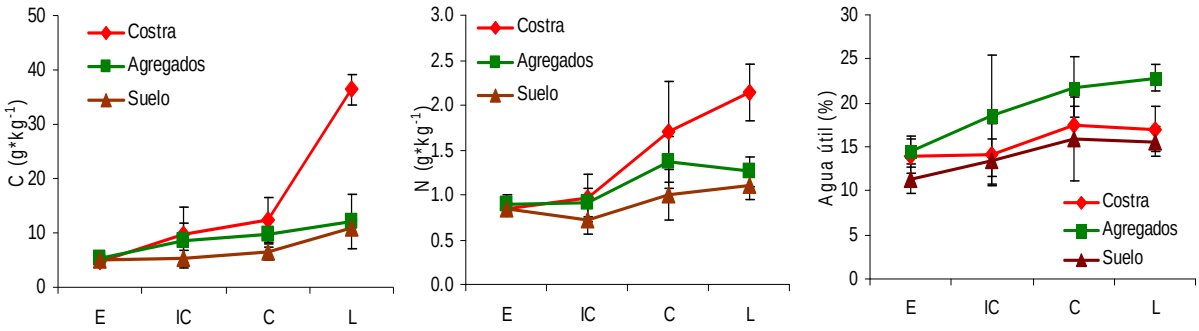


Figura 2. Contenido en C, N y agua útil en la costra y en los agregados y el suelo bajo los diferentes tipos de costras en El Cautivo (E: estructural, IC: incipiente, C: cianobacterias y L: líquenes).

Los tipos de costras también presentan diferencias significativas en la resistencia mecánica y la hidrofobia. En El Cautivo, la mayor resistencia a la penetración aparece en la costra IC, con valores entre 2.79 y 3.61 kg.cm^{-2} y la resistencia disminuye a medida que la costra era más evolucionada, con los menores valores en la costra liquénica, donde oscilan entre 0.94 y 1.65 kg.cm^{-2}. En cuanto a la hidrofobia, podemos decir que en general las costras en estas áreas no presentan un comportamiento hidrofóbico, aunque se observan mayores tiempos de penetración de la gota en la costra incipiente de cianobacterias (1.91 s) y en la costra de líquenes (1.74 s en El Cautivo y 2.25 s en Amoladeras).

En cuanto a las demás características analizadas del material subyacente, sólo encontramos diferencias significativas en alguno de los sitios y entre algunos tipos de costras.

4.2 Influencia sobre la infiltración y la erosión

La figura 3 muestra las tasas de infiltración y de erosión tras 1 hora de simulación de lluvia en Amoladeras en los diferentes tipos de costra y en el suelo al que se le retiró la costra. Las tasas de infiltración son significativamente diferentes (p=0.005) entre costras. La infiltración aumenta a medida que la costra biológica es más evolucionada. En esta área el suelo sin costra presenta tasas de infiltración significativamente diferentes a la costra dominada por cianobacterias y a la costra dominada por musgo, pero no a la costra liquénica, donde los valores son similares. En cuanto a las tasas de erosión, éstas son más altas en el suelo sin costra que en el suelo con costra biológica y dentro de éstas, la erosión es mayor en la costra de cianobacterias que en las costras más desarrolladas de líquenes y musgo. No obstante, sólo encontramos diferencias significativas en la tasa de erosión entre el suelo sin costra y el suelo con costra de líquenes y de musgo.

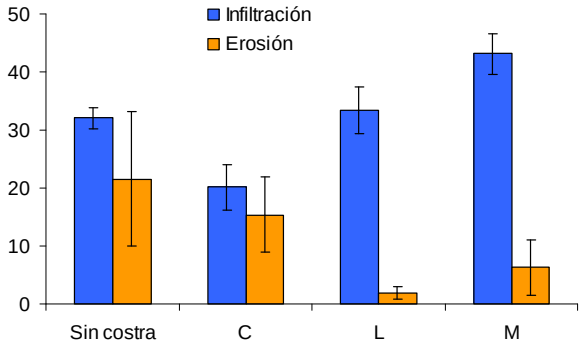


Figura 3. Tasas de infiltración (mmh^{-1}) y de erosión (gm^{-2}) en los tipos de costra (C: cianobacterias, L: líquenes y M: musgo) y en el suelo sin costra en Amoladeras tras 1 hora de simulación de lluvia.

En el área de El Cautivo, encontramos que la infiltración aumenta significativamente con el grado de desarrollo de la costra cuando las condiciones topográficas son similares y

encontramos las mayores tasas de erosión y escorrentía en la costra estructural. Cuando se elimina la costra, el suelo sin la costra biológica al principio de la lluvia si presenta unas tasas de infiltración substancialmente más alta que la parcela encostrada (Figura 4), pero las diferencias se reducen a medida que transcurre la lluvia por la rápida formación de una costra física en la parcela.

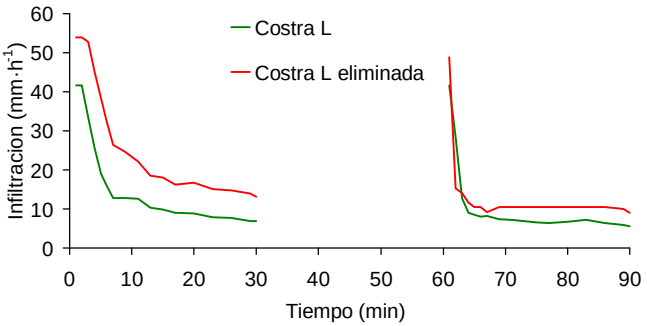


Figura 4. Tasas de infiltración (mmh^{-1}) en una costra liquénica (L) no alterada y en otra parcela adyacente donde se elimina la costra en El Cautivo.

4.3 Influencia sobre la humedad del suelo

La Figura 5 muestra la evolución diaria de la humedad del suelo a 3cm bajo la costra física estructural, la costra biológica liquénica (L) y en un piedemonte de matorral disperso (P). Para el matorral se representa un valor medio de humedad bajo planta donde está poco representada la costra biológica. El régimen más árido está asociado a los suelos cubiertos con la costra física estructural (E). Bajo el matorral donde aparecen suelos con propiedades más favorables la disponibilidad de agua es mayor, como era de esperar. Llama la atención el régimen de humedad de las superficies cubiertas por líquenes (L): en verano el contenido de humedad permanece más elevado que en el resto de superficies, a pesar de que las propiedades del suelo no favorecen el almacenamiento de agua.

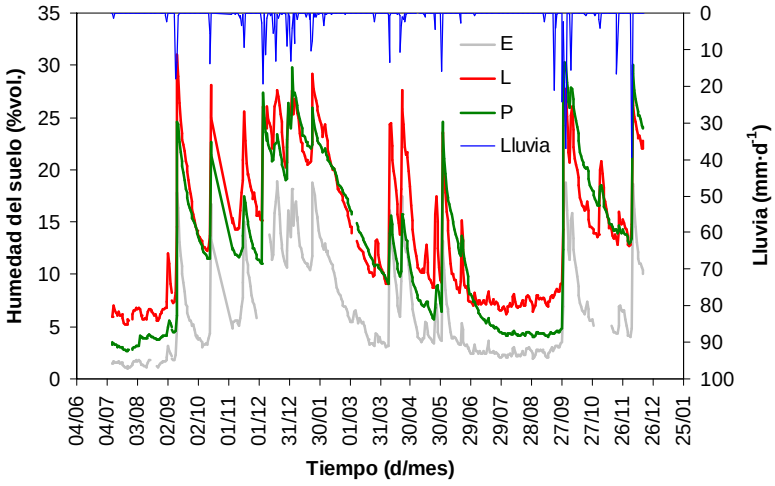


Figura 5. Evolución de la humedad media diaria del suelo a 3cm de profundidad bajo distintas cubiertas.

5. Discusión

5.1 Características de los tipos de costras y del material subyacente

En las dos áreas de estudio, las costras y los agregados y el suelo bajo la costra presentan unas características fisico-químicas mejores a medida que aumenta la evolución de la costra, y las diferencias son lo suficientemente significativas como para que el análisis discriminante diferencie las distintas costras (que a su vez representan grados de evolución distintos) y las correspondientes capa de agregados subyacentes (Figura 1). No obstante, la influencia del tipo de costra se reduce en profundidad y las diferencias en las características físico-químicas entre costras no son tan marcadas en los agregados y el suelo como en la propia costra.

Las variables más discriminantes son la resistencia mecánica, el contenido en carbono y nitrógeno y el agua útil que se relacionan con el grado de desarrollo de la costra. La resistencia mecánica disminuye a medida que la costra es más evolucionada, a diferencia de los resultados obtenidos por otros autores que encuentran resistencias mayores en las costras más evolucionadas o a medida que aumenta la cobertura de cianobacterias (THOMAS & DOUGILL, 2006; MAESTRE et al., 2002). En nuestro caso, la mayor resistencia a la penetración aparece en la costra incipiente, ya que se localiza en piedemontes y caminos muy compactados debido al pisoteo y paso de vehículos. También influye en el resultado obtenido el hecho de que en las costras más incipientes el espesor de la costra es mayor pero la cobertura biótica es baja, mientras que en las costras más desarrolladas el grosor de suelo es más bajo y la parte biótica representa varios milímetros. La hidrofobia es también mayor en esta costra incipiente, debido a que se trata de suelos muy compactados, lo que pone de manifiesto la importancia de realizar el test de hidrofobia en campo para costras porque se ve muy afectado por las condiciones del material subyacente. También es elevada en la costra liquénica, donde hay una importante cobertura de las especies *Diploschistes diacapsis* y *Squamarina lentigera*, que poseen propiedades hidrofóbicas (SOUZA-EGIPSY et al., 2002).

El contenido en agua útil, C, y N también aumentan con la mayor evolución de la costra y es mayor en los agregados y el suelo bajo las costras más evolucionadas (Figura 2). La mayor absorción de agua en las costras más evolucionadas (líquenes y musgo) puede relacionarse con su mayor rugosidad (RODRÍGUEZ et al., presentado en este congreso). Los líquenes, musgos y hepáticas son generalmente más grandes que algas y cianobacterias, por lo que originan superficies más rugosas (DANIN et al., 1998). La absorción de agua por la costra también depende de la biota presente y de su grosor. Los líquenes gelatinosos y musgos pueden expandir hasta trece veces su volumen cuando están mojados (GALUN et al., 1982) y los filamentos de las cianobacterias absorben grandes cantidades de agua, pudiendo aumentar hasta 10 veces su volumen (WANG et al., 1981).

Los componentes de la costra biológica segregan carbono extracelular desde minutos a unos pocos días después de la adquisición de C. En las cianobacterias, estas secreciones pueden suponer hasta un 50 % del carbono total fijado (FOGG, 1966). En consecuencia, la presencia de las CBS puede incrementar el carbono hasta en un 300% (ROGERS & BURNS, 1994). La mayor capacidad de retención de agua en el suelo bajo las costras biológicas respecto a las costras físicas se explica también porque las CBS aceleran la tasa de descomposición de la materia orgánica del suelo y este aumento de la materia orgánica mejora la estructura del suelo y la retención de agua (TONGWAY & LUDWIG, 1990).

Las costras biológicas también constituyen una importante fuente de N y de fertilidad en suelos áridos (ROGERS et al. 1966). WEST (1990) encontró tasas de fijación en costras biológicas entre 2 y 41 kg N ha^{-1} yr^{-1}. Hasta el 70% del nitrógeno fijado por cianobacterias y

cianolíquenes es liberado inmediatamente al suelo circundante, pudiendo aumentar el N del suelo adyacente hasta en un 200% (ROGERS & BURNS, 1994). La presencia de líquenes resulta en un marcado incremento en la capacidad de fijación de N (ROGERS et al. 1966; ROGERS & LANGE, 1971). Como consecuencia, las costras más evolucionadas (líquenes y musgos) aportan más C y N a los suelos que las costras menos desarrolladas de cianobacterias (BARGER, 2003; HOUSMAN et al., 2006).

5.2 Influencia sobre la infiltración y la erosión

Las costras físicas o minerales son consideradas como un rasgo de degradación del suelo y son conocidas porque reducen la infiltración como consecuencia de la ruptura de la estabilidad de los agregados y el bloqueo de los poros que conducen el agua a lo largo del perfil del suelo (ROMKENS et al., 1990). En cuanto a las costras biológicas, no existe un consenso claro sobre su influencia sobre la infiltración (BELNAP, 2006). Según nuestros resultados, aunque las tasas de infiltración son bajas en comparación con las obtenidas en trabajos previos sobre superficies cubiertas por plantas vasculares, la infiltración aumenta con el grado de desarrollo de la costra. A medida que aumenta la biodiversidad de organismos macroscópicos en la costra, aumenta la rugosidad y, de esta forma, la infiltración. Los líquenes aumentan la rugosidad de la superficie y actúan como estructuras de detención de agua aumentando la tasa de infiltración (DANIN & BARBOUR, 1982). Los musgos presentan las tasas más altas de infiltración ya que son capaces de absorber grandes cantidades de agua después de una lluvia (MAESTRE et al. 2002) y tienen una elevada permeabilidad y capacidad de hidratación. La eliminación de la costra provoca un aumento de la infiltración en los primeros minutos de lluvia (Figura 4). Por esta razón, en Amoladeras (Figura 3) la infiltración en la parcela sin costra es mayor que en la costra de cianobacterias, similar a la de la costra liquénica pero más baja que en la costra de musgo, la cual tiene una alta capacidad de absorción de agua. RUSHFORTH & BROTHERSON (1982) también encontraron mayores tasas de infiltración en suelos arenosos con costras intactas de musgo que en suelos adyacentes donde las costras habían sido alteradas. Sin embargo, el incremento de la infiltración provocado por la eliminación de la costra se hace menor a medida que se forma un nuevo sellado, lo que ocurre al poco tiempo de iniciarse la lluvia en El Cautivo (Figura 4) debido al impacto de las gotas de lluvia y la formación de una costra física provoca tasas de escorrentía superiores a las del suelo cubierto por costras biológicas. Esto también pude afectar a Amoladeras, pero al ser este suelo menos susceptible al sellado se necesitan varias lluvias. No obstante, aunque la eliminación de la costra produce un aumento inicial de la infiltración, produce un aumento significativo de la erosión.

Las CBS protegen el suelo frente a la erosión por el agua y el viento. Las hifas de los hongos, los filamentos de las cianobacterias y las estructuras de los musgos y líquenes crean un entramado en la capa superficial del suelo, uniendo las partículas del suelo y los agregados (BELNAP & GARDNER, 1993). Además, algunas bacterias, hongos y cianobacterias exudan componentes polisacáridos extracelulares que aglutinan las partículas del suelo (SHULTEN, 1985). Experimentos de simulación de lluvia realizados por ELDRIDGE & GREENE (1994) en suelos semiáridos en Australia demostraron que las tasas de erosión disminuyeron exponencialmente con la cobertura de la costra. Nosotros también encontramos tasas de erosión más elevadas en la costra física y en la costra incipiente de cianobacterias que en la costra dominada por cianobacterias. Además, las especies más tardías en la sucesión como líquenes y musgos reducen más la erosión por el impacto de las gotas de lluvia y la generación de sedimentos que las cianobacterias y las algas (TCHOUPOPNOU, 1989), lo

cual también coincide con nuestros resultados, donde encontramos las menores tasas de erosión en las costras de líquenes y musgo.

5.3 Influencia sobre la humedad del suelo

Aunque es poco conocido el efecto que tienen las costras biológicas en la humedad del suelo, existen algunos trabajos que ponen de manifiesto su papel en la conservación de la humedad del suelo. BOOTH (1941) encontró mayor humedad en la capa superficial de suelo (primeros 2.5 cm) cuando estaba cubierto por costras biológicas desarrolladas que en sitios adyacentes con suelo desnudo. BROTHERSON & RUSHFORTH (1983) y GEORGE et al. (2003) también encontraron que la humedad del suelo era mayor en suelos con costras de líquenes que en suelos desnudos. Las CBS reducen la evaporación del suelo, reduciendo así el estrés hídrico en regiones áridas. Por ejemplo, los líquenes del género *Diploschistes*, que son muy abundantes en nuestras áreas de estudio, presentan los espacios intercelulares del córtex superior rellenos con pequeños cristales de oxalato cálcico, formando junto con las células del córtex una capa continua que reduce la evaporación. Si bien, cuando existe agua disponible o la humedad es elevada, los cristales pueden disolverse para reactivar la actividad de los líquenes y es por ello que justo después de una lluvia estas superficies con líquenes se secan rápidamente.

6. Conclusiones

Las costras biológicas del suelo influyen decisivamente sobre los procesos de infiltración y erosión en regiones áridas y semiáridas. Suelos encostrados físicamente presentan tasas de escorrentía y erosión muy elevadas, mientras que suelos con costras biológicas, pese a presentar tasas relativamente altas de escorrentía, disminuyen significativamente la erosión. No obstante, esta escorrentía en muchas ocasiones tiene un efecto positivo y es aprovechada aguas abajo por la vegetación superior. Además, las CBS mejoran las propiedades del suelo respecto a las costras físicas, siendo esta mejora mayor cuanto más evolucionada es la costra. A medida que aumenta el desarrollo de la costra, aumenta la infiltración y disminuye la erosión, aumenta el contenido en carbono y nitrógeno, la capacidad de retención de agua y la humedad del suelo. Por tanto, la presencia de estas costras puede emplearse como un indicador de agradación de un ecosistema, de forma que la presencia de costras biológicas desarrolladas de líquenes y musgo sería indicativa de un ecosistema bien conservado mientras que la presencia de costras físicas o biológicas muy incipientes sería indicativa de un ecosistema degradado.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha recibido el apoyo financiero de diferentes proyectos de investigación: COSTRAS (RNM 3614), financiado por la Junta de Andalucía, y PROBASE (CGL2006-11619/HID) y PREVEA (CGL2007-63258/BOS), financiados por el Plan Nacional de I+D. Los autores quieren mostrar su agradecimiento a Roberto Lázaro, Albert Solé, Laura Morillas y Alfredo Durán por la ayuda prestada en la discusión de nuestros resultados y en el trabajo de campo.

8. Bibliografía

BARGER, N.N., 2003. Biogeochemical cycling and N dynamics of biological soil crusts in a semi-arid ecosystem. Ph.D. thesis. Colorado State University, Fort Collins, CO.

BELNAP, J., 2006. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrol. Process.*, 20, 3159-3178.

BELNAP, J., GARDNER, J.S, 1993. Soil microstructure in soils of the Colorado Plateau: The role of the cyanobacterium Microcoleus vaginatus. *Great Basin Nat.*, 53, 40-47.

BELNAP, J., WELTER, J.R., GRIMM, N.B., BARGER, N., LUDWIG, J.A., 2005. Linkages between microbial and hydrologic processes in arid and semiarid watersheds. *Ecology*, 86, 298-307.

BOOTH, W. E., 1941. Algae As Pioneers in Plant Succession and Their Importance in Erosion Control. *Ecology*, 22, 38-46.

BROTHERSON, J.D., RUSHFORTH, S.R., 1983. Influence of cryptogamic crusts on moisture relationships of soils in Navajo National Monument, Arizona. *Great Basin Nat.*, 43, 73-78.

CALVO-CASES, A., GISBERT, B., PALAU, E., ROMERO, M., 1988. Un simulador de lluvia de fácil construcción. En: Sala, M., Gallart, F. (Eds): Métodos y técnicas para la medición en el campo de procesos geomorfológicos, Sociedad Española de Geomorfología, *Vol 1*, 6–15, Zaragoza.

CANTÓN, Y., DEL BARRIO, G., SOLÉ-BENET, A., LÁZARO, R., 2004a. Topographic controls on the spatial distribution of ground cover in a semiarid badlands area. *Catena*, 55, 341-365.

CANTÓN, Y., SOLÉ -BENET, A., DOMINGO, F., 2004b.Temporal and spatial patterns of soil moisture in semiarid badlands of SE Spain. *J. Hydrol.*, 285, 199–214.

CANTÓN, Y., SOLÉ-BENET, A., LÁZARO, R., 2003. Soil-geomorphology relations in gypsiferous materials of the Tabernas desert (Almería, SE Spain). *Geoderma*, 115, 193-222.

DANIN, A., BARBOUR, M.G., 1982. Microsuccession of cryptogams and phanerogams in the Dead Sea area, Israel. *Flora*, 172, 173-179.

DANIN, A., DOR, I., SANDLER, A., AMIT, R., 1998. Desert crust morphology and its relations to microbiotic succession at Mt. Sedom, Israel. *J. Arid. Environ*, 38, 161-174.

DANIN, A., GANOR, E., 1991. Trapping of airborne dust by mosses in the Negev Desert, Israel. *Earth Surf. Proc. Land.,* 16, 153-162.

ELDRIDGE, D.J., BOWKER, M.A., MAESTRE, F.T., ALONSO, P., MAU, R.L., PAPADOPOULOS, J., ESCUDERO, A., 2010. Interactive effects of three ecosystem engineers on infiltration in a semi-arid Mediterranean grassland. *Ecosystems*, 13, 499-510.

ELDRIDGE, D.J., GREENE, R.S.B., 1994. Assessment of sediment yield by splash erosion on a semi-arid soil with varying cryptogam cover. *J. Arid. Environ,* 26, 221-232.

ELDRIDGE, D.J., KINNELL, P.I.A, 1997. Assessment of erosion rates from microphyte dominated calcareous soils under rain-impacted flow. *Aust. J. Soil Res.,* 35, 475-489.

ELDRIDGE, D.J., ZAADY, E., SHACHAK, M., 2000. Infiltration through three contrasting biological soil crusts in patterned landscapes in the Negev, Israel. *Catena,* 40, 323–336.

FAO–ISRIC– ISSS, 1998. World Reference Base for Soil Resources. FAO, Rome.

FOGG, G.E.,1966. The extracellular products of algae. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev., 4, 195-212.

GALUN, M., BUBRICK, P., GARTY, J., 1982. Structural and metabolic diversity of two desert-lichen populations. **J. Hattori Bot. Lab.**, 53, 321-324.

GEE, G.W., BAUDER, J.W., 1986. Particle-size analysis. En: American Society of Agronomy-Soil Science Society of America. Methods of soil analysis, part.1. Physical and mineralogical methods- Agronomy monograph, 9 (2nd. edition), 383-411.

GEORGE, D.B., ROUNDY, B.A., ST. CLAIR, L.L., JOHANSEN, J.R., SCHAALJE, G.B., WEBB, B.L., 2003. The effects of microbiotic soil crusts on soil water loss. *Arid Land Research and Management,* 17, 113–125.

HOUSMAN, D.C., POWERS, H.H., COLLINS, A.D., BELNAP, J., 2006. Carbon and nitrogen fixation differ between successional stages of biological soil crusts in the Colorado Plateau and Chihuahuan Desert. *J. Arid. Environ*, 66, 620-634.

JONES, C. G., LAWTON, J. H., SHACHAK., M., 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78, 1946–1957.

KJELDHAL, 1969. Métodos analíticos de la Estación Experimental del Zaidín. CSIC. Granada.

LÁZARO, R., CANTÓN, Y., SOLÉ-BENET, A., BEVAN, J., ALEXANDER, R., SANCHO, L.G., PUIGDEFABREGAS, J., 2008. The influence of competition between lichen colonization and erosion on the evolution of soil surfaces in the Tabernas badlands (SE Spain) and its landscape effects. *Geomorphology,* 102, 252–266.

LOEPPERT, R.H., SUAREZ, D.L., 1996. Carbonate and gypsum. En: SPARKS, D.L. (Ed.): Methods of Soil Analysis. Part 3, Chemical Methods, SSSA-ASA, 437–474, Madison.

MAESTRE, F.T., HUESCA, M., ZAADY, E., BAUTISTA, S., CORTINA, J., 2002. Infiltration, penetration resistance and microphytic crust composition in contrasted microsites within a Mediterranean semi-arid steppe. *Soil Biol. Biochem.,* 34, 895-898.

OYONARTE, C., MINGORANCE, M. D., DURANTE, P., PIÑERO, G., BARAHONA, E., 2007. Indicators of change in the organic matter in arid soils. *Sci. Total Environ*., 378: 133–137.

PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M., RODRIGUEZ, R., 1986. Técnicas y experimentos en edafología. Barcelona: A.E.A.C.

RICHARDS, L.A., 1945. Pressure-membrana apparatus and use. *Agr. Eng.*, 28, 451-454.

RODRÍGUEZ, E., CHAMIZO, S., CANTÓN, Y. 2010. Rugosidad de suelos encostrados biológicamente: efectos sobre la escorrentía y la erosión. IV Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo.

ROGERS, S.L., BURNS, R.G., 1994. Changes in aggregate stability, nutrient status, indigenous microbial populations, and seedling emergence following inoculation of soil with *Nostoc muscorum*. *Biol. Fertil. Soils,* 18, 209–215.

ROGERS, R. W., LANGE, R. T., 1971. Lichen Populations on Arid Soil Crusts around Sheep Watering Places in South Australia. *Oikos*, 22, 93-100.

ROGERS, R. W., LANGE, R. T., NICHOLAS, D. J. D., 1966. Nitrogen Fixation by Lichens of Arid Soil Crusts. *Nature,* 209, 96–97.

ROMKENS, M.J.M., PRASSAD, S.N. & WHISLE, F.D., 1990. Surface sealing and infiltration. En: ANDERSON, M.G., BURT, I.P. (Eds): Process studies in hillslope hydrology, Wiley, 127-172, New York.

RUSHFORTH, S.R., BROTHERSON, J.D., 1982. Cryptogamic Soil Crusts in the Deserts of North America. *Am. Biol. Teach.*, 44, 472-475.

Schulten, J.A., 1985. Soil Aggregation by Cryptogams of a Sand Prairie. *Am. J. Bot*., 72, 1657-1661.

SOUZA-EGIPSY, V., ASCASO, C., SANCHO, L.G., 2002. Water distribution within terricolous lichens revealed by scanning electron microscopy and its relevance in soil crust ecology. *Mycol. Res.*, 106, 1367–1374.

SUMNER, M.E., MILLER,W.P. (1996). Cation exchange capacity and exchange coefficients. En: SPARKS, D.L. (Ed.): Methods of Soil Analysis. Part 3*,* Chemical Methods, SSSA-ASA, 1201–1229, Madison.

TCHOUPOPNOU, E., 1989. Experimental studies of rainsplash erosion from soil mycrophytic crusts on Utah rangelands. M.Sc. thesis, Utah, State University.

THOMAS, A.D., DOUGILL, A.J., 2006. Distribution and characteristics cyanobacterial soil crusts in the Molopo Basin, South Africa. *J. Arid. Environ,* 64, 270–283.

TONGWAY, D.J., LUDWIG, J.A., 1990. Vegetation and soil patterning in semi-arid mulga lands of eastern Australia. *Aust. J. Ecol*., 15, 23–34.

VERRECCHIA, E., YAIR, A., KIDRON, G.J., VERRECCHIA, K., 1995. Physical properties of the psammophile cryptogamic crust and their consequences to the water regime of sandy soils, north-western Negev Desert, Israel. *J. Arid. Environ*, 29, 427-437.

VIDAL, S., 1994. Sensor para la determinación simultánea en suelos de humedad y conductividad eléctrica. España. Patente 9401681.

VIDAL, S., DOMENE, M.A., SOLÉ, A., PUIGDEFÁBREGAS, J., 1996. Desarrollo y calibración de un nuevo sensor de humedad del suelo. IV Simposio sobre el agua en Andalucía, 101-109, ITGME, Madrid.

WALKLEY, A.J., BLACK, I.A., 1934. Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Sci.,* 37, 29.

WANG, F., ZHUNG, Z., HU, Z., 1981. Nitrogen fixation by an edible terrestrial blue-green alga. En: Gibson, A.H., Newton, W.E. (Eds.): Current Perspectives in Nitrogen Fixation, 455, Elsevier, Amsterdam, North Holland.

WEST, N.E., 1990. Structure and function of microphytic soil crust in wildland ecosystem of arid to semi-arid regions. *Adv. Ecol. Res.*, 20, 179-223.

Efecto de la adición de enmiendas orgánicas en la estabilidad estructural del suelo

GÁLVEZ, A.[1,2], FERNÁNDEZ-GÁLVEZ, J.[1], MONDINI, C.[2], MINGORANCE, M.D.[1]

[1] Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra (CSIC-UGR), Profesor Albareda 1, 18008 Granada, España
[2] CRA – Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Sezione di Gorizia, Via Trieste 23, 34170 Gorizia, Italy

Resumen
La calidad física de un suelo está directamente relacionada con la estabilidad de sus agregados y la estructura del mismo, siendo un indicador comúnmente utilizado en la evaluación de la calidad de suelos. La estabilidad estructural de un suelo hace referencia a la resistencia de sus agregados a la aplicación de fuerzas externas, generalmente asociadas con el agua. Las enmiendas orgánicas constituyen una fuente de carbono y nutrientes que pueden resultar beneficiosas para la recuperación de la estabilidad estructural, mitigando así los efectos erosivos, mejorando el flujo de agua y el crecimiento radicular. En este trabajo se cuantifican los efectos sobre la estabilidad estructural de varios subproductos de bioenergía y compost de subproductos agrícolas y urbanos. La estabilidad de los agregados del suelo de pH alcalino no se ve alterada por la adición de los enmendantes. En cambio, en el caso del suelo de pH ligeramente ácido, la estabilidad de los agregados puede alcanzar valores hasta cuatro veces mayores que para el suelo sin enmienda.

Palabras clave
Enmiendas orgánicas, estabilidad estructural, calidad física del suelo.

1. Introducción

La estructura del suelo se define por el tamaño y la disposición de las partículas y poros que lo constituyen. Una buena estructura para el crecimiento de las raíces de las plantas está condicionada por la presencia de poros para el almacenamiento de agua, poros para la transmisión de agua y aire, y poros en los que las raíces pueden crecer. Esta estructura, ya sea natural o creada mediante laboreo, debe ser estable incluso cuando el suelo presenta alto contenido en agua. Los suelos con poros de mayor tamaño presentan generalmente unas altas tasas de infiltración, un buen estado de agregación y una buena aireación para las raíces. Mediante el empleo de adecuadas prácticas de manejo la mayoría de los suelos presentan una gran cantidad de este tipo de poros, pero la persistencia de los mismos depende de la estabilidad de los agregados. También el riesgo de erosión y degradación del suelo disminuye con el aumento de su estabilidad estructural.

La estabilidad estructural de un suelo hace referencia a la resistencia de sus agregados a la aplicación de fuerzas externas, generalmente asociadas con el agua. Las fuerzas principales responsables de la agregación de las partículas de suelo húmedas son la tensión superficial en la interfase aire-líquido y las fuerzas de cohesión en la fase líquida. A medida que el suelo se seca, la fase líquida disminuye ocupando capilares cada vez más pequeños hasta quedar reducida a una pequeña lámina entre partículas adyacentes. La tensión interfacial y la de cohesión interna unen estas partículas con gran fuerza a medida que el suelo se seca. Los compuestos solubles tales como sílice, carbonatos y moléculas orgánicas precipitan sobre el contacto de las partículas de suelo favoreciendo la unión entre estas zonas de contacto.

El uso de enmiendas orgánicas para la mejora de la calidad del suelo es una práctica común con implicaciones sobre las propiedades físicas y químicas del suelo y que a su vez puede modificar la estructura del mismo (Armstrong et al., 2007). Del mismo modo, la materia orgánica en el suelo puede dar lugar a fenómenos de dispersión y floculación con influencia sobre la estabilidad de los agregados (Oades, 1984).

2. Objetivos

Para implementar mejoras en la calidad del suelo relacionadas con nuevos usos, este trabajo explora el efecto de la adición de enmiendas orgánicas en la estabilidad estructural de suelos degradados en zonas semiáridas.

3. Metodología

Las zonas seleccionadas corresponden a suelos sometidos a un uso intensivo, por un lado un suelo degradado procedente de la antigua explotación de Fe situada en las Minas de Alquife (Granada, España) y por otro lado un suelo con intensa actividad agrícola de la localidad de Reana (Udine, Italia). La climatología en ambas zonas es de tipo Mediterráneo continental y algunas de las características principales de ambos suelos se muestran la tabla 1. Las determinaciones analíticas se realizaron utilizando métodos estandarizados para análisis de suelo (Soil Conservation Service, 1972).

Tabla 1. Características de los suelos

Suelo	**Arena %**	**Limo %**	**Arcilla %**	**pH**	**CO %**	**N %**	**$CaCO_3$ %**	**Ca**	**Na**	**Mg**	**K**
								cmol (+) kg^{-1}			
Alquife	53	30	17	8,5	0,18	0,09	0,13	3,31	0,05	0,45	0,34
Reana	55	28	17	6,5	1,59	0,12	0,00	1,80	0,51	0,81	0,18

Ambos suelos fueron enmendados con cuatro tipos de residuos bioenergéticos y tres residuos orgánicos. Los residuos bioenergéticos utilizados fueron: residuo de digestión anaerobia de purín de cerdo, residuo de colza utilizado para la producción de biodiesel, residuo obtenido tras la producción de bioetanol a partir de almidón de trigo y biocarbón obtenido por pirólisis continua lenta a 550 ºC. Los residuos orgánicos fueron: compost de residuos de poda de vid, compost de la fracción orgánica de residuos urbanos, y lodo de depuradora. Las principales características de las enmiendas se muestran en la tabla 2.

Los suelos fueron incubados, con una dosis de enmendante del 0,5% (p/p), al 40% de la capacidad de campo durante 30 días a 20 ºC. Además de los suelos con las respectivas enmiendas también se incluyeron muestras de suelo sin adición de residuo como control. Una vez finalizada la incubación los suelos se secaron al aire.

Tabla 2. Principales características de los residuos

Residuo	CO %	N %	C / N	pH	CE dS m^{-1}	C extr. g kg^{-1}	N extr. g kg^{-1}
purín de cerdo	37,9	4,4	8,7	8,52	19,77	38,7	11,6
residuo de colza	45,9	6,0	7,7	6,15	2,54	74,4	2,4
almidón de trigo	48,5	6,2	7,8	4,22	8,36	202,5	12,8
biocarbón	86,3	0,3	345	6,55	0,12	0,1	0,0
poda de vid	34,5	1,5	23,2	7,65	0,60	9,8	0,6
orgánico urbano	34,4	2,3	14,9	8,34	2,96	5,9	0,7
lodo depuradora	38,4	4,8	8,0	6,75	1,25	7,9	1,6

CO: carbono orgánico; CE: conductividad; extr.: extraible

Tanto para los suelos naturales como para los enmendados se determinó la fracción de suelo que forma agregados hidro-estables después de un proceso de tamizado en húmedo bajo condiciones controladas. El procedimiento utilizado se basó en el método de Kemper y Koch (1966) en el que se determina la estabilidad estructural de agregados de suelo de tamaño comprendido entre 1 y 2 mm. Para cada combinación suelo-residuo se realizaron al menos cuatro determinaciones utilizando 4 g de muestra. La dispersión total de los agregados se realizó con una solución al 2% de hexametafosfato sódico. El índice de estabilidad estructural varía entre 0 (todo el suelo se disgrega tras el tamizado en húmedo) y 1 (cuando el tamizado en húmedo no produce ningún tipo de desagregación).

4. Resultados y discusión

Los resultados de las determinaciones de estabilidad estructural para las diferentes combinaciones de residuo y suelo se muestran en la figura 1. Aunque el índice de estabilidad estructural para el suelo de Alquife (0,15) es sólo ligeramente más bajo y sin diferencias significativas ($p = 0,253$) que para el suelo de Reana (0,21), sin embargo, el efecto de la incubación del suelo con los residuos es mucho más acusado de forma general para el suelo de Reana. Ambos suelos, aunque presentan una gran similitud en muchas de sus propiedades tienen un origen marcadamente distinto; antrópico para el caso de Alquife y natural aunque sometido a uso intensivo para el suelo de Reana.

La escasa estabilidad estructural del suelo de Alquife se incrementa ligeramente con la adición de residuos, alrededor del 33%, aunque las diferencias no son significativas ($p = 0,629$) entre los diferentes tipo de residuos y el control. Los resultados obtenidos para el suelo de Reana muestran un comportamiento diferente respecto al caso anterior. Las diferencias entre los tratamientos con residuos son mucho más marcadas y en la mayoría de los casos corresponden a diferencias significativas respecto al suelo natural ($p < 0,05$). En cambio no hay diferencias significativas entre la aplicación de los diferentes residuos ($p > 0,05$), si bien el residuo de colza utilizado para la producción de biodiesel da lugar a los mayores valores de estabilidad estructural ($p < 0,05$), con un aumento cuatro veces mayor respecto al suelo sin tratamiento.

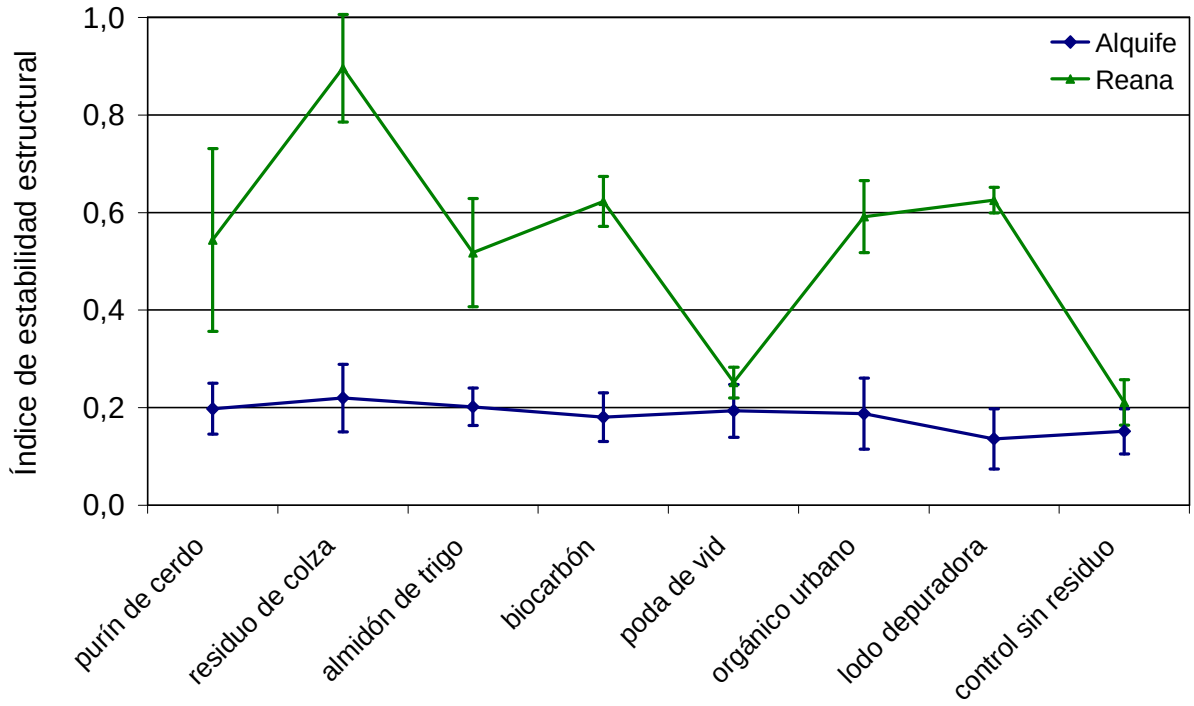


Figura 1. Índice de estabilidad estructural para las diferentes combinaciones de residuo y suelo

El residuo de colza utilizado para la producción de biodiesel aplicado en el suelo Reana es el que presenta los valores más altos de estabilidad estructural, siendo además este residuo el de menor relación C/N de los empleados.

Los suelos considerados en este estudio fueron seleccionados por su similitud en las propiedades físicas. En ambos casos se trata de suelos de textura franco arenosa (clasificación USDA) con bajo o muy bajo contenido en materia orgánica y prácticamente carentes de carbonato cálcico. Sin embargo las diferencias en el material originario de cada uno de los suelos dan lugar a valores de pH claramente diferenciados siendo el suelo Alquife un suelo alcalino mientras que Reana se corresponde con un suelo ligeramente ácido.

El mayor contenido en CO para el suelo de Reana da lugar a unos índices de estabilidad estructural superiores en relación con el suelo de Alquife. Aunque los valores de Na intercambiable podrían indicar una mayor dispersión para el suelo de Reana, sin embargo en este caso es el contenido en materia orgánica del suelo la característica dominante en relación con la estabilidad estructural. Por parte de los residuos, el pH y la relación C/N son los parámetros responsables de la estabilidad de los agregados del suelo (Figura 2).

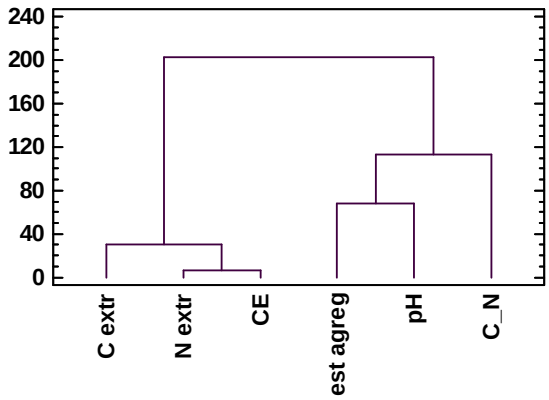


Figura 2. Dendograma correspondiente a las características de los residuos y su relación con la estabilidad de los agregados.

5. Conclusiones

En relación con los resultados obtenidos en este trabajo podemos concluir que la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo tiene un efecto fuertemente marcado por el tipo de suelo y su naturaleza original. Incluso para el caso de suelos con textura similar, la diferencia en el contenido de materia orgánica del suelo original da lugar a un comportamiento estructural distinto. El contenido de materia orgánica del suelo condiciona a su vez los valores de pH y cationes intercambiables como principales características distintivas de ambos suelos. Para el caso de los tecnosuelos formados por el acopio de material de desecho de las Minas de Alquife su baja estabilidad estructural difícilmente se ve mejorada con la aplicación de enmiendas orgánicas; mientras que para el suelo de Reana, algunas de las enmiendas si que producen mejoras considerables en la agregación. Una baja relación C/N de la enmienda da lugar a los valores más altos de estabilidad estructural para el caso del suelo agrícola.

6. Agradecimientos

Este trabajo se ha llevado a cabo gracias a la financiación de Fundación Ramón Areces y Junta de Andalucía (Proyecto RNM5326). Asimismo, nuestro agradecimiento a Pilar Fernández Poyatos por su colaboración técnica en las mediciones de estabilidad estructural.

7. Bibliografía

ARMSTRONG, R.D., EAGLE, C., JARWAL, S.D., 2007. Application of composted pig bedding litter on a Vertosol and Sodosol soil. 2. Effect on soil chemical and physical fertility. *Aust J Soil Res* 47, 1341-1350

KEMPER, W.D., KOCH, E.J., 1966. Aggregate stability of soils from the western portions of the United States and Canada. *U.S. Dep. Agric. Tech. Bull.* 1355

SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting samples. USDA, Washington, USA.

OADES, J.M., 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76,319-337

Movilidad de las sales en suelos agrícolas del sureste de España

ACOSTA J.A.[1,2], FAZ A.[2], KALBITZ K.[1], JANSEN B.[1], MARTÍNEZ-MARTÍNEZ S.[2]

[1]Earth Surface Science, Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics. University of Amsterdam. Nieuwe Achtergracht 166, 1018 WV Amsterdam, The Netherlands. E-mail: j.a.acostaaviles@uva.nl
[2]Gestión Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Dpto. de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52, 30230 Cartagena. Murcia. España. E-mail: ja.acosta@upct.es

Resumen
Con el objetivo de evaluar el efecto estacional en la movilidad de las sales y su influencia en la distribución vertical de las mismas, se tomaron tres perfiles edáficos, clasificados como Fluvisoles calcáricos, en una zona agrícola próxima a la ciudad de Murcia, Sureste de España. Las muestras fueron tomadas a 4 profundidades: 0-5, 0-15, 15-30 y 30-60 cm, tanto en enero como en julio de 2009. En ellas se analizaron pH, conductividad eléctrica (C.E.), carbono orgánico (C.O.), carbonatos, capacidad de intercambio catiónico (C.I.C.), textura, aniones solubles (sulfatos, cloruros y nitratos) y cationes solubles (sodio, potasio, calcio y magnesio). Los resultados mostraron que los pHs de los tres perfiles a todas las profundidades y para los dos periodos de muestreo fueron neutros, debido al alto contenidos de carbonatos. La C.I.C. decrecía con la profundidad asociada al contenido en C.O. en las dos estaciones y para los tres perfiles. Por su parte, la C.E. y todos los cationes y aniones, a excepción del los nitratos, se comportaban de forma similar, aunque con diferente intensidad. En enero las concentraciones aumentaban con la profundidad mientras que en julio el efecto era inverso, disminuían con la misma, mostrando el marcado movimiento estacional de las sales en la zona de estudio. Por lo tanto, dependiendo de la profundidad del sistema radical los efectos sobre el cultivo podrían variar en función de la estación, si el sistema radical es superficial se deberían lavar las sales en verano y si fuera profundo esta actuación se debería realizar en invierno lo que evitaría reducciones en la productividad.

Palabras clave
Salinidad, Murcia, movilidad, suelos agrícolas.

1. Introducción

El proceso de salinización del suelo es uno de los principales problemas en suelos agrícolas de todo el mundo, especialmente en zonas áridas y semiáridas (United Nations Environment Program (UNEP, 1991.). De acuerdo con la Comisión Europea, la salinización afecta entre 1 y 3 millones de hectáreas en la zona que cubren los países de la Unión europea y los países candidatos (European Commission, 2003). En Europa, la mayoría de las superficies de tierras afectadas por sales se concentran en la cuenca del Mediterráneo. En España, alrededor del 3% de las 3,5 millones de hectáreas de tierras de regadío se ven muy afectadas por sales y otro 15% está en grave riesgo (European Commission, 2002).

A pesar de que la salinidad del suelo ha sido ampliamente estudiada en muchas partes del mundo, en algunas de las zonas agrícolas más productivas de Europa no se ha abordado en detalle, incluyendo el sureste de España y más concretamente en las inmediaciones de la ciudad de Murcia. Durante siglos, la topografía, la ubicación, características del suelo, y las

condiciones climáticas de esta zona han favorecido la explotación de una amplia gama de cultivos, siendo una de las regiones más productivas de España. La escasez estacional de agua de riego es el único factor limitante de los cultivos de la zona, aspecto que fue resuelto hace décadas con la creación de embalses, pozos y sistemas de distribución de agua almacenada en la temporada de lluvias para su uso durante los períodos de sequía. Por desgracia, en las últimas décadas la agricultura intensiva con grandes necesidades de agua combinada con una mayor ocurrencia de eventos de sequía extrema ha obligado a la utilización de agua de riego de baja calidad. Esto junto con una mayor aplicación de fertilizantes y subproductos ganaderos para aumentar los rendimientos de los cultivos, ha favorecido los procesos de degradación, reducción de la fertilidad del suelo y salinización (Pérez-Sirvent et al., 2003).

En combinación con el uso de agua de riego de baja calidad y las condiciones climáticas, la salinización limita severamente el crecimiento del cultivo y, por lo tanto, la productividad agrícola, que incluso en casos severos, puede llevar al abandono de los suelos (Amezketa, 2006). Se debe de destacar que existen dos clases principales de salinidad: la salinidad natural y la inducida por la actividad humana, ésta última causada por la baja calidad del agua de riego y/o excesiva aplicación de fertilizantes (Darwish et al., 2002). En ambos casos ésta se ve influenciada por las condiciones climáticas, ya que es de esperar que en condiciones de sequía las sales asciendan por capilaridad mientras que en la estación húmeda se produzca un lavado de las sales; sin embargo la intensidad con la que este proceso sucede depende de la zona geográfica y de las características y propiedades del suelo. En este sentido, la evaluación de la movilidad de las sales en suelos agrícolas es de gran interés en los estudios sobre salinidad, ya que permite conocer no sólo el tipo de sales que pueden afectar la productividad del cultivo por su presencia a nivel radicular o por la degradación del suelo, sino que evaluando el efecto estacional se podría predecir el momento en el que el impacto pudiera ser mayor así como la identificación de las sales implicadas. De este modo se podrían aplicar las medidas oportunas para reducir este impacto sobre el suelo y los cultivos en el momento adecuado.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto estacional en la movilidad de las sales y su influencia en la distribución vertical de las mismas en suelos agrícolas de los alrededores de la Ciudad de Murcia, sureste de España.

3. Metodología

Para la consecución del objetivo anteriormente mencionado, se tomaron tres perfiles edáficos localizados en una de las áreas agrícolas más fértiles de la Región de Murcia (Figura 1). El muestreo se realizó en los meses de Enero y Julio. Estos perfiles fueron descritos en campo siguiendo la Guía de Descripción de Suelo FAO-ISRIC (2006). En cada uno de ellos, se tomaron muestras de suelo a diferentes profundidades: 0-5, 0-15, 15-30 y 30-60 cm; cada muestra esta compuesta por al menos tres submuestras que fueron homogeneizadas para formar una muestra de cada profundidad.

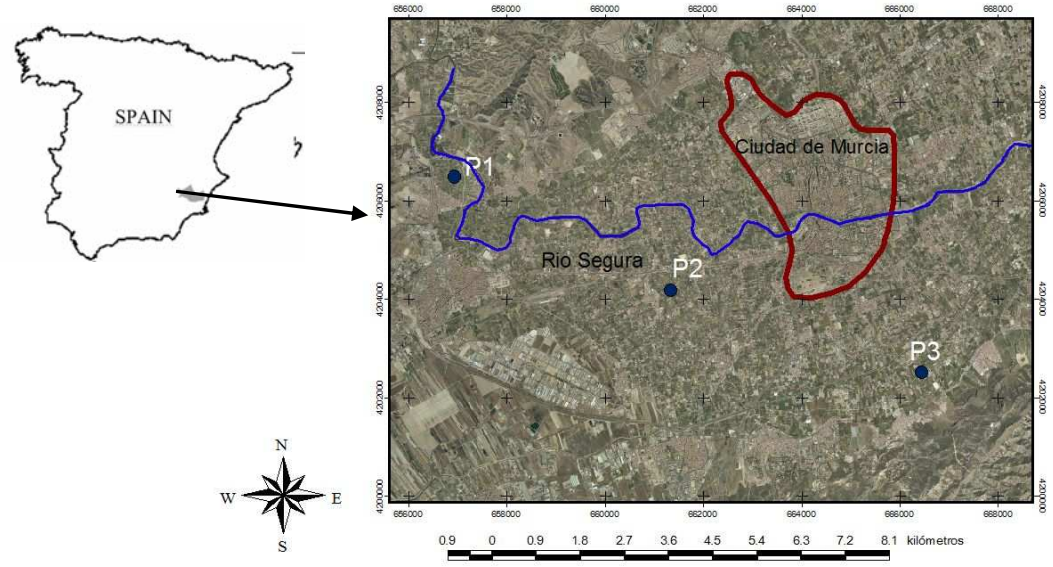


Figura 1. Mapa de localización de los perfiles muestreados

Las muestras fueron llevadas al laboratorio, secadas al aire, tamizadas a 2 mm y almacenadas en bolsas de polietileno a temperatura ambiente antes de los análisis de laboratorio.

Los análisis para este estudio fueron los siguientes: pH, el cual se midió en una relación 1:1 suelo:agua (Peech, 1965), carbono orgánico (Soil Survey Staff, 2004), carbonatos, capacidad de intercambio catiónico (Chapman, 1960), textura (FAO-ISRIC, 2006), conductividad eléctrica y composición iónica; estas últimas fueron determinadas en un extracto 1:5 suelo:agua por medio de cromatografía iónica (Dionex DX 500) (Perez-Sirvent et al., 2003; Zwikel et al., 2007).

4. Resultados y discusión

4.1. Caracterización de los perfiles edáficos

La figura 2 y 3 muestra la distribución vertical de las propiedades edafológicas de los tres perfiles de suelo para ambos periodos de muestreo, Enero y Julio respectivamente.

Los suelos tienen un pH neutro para los tres perfiles a todas las profundidades y para ambos periodos de muestreo, variando desde 7,25 a 7,72, debido a su alto porcentaje de carbonatos (31-44%) (Yaalon, 1997). La conductividad eléctrica se incrementa con la profundidad en enero, especialmente en el perfil P1, donde los valores varían entre 1,21 dSm^{-1} en la superficie a 4,08 dSm^{-1} a 30-60 cm. Opuestamente, el contenido de sales decreció con la profundidad en julio, probablemente debido a la migración de las sales desde la parte más profunda del perfil a capas superficiales del mismo.

Por su parte, la capacidad de intercambio catiónico fue moderada y decreció con la profundidad, asociado a los contenidos de carbono orgánico en todos los perfiles y en ambos periodos de muestreo.

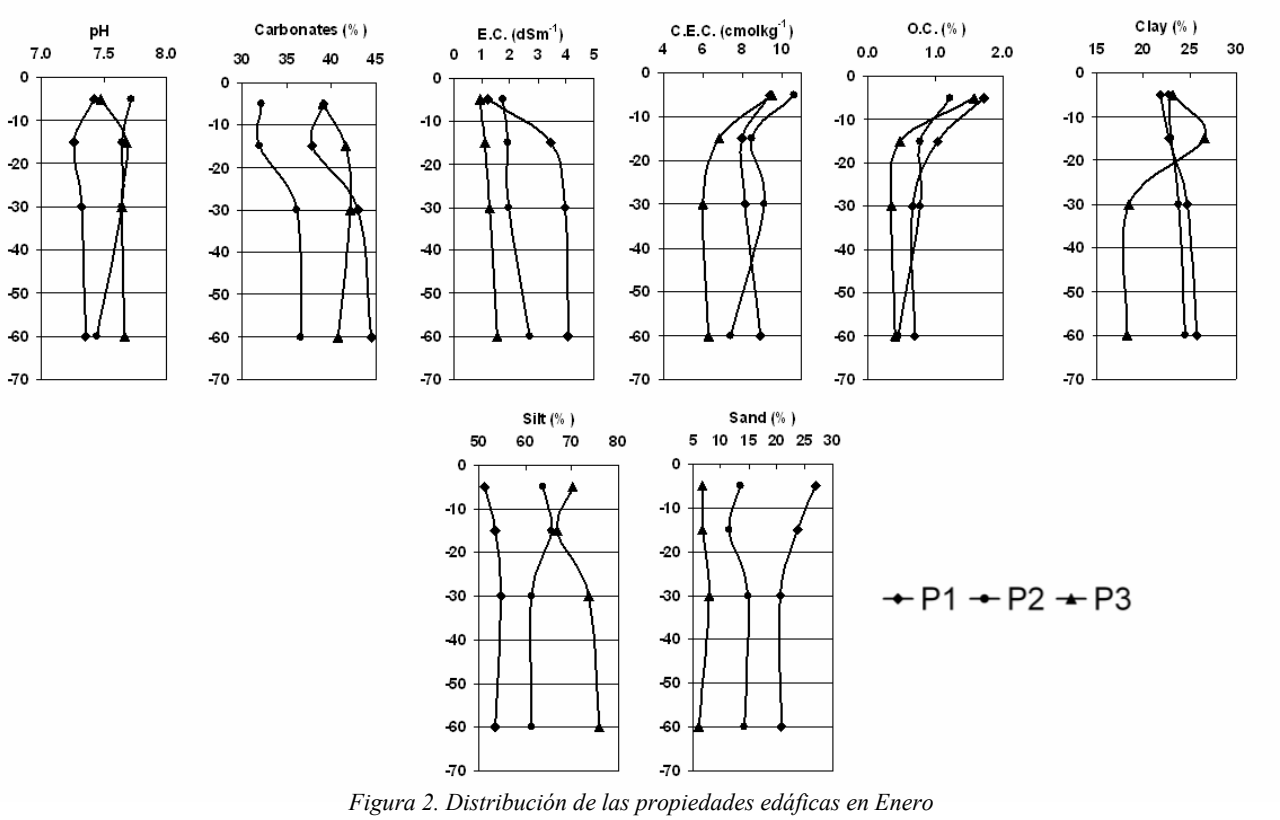


Figura 2. Distribución de las propiedades edáficas en Enero

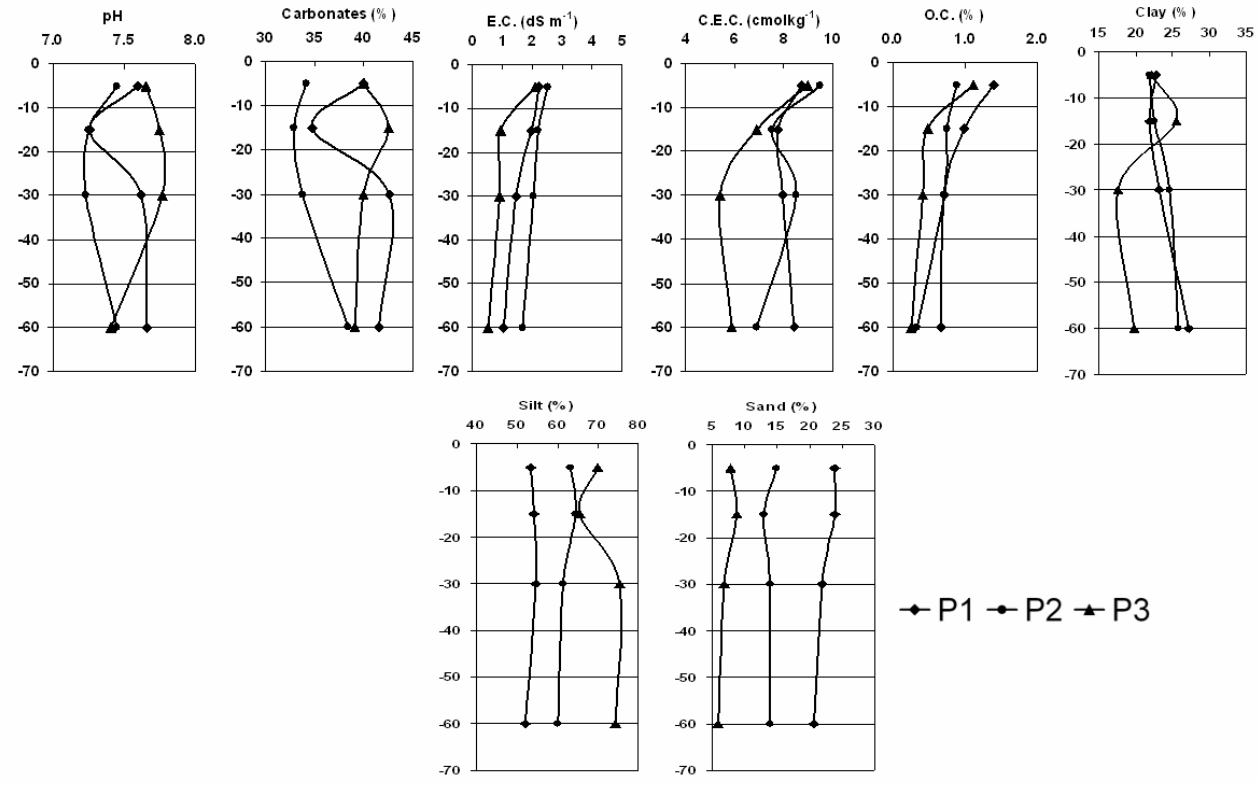


Figura 3. Distribución de las propiedades edáficas en Julio

De forma general, se puede decir que el perfil P3 presenta un contenido en materia orgánica menor que en los perfiles P1 y P2, auque en superficie su valor se encuentra entre los registrados en los perfiles anteriores. Finalmente, se observaron notables diferencias en los contenidos de arena y limo entre los perfiles estudiados, así las muestras tomadas en el perfil P3 fueron menos arenosas y más limosas que en los perfiles P1 y P2; sin embargo el contenido de arcilla fue similar en los tres perfiles. Estos constituyentes de suelo son los principales responsables de la estructura del suelo y, por lo tanto, de su porosidad, lo cual afecta de forma determinante la movilidad de las sales.

4.2. Movilidad de las sales en los suelos estudiados

La figuras 4 y 5 presentan la distribución vertical de las concentraciones de los diferentes cationes y aniones implicados en el proceso de salinización del área de estudio para enero y julio, respectivamente.

En primer lugar se ha de destacar que la zona agrícola objeto de este estudio, se encuentra ligeramente deprimida respecto al resto de suelos de la zona, debido a que se encuentra en la depresión que ha originado el Río Segura en su curso, siendo los suelos clasificados como Fluvisoles calcáricos. De igual modo, es importante resaltar que la parte más deprimida corresponde con la zona este, donde se localiza el perfil P3. Esta topografía, ligeramente deprimida, ha favorecido la acumulación de sales tanto por arrastre con las aguas de escorrentía procedente de zonas más elevadas en periodos de lluvia como por el uso de agua de riego de mala calidad (Zheng et al., 2009). Una vez las sales se encuentran en los suelos, en los periodos de sequía se produce su movilización por acción capilar arrastrados con el agua hasta la parte superior del perfil, precipitando en la superficie del suelo.

Tal y como muestran las figuras 4 y 5, este proceso se puede observar claramente en la mayor parte de los aniones y cationes estudiados, a excepción de los nitratos. Donde las concentraciones fueron mayores en superficie en julio, mientras que en enero las mayores concentraciones se registran en profundidad, confirmando el marcado efecto estacional en el movimiento de las sales en la zona de estudio, debido a las ya mencionadas fuerzas de capilaridad. En el caso de los nitratos, posiblemente en ambos periodos de muestreo se han producido aplicaciones de fertilizantes que contenían este anión, lo que ha propiciado su presencia en mayor concentración en superficie para ambos periodos de muestreo.

Profundizando en cada uno de los perfiles muestreados, se ha de notar que en el perfil P1, los aniones mostraron mayores concentraciones en profundidad en enero que en superficie en julio. Esto sugiere que entre ambos periodos de muestreo las sales alcanzaron profundidades superiores a 60 cm, desde donde no pudieron ascender a la superficie por capilaridad en la estación seca. Este efecto es potenciado por el hecho de que el perfil 1 contiene los mayores porcentajes de arena de los perfiles estudiados (Figure 2 y 3), esto produce una mayor macroporosidad en el suelo impidiendo el ascenso capilar del agua y, por lo tanto, de las sales disueltas en ella. Por el contrario, los perfiles 2 y 3 (P2 y P3) mostraron concentraciones similares de los iones tanto en profundidad en enero como en superficie en julio, mostrando que en estos dos perfiles las fuerzas de capilaridad fueron capaces de mover los iones disueltos en el agua del suelo hasta capas superficiales del mismo en el periodo de sequía.

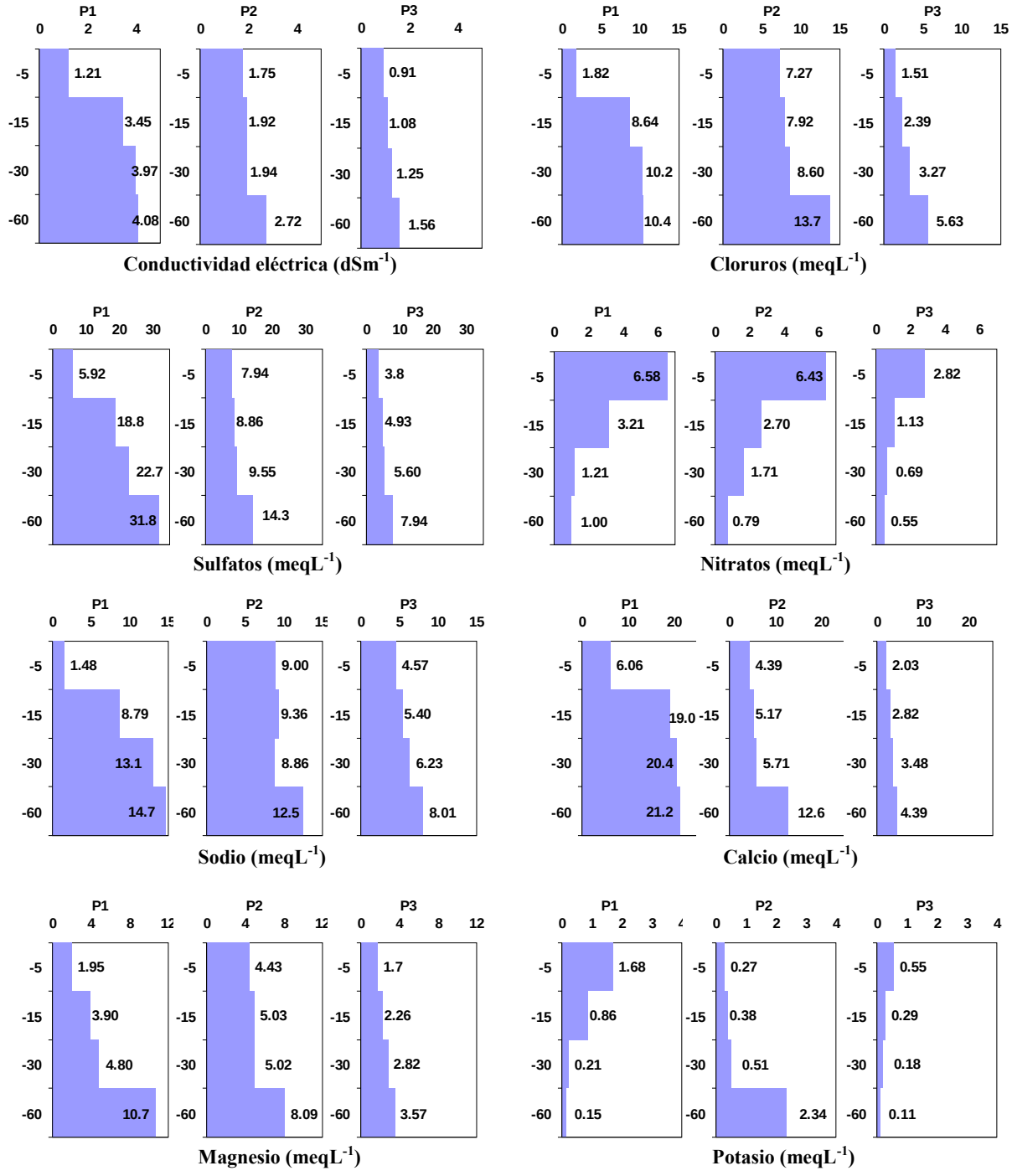


Figura 4. Distribución de aniones y cationes en Enero

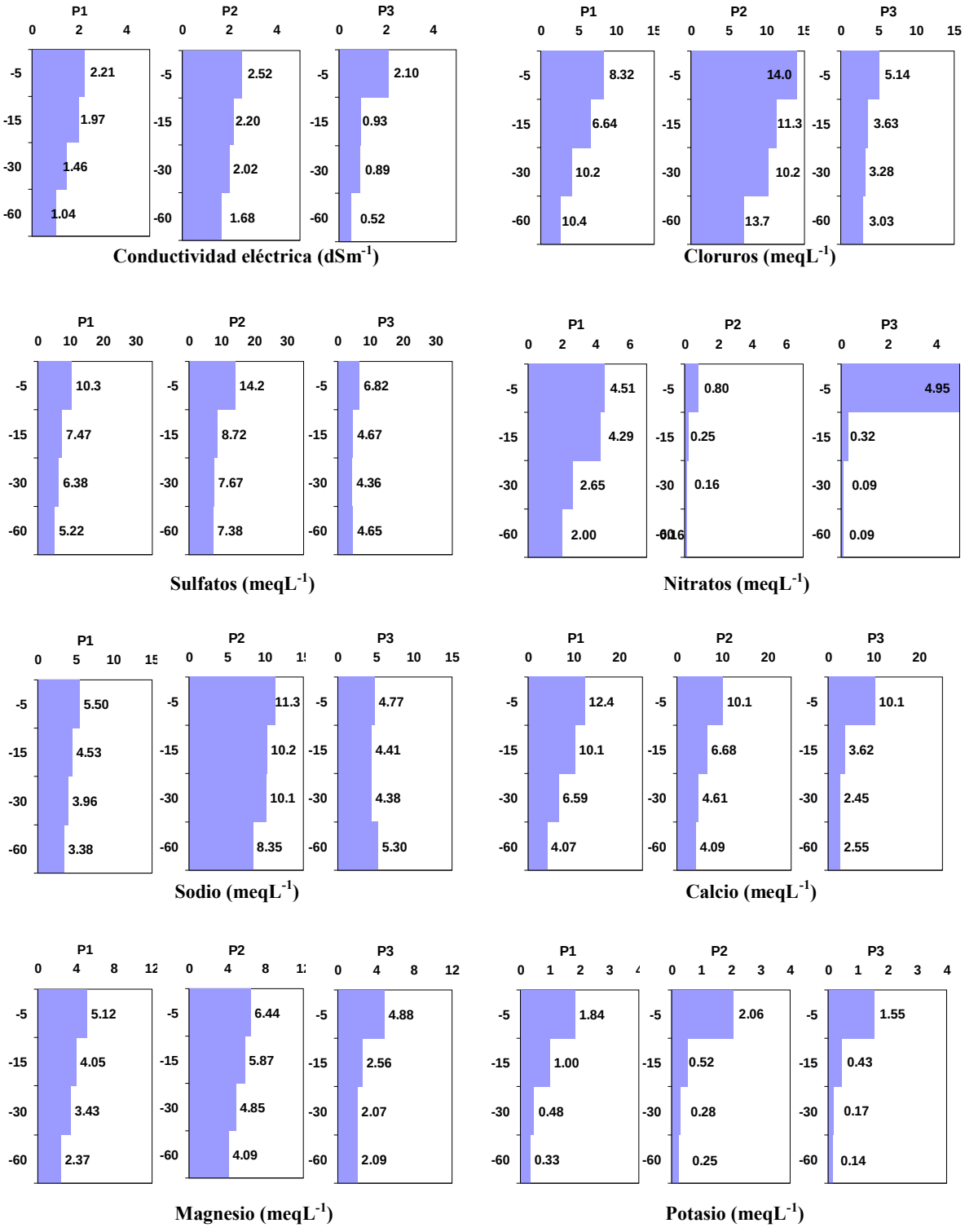


Figura 5. Distribución de aniones y cationes en Julio

5. Conclusiones

Los resultados mostraron que los pHs de los tres perfiles a todas las profundidades y para los dos periodos de muestreo fueron neutros, debido al alto contenidos de carbonatos. La C.I.C. decrecía con la profundidad asociada al contenido en C.O. en las dos estaciones y para los tres perfiles. Por su parte, la C.E. y todos los cationes y aniones, a excepción del los nitratos, se comportaban de forma similar, aunque con diferente intensidad. En enero las concentraciones aumentaban con la profundidad mientras que en julio el efecto era inverso, disminuyendo con la misma, mostrando así el marcado movimiento estacional de las sales en la zona de estudio.

Por lo tanto, dependiendo de la profundidad del sistema radical los efectos sobre el cultivo podrían variar en función de la estación; si el sistema radical es superficial se deberían lavar las sales en verano y si fuera profundo esta actuación se debería realizar en invierno lo que evitaría reducciones en la productividad.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Fundación Séneca de la Comunidad Autónoma de Murcia la financiación de este trabajo.

7. Bibliografía

AMEZKETA, E., 2006. An integrated methodology for assessing soil salinization, a pre-condition for land desertification. Journal of Arid Environments 67, 594–606.

CHAPMAN, H.D., 1965. Cation Exchange Capacity. In C. A. Black (ed). Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 891-900.

DARWISH, T., ATALLAH, T., EL-KHATIB, M., HAJHASAN, S., 2002. Impact of irrigation and fertilization on NO3 leaching and soil-ground water contamination in Lebanon. In: Proceedings of the Transactions 17thWorld Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand, 13–21 August 2002, pp. 406.1-406.11.

European Commission, 2002. Towards a strategy for soil protection. COM (2002) 179 final. Brussels, 39 pp.

European Commission, 2003. Extent, causes, pressures, strategies and actions that should be adopted to prevent and to combat salinization and sodification in Europe. Directorate General Environment, Directorate B, Erosion Working Group (Task 5; Topic: Salinization and Sodification). Draft report, July 31, 2003. 10 pp.

FAO-ISRIC, 2006. Guidelines for Soil Description. 4th edition (revised). F.A.O. Roma, 97pp.

PEECH, M., 1965. Hidrogen-ion activity. In C.A. Black (ed.). Methods or Soil Analisis. American Society of Agronomy.

PEREZ-SIRVENT, C., MARTINEZ-SANCHEZ, M.J., VIDAL, J., SANCHEZ, A., 2003. The role of low-quality irrigation water in the desertification of semi-arid zones in Murcia, SE Spain. Geoderma 113, 109– 125.

Soil Survey Staff, 2004. Soil survey laboratory methods manual. Version No. 4.0. USDA NRCS. Soil Survey Investigations Report No. 42. U.S. Govt. Print. Office,Washington, DC.

UNEP, United Nations Environment Program, 1991. Status of desertification and implementation of the United Nations Plans of action to combat desertification. UNEP, Nairobi.

YAALON, D., 1997. Soils in the Mediterranean region: what makes them different?. Catena 28, 157-169.

ZHENG, S., HU J., CHEN, K., YAO, J., YU, Z., LIN, X., 2009. Soil microbial activity measured by microcalorimetry in response to long-term fertilization regimes and available phosphorous on heat evolution. Soil Biology & Biochemistry 41, 2094-2099.

ZWIKEL, S., LAVEE, H., PARIENTE, S., 2007. Temporal evolution of salts in Mediterranean soils transect under different climatic conditions. Catena 70, 282-295.

Aplicación de modelos de erosión en el centro de la Península Ibérica: incorporación y evaluación de nuevos parámetros con influencia en las pérdidas de suelo.

ARÉVALO ILLANA, D.[1], BIENES ALLAS, R.[1,2], RUIZ COLMENERO, M.[1]

1 Dpto. Investigación Agroambiental, IMIDRA. Finca Experimental "El Encín". Ctra. A-2 Km 38.2, 28800 Alcalá de Henares, Madrid (España).
2 Departamento de Geología. Universidad de Alcalá de Henares 28800 Madrid (España). ramon.bienes@madrid.org

Resumen
Los modelos de predicción de la erosión son herramientas útiles para evaluar el impacto de las prácticas de uso de la tierra sobre el suelo y el agua, y son utilizadas por las autoridades de protección del medio ambiente para el establecimiento de directrices. Este estudio examina la aplicación de tres modelos de erosión de diferente complejidad para predecir la erosión del suelo de una pequeña cuenca situada en el centro de la Península Ibérica, bajo clima mediterráneo semiárido. Los modelos aplicados son: la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE), la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) y una adaptación que hemos realizado del modelo USLE, y que hemos denominado AUSLE, que recoja características edáficas no contempladas en el modelo original. El valor medio de erosión a nivel de cuenca obtenido por el modelo AUSLE no presenta diferencias significativas con respecto al valor obtenido con RUSLE 1.06c, mientras el valor calculado a través de la USLE presenta una sobreestimación con respecto a los anteriores modelos. El modelo AUSLE permite obtener de un modo sencillo valores semejantes a los de modelos más complejos, por lo que resulta interesante para su aplicación en planes de conservación.

Palabras clave
RUSLE, USLE, erosión, pérdida de suelo, España.

1. Introducción

La erosión del suelo por el agua constituye uno de los problemas ambientales más importantes, en gran parte debido a los cambios en el uso de la tierra agrícola y la gestión (de la Rosa et al, 1999), con gran repercusión sobre la producción de biomasa, la calidad de las aguas superficiales y el impacto sobre el paisaje (Omuto & Vargas, 2009). Es uno de los procesos de degradación más importantes de la tierra de la cuenca mediterránea (Martínez-Casasnovas & Sánchez-Bosch, 2000), caracterizada por fuertes variaciones temporales en la intensidad y volumen de la lluvia, en la cubierta de la vegetación a lo largo del año y en la humedad del suelo. Estos factores juegan un papel clave sobre la erosión (López-Vicente et al, 2007).

La erosión hídrica puede ser estimada usando modelos empíricos tales como USLE/RUSLE (Renard et al., 1997) ó basada en procesos físicos como el modelo WEPP (Lane and Nearing, 1989), sin embargo, estos modelos requieren datos detallados y una cuidadosa calibración de forma que las predicciones sean fiables (Hammad et al., 2005). La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) establecida por (Wischmeier & Smith (1978), ha sido ampliamente utilizada en muy diferentes escalas espaciales (Mati and Veihe, 2001; Bienes et al, 2001; Schaub and Prasuhn, 1998, Verstraeten *et al.*, 2002; Morse et al., 2004), e incluso partes de este modelo han sido incorporadas a otros modelos posteriores tales como CREAMS, AGNPS, SWAT or ANSWERS (Strauss & Klaghofer, 2004). La simplicidad de este modelo y el número relativamente pequeño de parámetros han sido las

claves de la gran difusión y empleo de que ha sido objeto la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) por todos los expertos en materia de erosión (Chaves, 1992). Al igual que con cualquier modelo empírico, la aplicación a nuevas regiones requiere de una calibración antes de que los resultados obtenidos puedan ser utilizados como apoyo a la toma de decisiones (Cohen et al, 2005). El carácter paramétrico de esta ecuación la hace que sea de muy fácil aplicación para un SIG, motivo por el cual mucha de la cartografía elaborada sobre riesgos de erosión en España se basa en este modelo (Gallego et al, 2002, Bodoque et al, 2001). Esta representación permite además la creación de mapas de riesgo de erosión para el planteamiento de medidas preventivas (Rodríguez et al, 2004).

Hay trabajos como el de Bagarello & Ferro (2004) que afirman que la USLE es útil para predecir la pérdida media de suelo a escala de parcela en áreas mediterráneas o el realizado por Bodoque et al (2001) en el que comprobaron que la pérdida de suelo estimada por la USLE para una cuenca vertiente de un embalse se correspondía con la medida directa del volumen de aterramiento del embalse calculado por comparación de batimetrías. Sin embargo, son mayoría los autores que han detectado una sobreestimación de la pérdida de suelo al aplicar la USLE (Croke & Nethery, 2006; Kinnel, 2005; Risse et al, 1993; Tiwari et al, 2000). Fox & Bryan (1999) observaron que la USLE sobrestima el efecto del gradiente de la pendiente cuando se trata de pendiente bajas y cuestas cortas. Esta sobreestimación de la pérdida de suelo es especialmente importante cuando el suelo presenta una alta capacidad para infiltrar el agua de lluvia, disminuyendo esta sobrestimación conforme disminuye la infiltración y el suelo es capaz de generar escorrentías crecientes (Kinnell, 2003).

Otra de las observaciones que se han realizado a la USLE es que no contempla la pedregosidad superficial ni la rugosidad del terreno (Foster R. et al, 2003). La pedregosidad, al proteger el suelo del impacto de la gota de lluvia, protege a los agregados del suelo y por tanto atenúa la intensidad de los procesos erosivos (Toy et al, 1998). Respecto a la rugosidad, va a incidir sobre la velocidad del flujo superficial, incrementándola o disminuyéndola, y en consecuencia, afecta a la infiltración y volumen de escorrentía que circula sobre la superficie del suelo (Vidal & Taboada, 1999).

Roldan & Gómez (2006) compararon los resultados obtenidos de aplicar los métodos RUSLE y USLE, encontrando que el primero de ellos presenta, por lo general, valores menores, y más ajustados, de los factores participantes. No obstante, Carmona et al (2004) demostraron que cuando se aplica la USLE a lluvias con $I30 \geq 57$ $mm.h^{-1}$, el factor R se correlacionaba muy significativamente con las pérdidas de suelo ($R2 = 0.82$). Sin embargo, cuando las pérdidas de suelo por erosión son bajas, tanto la RUSLE como la USLE, arrojan tasas de erosión por exceso (Kinnell, 2003) y por otro lado subestiman las pérdidas grandes de erosión (Kinnell, 2007). Klik & Zartl (2001) observaron que la RUSLE sobreestimaba la pérdida media de suelo a largo plazo entre un 86 y un 148 %.

Partiendo de la base de que ninguno de los modelos existentes refleja con precisión la naturaleza y el alcance de la redistribución de sedimentos, sí podemos afirmar que unos modelos son más precisos que otros para predecir las tasas de erosión. Esta redistribución de los sedimentos debe ser considerado parte integrante de la reconversión y el perfeccionamiento de los futuros modelos (Croke & Nethery, 2006).

El modelo RUSLE incorpora un mayor número de variables que el modelo USLE. Un ejemplo es el valor máximo de E.I en los últimos 10 años, el cual normalmente no está disponible y hay que recurrir a estimar el factor R en función de ecuaciones de regresión,

establecidas para otras localidades, que correlacionan el valor medio de R con la precipitación de cada zona, dato éste del que es fácil de disponer (Renard & Freimund, 1994; Shamshad et al, 2008). Sin embargo, este gran número de variables e información previa que exige el modelo RUSLE es a su vez su punto más débil, ya que con frecuencia no se dispone de los datos necesarios para alimentar al modelo informático, con lo que llega a ser inaplicable. Ambos modelos, USLE y RUSLE, han sido desarrollados para condiciones en que la escorrentía se produce de manera uniforme a lo largo de la ladera (Kinnell, 2007), lo que no sucede cuando tenemos una cobertura de la vegetación en la que hay islotes densos alternando con claros, es decir, alternando superficies en las que la escorrentía que se genera es baja con otras en las que la escorrentía se genera más fácilmente. Este es el caso del matorral mediterráneo propio de zonas semiáridas y que ocupa gran parte de nuestra zona de estudio.

Las estimaciones de las tasas de erosión para diferentes condiciones edafoclimáticas aplicando modelos convencionales como USLE y RUSLE, son costosos y consumen mucho tiempo (Casanova et al, 2003), especialmente el segundo, por lo que a pesar de considerársele más preciso, con frecuencia no se recurre a él. En España, si bien algunos autores han aplicado el modelo RUSLE a pequeñas cuencas (Roldan & Gómez, 2006; Montoya et al, 2005), son infrecuentes este tipo de estudios. Así pues, hace falta disponer de una herramienta que aúne la facilidad de aplicación de la USLE con la mayor precisión de la RUSLE.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es aplicar una comparación entre los modelos USLE y RUSLE, así como una adaptación de la USLE (AUSLE) al entorno mediterráneo. Para la aplicación de estos modelos y su comparación, se ha recurrido a realizar una cartografía de pérdida de suelo en una pequeña cuenca.

3. Metodología

La cuenca del Ompólveda es una pequeña cuenca semiárida, de unas 8.000 has de superficie, situada en la provincia de Guadalajara, en el centro de la Península Ibérica. Vierte sus aguas al dique de Pareja, estructura creada para paliar la banda árida que presenta el embalse de Entrepeñas. Esta cuenca presenta un clima templado cálido con una temperatura media anual de 12,5ºC (periodo1948-1969). El régimen pluviométrico se caracteriza por una precipitación media de 630mm con una ETP (***Thornthwaite***) de 724mm (Elías Castillo et al, 1977), ambas moderadas con respecto al conjunto de la Península Ibérica (MMA, 2000), con un período de déficit hídrico en los meses de verano. La red fluvial constituida por el río Ompólveda y su afluente el río Valdetrigos, secciona el páramo y se encaja en los materiales terciarios, dando lugar a una cuenca con fuertes pendientes.

La cuenca presenta una geomorfología abrupta, que condiciona el grado de desarrollo de sus suelos. En el páramo encontramos formaciones de terra rossa. Estos suelos presentan un perfil A/Bt/R (*Haploxeralf lítico* y *típico*) encontrándose dedicados al cereal de secano. En las laderas, sobre margas yesosas blancas y calizas alternantes, predominan los perfiles tipo A/C (*Xerorthent típo* y *lítico*), con bajo contenido en materia orgánica y alto contenido en materiales carbonatados y, en menor proporción, suelos con perfil A/B/Ck (*Calcixerept típico*) con presencia de carbonato cálcico y pobres en humus. Por último, en los aluviales de fondo de valle encontramos el *Xerofluvent típico*.

La región de estudio presenta un alto grado de degradación como consecuencia de las prácticas agrícolas llevadas a cabo en aquellos terrenos con menor pendiente y que quedaron abandonadas y ocupadas por formaciones de matorral con predominio de romero, tomillo, aliaga y espliego. Junto a estas formaciones de matorral existen manchas de bosque de encinar y de repoblaciones de pinar realizadas para reducir el impacto de la erosión de suelos de la cuenca.

Para llevar a cabo la comparación de los tres métodos de cálculo tenidos en cuenta (USLE; RUSLE y AUSLE), se han considerado un total de 266 unidades cartográficas en las que se han recopilado los datos de los parámetros y subparámetros incluidos en cada ecuación. La adaptación de la USLE que hemos aplicado viene determinada por:

$$AUSLE = USLE \times (1- Pd) / R$$

en donde:

Pd = pedregosidad expresada en tanto por uno de suelo cubierto por gravas, guijarros o fragmentos de roca situados en la superficie.

R = rugosidad superficial determinada como la relación entre el recorrido que haría una gota de agua entre dos puntos a lo largo de la ladera y la distancia en línea recta entre esos dos puntos.

Dada la ausencia de pluviógrafos o estaciones meteorológicas automáticas que permitieran la determinación de la energía cinética de las lluvias, se ha recurrido al modelo establecido por ICONA-INTECSA (1988) que arroja un valor de la agresividad de la lluvia (factor R) de 75 $hJ \cdot cm \cdot m^{-2} \cdot h^{-1} \cdot año^{-1}$, el cual se ha aplicado para toda la cuenca.

La estimación del factor C se ha elaborado mediante determinación en campo de los tres subfactores (CI, CII y CIII) que lo componen (Wishmeier, 1978). Las medidas se obtuvieron con el uso de cuadrats de muestreo de 25 x $25cm^2$ y 50 x $50cm^2$.

Las determinaciones de las coberturas vegetales se realizaron en cinco momentos correspondientes a los meses de octubre de 2007 y febrero, marzo, mayo y julio de 2008, estimándose un valor medio ponderando para considerar la variación estacional de la vegetación en la zona. Estos periodos de cobertura atienden a las condiciones meteorológicas del año 2007-2008, que se caracterizan por la escasez de lluvias durante los meses de otoño e invierno, provocando incluso la caída de las hojas de las encinas de la zona de estudio.

Para el cálculo del factor K se elaboró un mapa de suelos teniendo en cuenta las características litológicas y geomorfológicas de las diferentes unidades geológicas presentes en la cuenca, dada la falta de información sobre suelos a una escala superior a 1:250.000, tomándose muestras de suelo y analizandolas posteriormente.

La textura se ha determinado mediante con densímetro de Boyoucos y la materia orgánica mediante el método de oxidación por dicromato potásico. La estructura y permeabilidad se precisaron mediante observaciones de campo. El contenido de arena fina se estimó indirectamente a partir del diagrama semilogarítmico elaborado por el USDA.

El factor LS se obtuvo de la elaboración un modelo digital del terreno tomando la topografía SRTM, estableciéndose un valor único de L = 90 m que se corresponde con tamaño de pixel del MDT empleado, dada la dificultad para calcular este parámetro en una cuenca a pesar de la posible sobreestimación que puede causar esta simplificación (Alex et al., 2000).

Para el factor P se han tomado los datos tabulados por Wishmeier et al (1978), modificándolo para tener en cuenta la alteración de las terrazas y por tanto la perdida de efectividad de las mismas en el control de la erosión.

La pedregosidad se determinó en campo mediante el empleo de cuadrats semejantes a los empleados para la vegetación, y para la determinación de la rugosidad se recurrió al empleo una cadena fina que se ajustó al microrrelieve del terreno, hallando la relación entre esta distancia entre dos puntos y la determinada en línea recta entre esos mismos puntos. Este factor puede reducir considerablemente las pérdidas de suelo, especialmente en zonas de precipitación media o baja (Vidal & Paz, 2003).

Para la RUSLE se ha utilizado el programa RUSLE 1.06c. En este programa se amplía el número de parámetros a tener en cuenta lo que precisa el valor resultante. En la determinación del valor de R a aplicar en la RUSLE, se incluyen los valores de temperatura, precipitación y nº días de heladas de las estaciones meteorológicas próximas a la cuenca (observatorios de La Solana y Entrepeñas). Además se considera el valor de la R máxima en 10 años. Este valor ha sido determinado a partir de los datos de una estación meteorológica automática situada junto a unas parcelas experimentales de control de la erosión situadas en Albaladejito (Cuenca), a 68km de la zona de estudio, y que han arrojado un R máximo de 209,976 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$.

Para el factor K, la RUSLE exige incluir datos de años de consolidación y grupo hidrológico, lo cuales se han determinado a partir de observaciones de campo. En el factor LS se incluye el uso de suelo predominante, a partir de las observaciones de campo.

Para el factor C se hubo de determinar la biomasa radicular en superficie, obtenida a partir de muestras tomadas en campo correspondientes al espesor 0-10 cm.

Se incluyeron datos de rugosidad entendida como la medida de microelevación del suelo (Toy et al 1998), así como otros valores como número de años desde la última actuación, y la efectividad de la cobertura sobre el control de la erosión determinadas según los indicadores influyentes en ellas (Toy et al 1998).

Para la RUSLE se ha utilizado el mismo valor de P que en el caso de la USLE.

Tras la obtención de los datos de pérdidas de suelo, se ha determinado la vulnerabilidad de los suelos a la erosión o el riesgo de su degradación. Para ello se ha considerado el concepto de profundidad útil o efectiva del suelo (Bienes et al, 2001). Se clasificaron los suelos en tres clases. La clase I incluye suelos con un espesor útil inferior a 50cm, la clase II engloba los suelos que tienen una profundidad útil de 51 a 100cm y la clase III corresponde a aquellos suelos que tienen más de 100cm de profundidad útil de suelo. Dado que no hay un mapa de suelos de la cuenca, el espesor de suelo se ha estimado considerando los factores litología, geomorfología y pendiente.

Se ha elaborado una cartografía de las pérdidas de suelo y de riesgo de erosión con los programas IDRISI 3.2 y ANDES, así como el programa ARCVIEW 9.2 para el diseño de los mapas.

Para el tratamiento estadístico de los datos se ha recurrido al empleo del programa Statistica 6.0. Dado que las pérdidas de suelo estimadas por los diferentes métodos presentan distribuciones no normales, y las transformaciones de log (1+x) no han evitado este aspecto, se ha tenido que recurrir el análisis no paramétrico de Kolmogorov-Smirnov para cada par de métodos, como alternativa al análisis de la varianza. Se ha matizado la comparación de los resultados de los tres métodos por grupos de vegetación y por intervalos de pendiente, por considerarlos dos de los factores más influyentes en las tasas de erosión.

4. Resultados

Los valores medios de las pérdidas de suelo estimadas por cada modelo aplicado a la cuenca del Ompólveda y las diferencias estadísticas entre los modelos se pueden observar en la tabla 2.

Tabla 2: Tasas de erosión medias de la cuenca del río Ompólveda estimadas por cada uno de los modelos ensayados. Test de Kolmogorov-Smirnov (letras distintas indican diferencias significativas para p<0.01.)

Método	**Pérdida media de suelo ($T.ha^{-1}·año^{-1}$)**		**N**	**Desviación estándar**
AUSLE	9,28	a	266	13,53
RUSLE	10,28	a	266	16,62
USLE	17,06	b	266	26,56

El mapa de riesgo de erosión obtenido aplicando la AUSLE muestra que la cuenca presenta un riesgo grave en laderas de pendientes comprendidas entre el 8 y 25% con presencia de matorral disperso y olivar cultivado. Ambos grupos de vegetación se caracterizan por tener un bajo porcentaje de cobertura en superficie.

Las áreas de riesgo muy grave se localizan en laderas con pendientes superiores al 25 % en las que, como en el caso anterior, existe un predominio de matorral disperso y olivar abandonado con poco matorral. Estos resultados indican la importancia de la vegetación en el control de la erosión.

La figura 1 muestra las pérdidas de suelo estimadas por el modelo AUSLE y la figura 2 representa el riesgo de erosión obtenido al considerar los diferentes espesores de suelo útil.

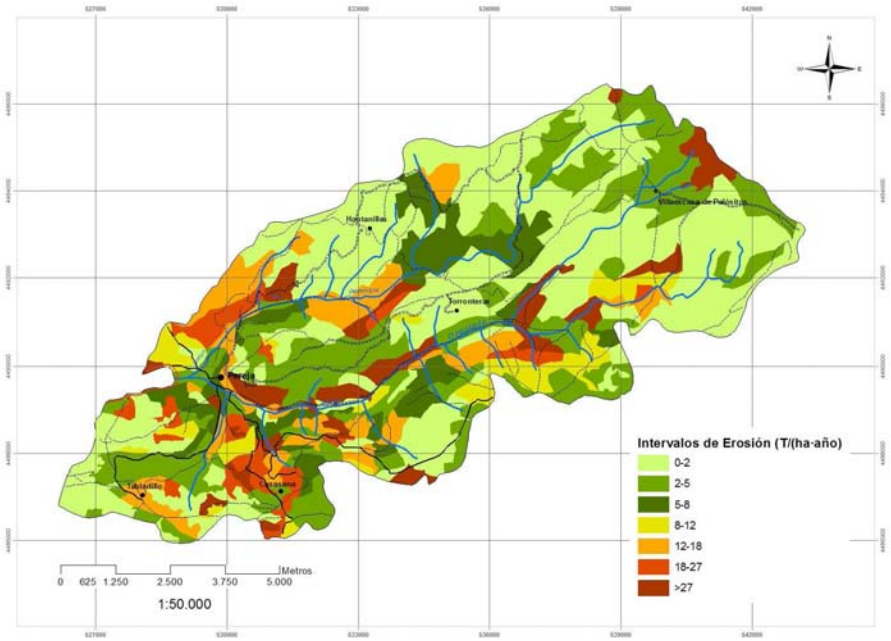


Figura 1: Mapa de pérdidas de suelo de la cuenca del río Ompólveda (Guadalajara) obtenido aplicando el modelo AUSLE

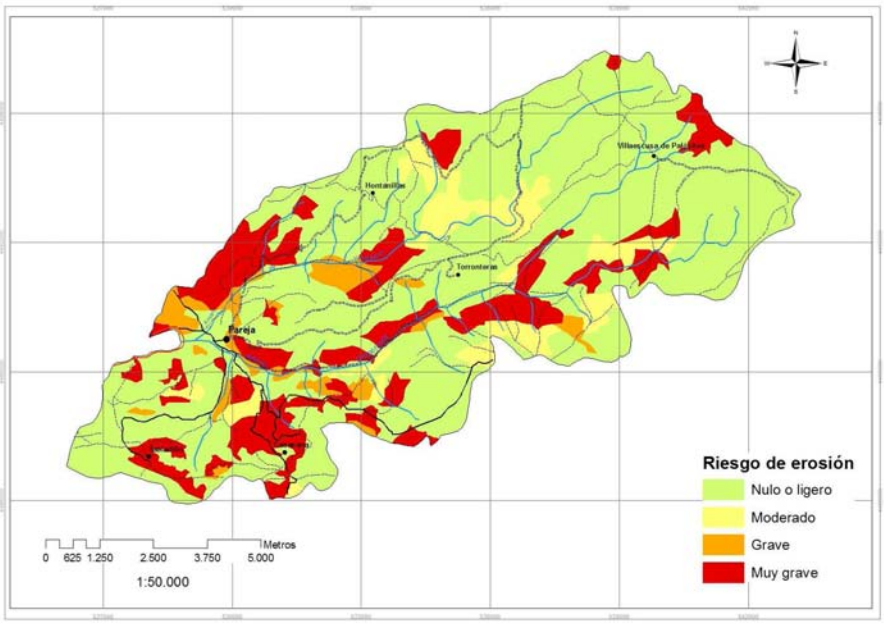


Figura 2: Mapa de riesgo de erosión de la cuenca del río Ompólveda (Guadalajara) obtenido aplicando el modelo AUSLE.

Se ha realizado un análisis específico de la tasa de erosión en función del tipo de cubierta vegetal y de las pendientes, observando la variabilidad de los tres modelos ensayados.

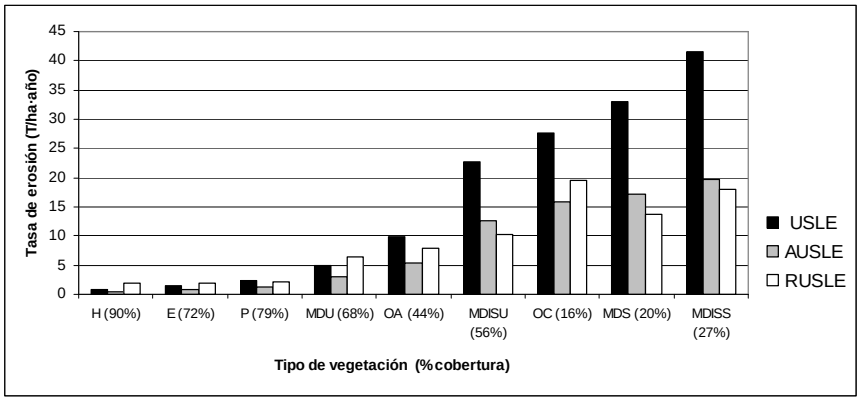


Figura 3. Tasas de erosión estimadas por cada uno de los modelos aplicados y para cada tipo de vegetación .H: herbáceas, E: encinar, P: pinar, MDU: matorral denso umbría, OA: olivar abandonado, MDISU: matorral disperso umbría, OC: olivar cultivado, MDS: matorral denso solana, MDISS: matorral disperso solana.

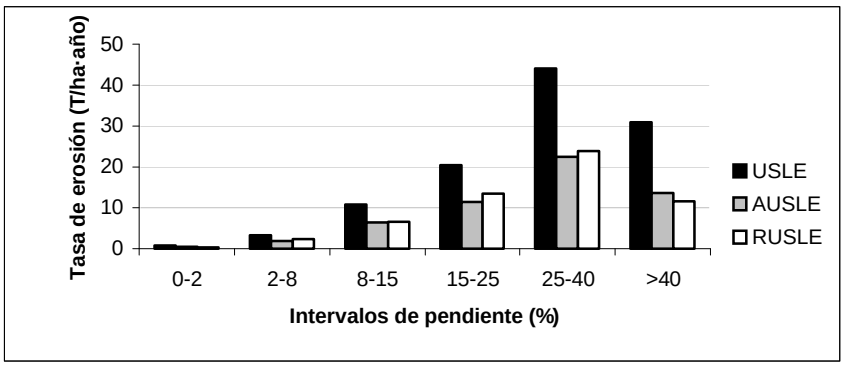


Figura 4. Tasas de erosión estimada por cada uno de los modelos aplicados y para cada uno de los intervalos de pendiente considerados.

5. Discusión

Los resultados obtenidos muestran que, a nivel de cuenca, la tasa de erosión media obtenida aplicando la AUSLE no presenta diferencias significativas con el valor obtenido a partir del modelo RUSLE 1.06c. Por otro lado ambos valores sí difieren significativamente del valor obtenido por la USLE, el cual arroja una tasa de erosión media para la cuenca estudiada muy superior, del orden del 85%. Esta sobreestimación de la USLE obliga a desarrollar modelos locales de fácil aplicación y rápida obtención para la toma de decisiones, como se ha realizado en trabajos anteriores (Fuentes et al, 2001). En este trabajo, la inclusión de dos factores nuevos ha aportado un valor semejante a RUSLE, y por tanto estimamos que fiable a nivel de cuenca, con la ventaja de no exigir un número tan alto de datos como sucede con la RUSLE.

La cuenca estudiada se ha subdividido en 266 unidades cartográficas definidas en función del tipo de suelo, vegetación, pendiente y longitud de ladera. Los datos cuantitativos de pérdida de suelo deben ser considerados con precaución, debido a la alta variabilidad de los datos que presentan a nivel de unidad cartográfica. Los valores arrojados por cada modelo a nivel de unidad cartográfica son muy diferentes, habiendo diferencias notables entre la USLE y la RUSLE 1.06c. Éste último modelo incluye nuevos subfactores y algoritmos que ha permitido extender la aplicación de la RUSLE a terrenos no labrados y además considera aspectos que influyen en la erosión, como la rugosidad superficial, la biomasa contenida en los primeros 10 cm de suelo y la presencia de piedras. Todos estos factores reducen las fuerzas erosivas de la escorrentía, aumentando la resistencia interna del suelo al desprendimiento de partículas (Foster et al. 2003). Además existe una interacción entre los

subfactores a través de algoritmos incluidos en el programa RUSLE 1.06c, lo que explica la variabilidad de los datos obtenidos con respecto a la USLE (Toy et al, 1998) y su versión adaptada (AUSLE). En la aplicación de la AUSLE, la precisión a nivel de unidad cartográfica puede verse reducida pero permite una estimación a nivel de cuenca semejante a modelos más precisos, pero con la ventaja de una más fácil aplicación al requerir menor número de datos para ello. Esta mayor facilidad de aplicación la convierte en herramienta efectiva para la creación de planes de conservación (Foster et al. 2003). Los datos utilizados vienen de medidas directas en campo lo que aumenta la robustez del método empleado. No obstante la precisión de los datos calculados debe ser contrastada con la obtención de datos experimentales de pérdida de suelo que permitan una comparación de los valores estimados por los modelos y los reales.

Cuando analizamos las pérdidas de suelo en función de los diferentes tipos de vegetación (Fig. 3), encontramos que los valores de pérdida de suelo obtenidos al aplicar la USLE son un 70% más elevados que los valores obtenidos al aplicar la AUSLE a la zona de estudio, y un 90% mayores que los obtenidos a través de la ecuación RUSLE 1.06c. En las unidades cartográficas con tasas más elevadas de erosión, los valores estimados con la USLE son más de dos veces superiores a los valores obtenidos por los otros dos modelos.

El análisis de las tasas de erosión para cada uno de los intervalos de pendiente considerados (Fig. 4), muestra que los valores más altos de erosión los presentan las pendientes por encima del 25 y 40%. Las diferencias entre los modelos son más acusadas en aquellas unidades cartográficas en las que las tasas de erosión son más altas, frente a aquellas zonas en las que las tasas de erosión son más bajas arrojando los tres modelos valores más semejantes.

6. Conclusiones

Los valores obtenidos por la versión adaptada en este trabajo (AUSLE) muestran un valor medio de pérdida de suelo de la cuenca similar al obtenido con el modelo RUSLE 1.06c.

La estimación de la erosión por la ecuación adaptada a la zona de estudio permite la obtención de tasas de erosión de manera rápida y eficaz, permitiendo la puesta en marcha de medidas y planes de conservación a tiempo.

Las tasas obtenidas con la USLE son, de promedio, un 84% superiores a las tasas obtenidas con los demás modelos.

7. Agradecimientos

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de una beca de tecnólogo del Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA).

8. Bibliografía

ALEX, G., BARRIOS, R. (2000). Distribución espacial del factor LS (RUSLE) usando procedimientos SIG compatibles con IDRISI. Aplicación en una microcuenca andina. *Rev. Forest. Venez.* 44(1) p 57-64.

BAGARELLO, V. AND FERRO, V. 2004. Plot-scale measurement of soil erosion at the experimental area of Sparacia (southern Italy). *Hydrological Processes*, 18(1): 141-157.

BIENES, R.; PÉREZ, R. Y DOMÍNGUEZ, M.A. 2001. Mapa de degradación de los suelos de la Comunidad de Madrid (incluye CD ROM con los mapas digitalizados). Consejería de Medio Ambiente-Comunidad de Madrid.121pp. Madrid

BODOQUE, J.M., PEDRAZA, J., MARTÍN-DUQUE, J.F., SANZ, M.A., CARRASCO, R.M., DÍEZ, A. AND MATTERA, M. 2001. Evaluación de la degradación específica en la cuenca vertiente al embalse de Puente Alta (Segovia) mediante métodos de estimación directos e indirectos. *Cuaternario y Geomorfología*, 15(3-4): 21-36.

CARMONA G.,P. , OBANDO-MONCAYO, F.H. AND ISAZA G., J. 2004. Erodibility of an Andisol (Hydric Fulvudands) in the Andean Central Zone of Colombia. ISCO 2004 - 13th International Soil Conservation Organisation Conference – Brisbane, July 2004. *Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions*.

CASANOVA ANDRELLO, A., GUIMARAES, M.F., APPOLONI, C.R. AND DO NASCIMENTO FILHO, V.F. 2003. Use of Cesium-137 Methodology in the Evaluation of Superficial Erosive Processes. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46(3): 307-314.

CHAVES, HML 1992. Global sensitivity analysis of the parameters of the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE). *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*. 15: 3 p. 345-350.

COHEN, M.J., SHEPHERD, K.D. AND WALSH, M.G. 2005. Empirical reformulation of the universal soil loss equation for erosion risk assessment in a tropical watershed. *Geoderma*, 124: 235–252.

CROKE, J. AND NETHERY, M. 2006. Modelling runoff and soil erosion in logged forests: Scope and application of some existing models. *Catena*, 67(1): 35-49.

ELÍAS, F., RUIZ, L. (1977). Agroclimatología de España. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (Ministerio de Agricultura). 268pp.Madrid.

FOSTER, G.R., TOY, T.J., AND RENARD, K.G. 2003. Comparison of the USLE, RUSLE 1.06c, and RUSLE2 for Application to Highly Disturbed Lands. Proceedings of the First Interagency Conference on Research in the Watersheds. 154-160.

FOX, D.M. AND BRYAN, R.B. 1999. The relationship of soil loss by interrill erosion to slope gradient. *Catena*, 38: 211–222.

FUENTES, E.; BONILLA, C.; TRONCOSO; J. (2001). Operaciones forestales y concentración de sedimentos en cauces naturals II: Análisis de sensibilidad y comparación con otros modelos. *Bosque* 22 (2): 25-37.

GALLEGO, F. J.: COBO M.D.; NAVARRETE L J.; VALDERRAMA, J.M.; JIMENEZ, R. 2002. Determinación de riesgos de erosion en la comarca olivarera de Sierra Mágina (Jaén)

mediante técnicas SIG y teledetección. XIV Congreso Internacional de Ingeniería Gráfica. Santander, 2002.

HAMMAD AA, LUNDEKVAM H, BORRESEN T. 2005. Adaptation of RUSLE in the eastern part of the Mediterranean region. *Environmental Management* 34: 829–841.

ICONA-INTECSA (1988) "Agresividad de la lluvia en España. Valores del factor R de la ecuación universal de pérdidas de suelo". ICONA, M.A.P.A.

KINNELL, P.I.A. 2003. Event erosivity factor and errors in erosion predictions by some empirical models. *Australian Journal of Soil Research*, 41: 991-1003.

KINNEL, P.I.A., 2005. Why the Universal Soil Loss Equiation en the revised version of it do not predict event erosion well. *Hydrological Processes* 19, 851-854.

KINNELL, P.I.A. 2007. Runoff dependent erosivity and slope length factors suitable for modelling annual erosion using the Universal Soil Loss Equation. *Hydrological Processes*, 21(20): 2681-2689.

KLIK, A., AND A.S. ZARTL, 2001. Comparison of Soil Erosion Simulations Using WEPP and RUSLE with Field Measurements. Proc. of the International Symposium „Soil Erosion Research for the 21st Century". Honolulu, Hawaii. *American Society of Agricultural Engineers* 350-353.

LANE LJ, NEARING MA. 1989. USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile Model Documentation. NSERL Report No. 2. USDAARS: West Lafayette, I.N.

LÓPEZ-VICENTE, M., NAVAS, A. AND MACHÍN, J. 2007. Identifying erosive periods by using RUSLE factors in mountain fields of the Central Spanish Pyrenees. *Hydrology and Earth System Sciences Discussion*, 4: 2111-2142.

MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J.A. AND SÁNCHEZ-BOSCH, I. 2000. Impact assessment of changes in land use/conservation practices on soil erosion in the Penedès–Anoia vineyard region (NE Spain). *Soil and Tillage Research*, 57(1-2): 101-106.

MATI, B.M. AND VEIHE, A. (2001). Application of the USLE in a savannah environment: comparative experiences from East and West Africa. Singapore. *Journal of Tropical Geography*, 22 (2), 138-155.

Ministerio de Medio Ambiente (MMA) (2000) Libro Blanco del Agua en España. Madrid. 637pp.

MORSE, R., 2004. Quantitative erosion control on highly erodible lands: a selection of tools based on the revised universal soil loss equation. ISCO 2004 - 13th International Soil Conservation Organisation Conference, Brisbane, July 2004. *Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions.* Paper No. 612

MONTOYA, R.D., MONTOYA, L.J. Y ANAYA, J.A. 2005. Evaluación de la producción de sedimentos en la cuenca del río la Miel. *Revista Avances en Recursos Hidráulicos*, 12(12): 119 – 134.

OMUTO, C.T. AND VARGAS, R.R. 2009. Combining pedometrics, remote sensing and field observations for assessing soil loss in challenging drylands: a case study of northwestern somalia. *Land Degradation and Development*, 20: 101–115.

RENARD, K.G. AND FREIMUND, J.R. 1994. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology*, 157(1-4): 287-306.

RENARD, K.G., FOSTER, G.R., WEESIES, G.A., MCCOOL, D.K. AND YODER, D.C. 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning withthe Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agricultural Handbook 703*, USDA-ARS: Washington, DC.

RISSE, L. M., NEARING, M.A., LAFLEN, J.M., NICKS, A. D., 1993.Error assessment in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57(3) 825-833.

RODRÍGUEZ, M. F.; FLORENTINO, A.; GALLARDO J.; DE ANTONIO, R. (2004). Sistemas de Información Geográfica en la evaluación de la erosión Hídrica en Badajoz-España aplicando la metodología USLE. *Agronomía Trop*. 54(4): 391-409.

ROLDAN, M. AND GÓMEZ, V., 2006 Aplicación de la RUSLE v.1.06 en la evaluación de la pérdida de suelo en la cuenca alta del río Cega. Comparación de factores RUSLE-USLE. *Edafología*, 10(3): 11-19.

SCHAUB, D. AND V. PRASUHN (1998). A soil erosion map of Switzerland as a planning tool for sustainable land use. In Towards Sustainable Land Use - Furthering Cooperation Between People and Institutions (Blume, H.-P., Eger, H., Fleischhauer, E., Hebel, A., Reij, C. and K.G. Steiner eds.), *Advances in GeoEcology* 31: 161-168.

SHAMSHAD, A., AZHARI, M.N., ISA, M.H., WAN HUSSIN, W.M.A. AND PARIDA, B.P. 2008. Development of an appropriate procedure for estimation of RUSLE EI30 index and preparation of erosivity maps for Pulau Penang in Peninsular Malaysia. *Catena*, 72: 423–432.

STRAUSS, P. AND KLAGHOFER, E., 2004. Scale considerations for the estimation of soil erosion by water in Austria. In: Parris, K., Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis. - *Proceedings from an OECD Expert Meeting*, Rome, Italy, March 2003.

TIWARI, A. K., RISSE, L. M., NEARING, M. A., 2000. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. *American Society of Agricultural Engineers.* 43(5) 1129-1135.

TOY, T.J., FOSTER, G.R. 1998. Guidelines for the Use of the RUSLE on Mined Lands, Construction Sites and Reclaimed Lands. *Office of Surface Mining.* Brodway. 148 pp. y software.

VERSTRAETEN G., K. VAN OOST, A. VAN ROMPAEY, J.POESEN AND G.GOVERS (2002). Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use and Management*, 19, 386-394.

VIDAL, E., TABOADA, Mº.M (1999). Indices de rugosidad y estimación del alamacenamiento temporal de agua en un terreno de cultivo. Cadernos Lab. *Xeolóxico de Laxe*, 24: pp. 89-98

VIDAL, E., PAZ, A. (2003). Relación entre la rugosidad del suelo y la retención de agua en microdepresiones. Control de la Erosión y Degradación del Suelo. R. Bienes y M.J. Marqués (eds.) p. 631-633.

WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion loss: a guide to conservation planning. U.S. Department Agric. Washington D.C. Handb. No. 537, p. 58.

Importancia de la cubierta vegetal en procesos de erosión por flujo concentrado en ambiente templado húmedo: un estudio a escala de cuenca

TABOADA-CASTRO, M.M., RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., PALLEIRO, L., TABOADA-CASTRO, M.T.

Facultad de Ciencias. Universidad de A Coruña. Campus de A Zapateira, 15008, A Coruña.

Resumen

Se analizan las pérdidas de suelo por flujo concentrado producidas durante dos inviernos consecutivos (2007/08-2008/09) en una cuenca agroforestal de Galicia con el fin de mostrar el efecto del recubrimiento de la superficie del suelo sobre este tipo de erosión. El uso forestal es el predominante en la cuenca. Las zonas agrícolas se dedican esencialmente a pradera y, en menor medida, al cultivo de trigo y maíz. El laboreo es de tipo convencional lo que ocasiona que los suelos queden desprotegidos largos períodos de tiempo. La erosión por flujo concentrado fue altamente discontinua dentro de la cuenca, formándose surcos y cárcavas efímeras únicamente durante el invierno 2007/08 en algunos terrenos de cultivo recién sembrados de trigo y en parcelas con laboreo primario (< 20% cubierta vegetal). La mayor parte de las pérdidas de suelo han sido causadas por un único evento de lluvia. La ausencia de surcos y cárcavas durante el invierno 2008/09 se debe a que los suelos de cultivo se encontraban parcialmente recubiertos por restos de cosecha y malas hierbas (70-90%) cuando se registraron los principales eventos de lluvia. De este trabajo se desprende que el recubrimiento de la superficie del suelo, ya sea por vegetación ó por restos de cultivo, previene la incisión en la superficie del suelo y formación de canales.

Palabras clave

Surcos, cárcavas efímeras, suelos desprotegidos, episodios lluviosos, cuenca agroforestal, NO España.

1. Introducción

La erosión del suelo por flujo concentrado es, con frecuencia, la principal fuente de sedimentos a escala de cuenca y depende, en gran medida, del uso de la cuenca, morfología y características de las lluvias (CERDAN et al., 2002; VALENTIN y POESEN, 2005). La vegetación es un factor clave para combatir la erosión del suelo (THORNES, 1990, CERDÀ, 1998) de ahí que el mantenimiento de una buena cubierta vegetal, que reduzca la conectividad de agua y sedimentos, se considera una parte esencial de los programas de conservación de suelos (MORGAN, 1995). La vegetación actúa sobre la erosión de diversas maneras. Es bien sabido que, tanto el dosel como las raíces, protegen al suelo de los agentes erosivos evitando o reduciendo el desprendimiento y arrastre de partículas. Por otra parte, la vegetación a través del aporte de materia orgánica mejora las propiedades hidrológicas del suelo, es decir, favorece la infiltración y disminuye la escorrentía y la erosión (MORGAN, 1995; SOLÉ-BENET et al., 1997; CAMMERAAT e IMESON, 1999). Diversos estudios fijan en un 30% de cubierta vegetal el umbral a partir del cual la erosión disminuye considerablemente (FRANCIS y THORNES, 1990; GOVERS (1991), QUINTON et al., 1997; CERDAN et al., 2002). GYSSELS et al. (2005) destacaron el papel de la cubierta vegetal frente a la erosión laminar, y el de las raíces (esencialmente de praderas) frente a la erosión por flujo

concentrado, señalando un descenso exponencial de las tasas de erosión con el incremento en la densidad de raíces. La efectividad de las raíces frente a este tipo de erosión fue señalada también por DE BAETS et al. (2006).

Si bien la cubierta y las raíces tienen especial relevancia a nivel de parcela, a la escala de cuenca también juegan un papel destacado la distribución espacial de la cubierta vegetal y del manejo del suelo, por cuanto la escorrentía originada en una parcela puede sumarse a la de las parcelas vecinas o, por el contrario, ser amortiguada por estas últimas (STEEGEN et al., 2001; LUDWIG et al., 2005). La vegetación también ejerce un marcado efecto sobre la deposición de sedimentos ya que reduce la energía del flujo e impide el transporte de las partículas (TAKKEN et al., 1999; BEUSELINCK et al., 2000; STEEGEN et al., 2000; REY, 2002, 2003) provocando que grandes cantidades de sedimentos erosionados queden atrapados en las parcelas y no alcancen la salida de las cuencas.

En el norte de España la erosión por flujo concentrado se ha identificado tanto en condiciones de clima mediterráneo como en regiones de clima templado húmedo, tal es el caso de Navarra (DE SANTISTEBAN et al., 2006; CASALÍ et al., 2008), Asturias (MENÉNDEZ-DUARTE et al., 2007) y Galicia (VALCÁRCEL et al., 2003; TABOADA et al., 2008, 2010).

Galicia, a pesar de la alta erosividad potencial de las lluvias, se considera globalmente una región con bajas tasas de erosión (0,8-1,6 Mg/ha/año, estimadas a partir del material en suspensión de los ríos) debido a la presencia de una densa cubierta vegetal, constituida esencialmente por bosques y matorrales (DÍAZ-FIERROS y PÉREZ, 1984). Sin embargo, los suelos afectados por incendios y los sometidos a laboreo convencional, son especialmente vulnerables a la erosión, incluso con eventos de lluvia de baja a moderada intensidad, a causa de su escasa o nula cubierta vegetal (DÍAZ-FIERROS et al., 1990; VALCÁRCEL et al., 2003; TABOADA et al., 2008). El sistema de cultivo convencional, que es el que prevalece en esta comunidad, mantiene los suelos desnudos durante largos periodos de tiempo (desde la preparación del suelo para la siembra hasta las primeras fases de desarrollo del cultivo) lo cual frecuentemente ocurre durante las estaciones más húmedas. Bajo estas circunstancias se observó la formación de surcos y cárcavas efímeras, además de erosión laminar. En esta región, los escasos estudios referidos a la erosión por flujo concentrado se restringen básicamente a los terrenos agrícolas de la comarca de Órdenes (provincia de A Coruña), cuyos suelos de textura franca y franco-limosa muestran una baja estabilidad estructural y alta susceptibilidad al encostrado (TABOADA y GONZÁLEZ, 1999; TABOADA y TABOADA, 2003), lo cual reduce la infiltración del agua e incrementa la erosión del suelo. Una recopilación de la información existente al respecto se recoge en TABOADA et al. 2010.

2. Objetivos

En este trabajo se evalúan las pérdidas de suelo por flujo concentrado producidas durante dos inviernos consecutivos (2007/08-2008/09) en una cuenca agroforestal de Galicia con el fin de mostrar el efecto del recubrimiento de la superficie del suelo, ya sea a través de la cubierta vegetal o de la presencia de residuos, sobre este tipo de erosión.

3. Metodología

Descripción de la cuenca de estudio

El estudio se efectuó en la cuenca del río Corbeira (16 km^2), situada en la provincia de A Coruña (Galicia, NO de España). Su topografía es moderadamente escarpada (19% de pendiente media), con pendientes superiores al 25% y de hasta un 13% en el 25% y 73% del área, respectivamente. El clima es oceánico húmedo (temperatura media: 13ºC; precipitación media anual: 1042 mm, para la serie 1983-2007), con lluvias frecuentes en invierno de baja a moderada intensidad. Los suelos están formados sobre esquistos básicos correspondientes a la formación geológica del Complejo de Ordenes (MARTÍNEZ et al., 1984) y, en su mayor parte, son *Umbrisoles y Cambisoles* (FAO, 2006) de pH ácido, textura limosa o franco limosa y contenido en materia orgánica variable (2,5-11,7%) siendo el valor medio para la cuenca en el horizonte superior de 6,5%.

Entre los usos del suelo destaca el forestal (65%) con amplias zonas de repoblación a base de pinos y eucaliptos, situadas fundamentalmente en el margen izquierdo del río. En el margen derecho predomina la vegetación en mosaico, con parcelas de tamaño relativamente pequeño (< 1 ha) limitadas, con frecuencia, por taludes y setos de vegetación. Las zonas agrícolas representan cerca del 30% ocupando el primer lugar por extensión las praderas (26,2%). Los terrenos de cultivo quedan relegados al 3,8% del área de la cuenca, e incluyen maíz y trigo como cultivos principales y en menor cantidad nabos, patatas, productos hortícolas y frutales de consumo familiar.

La agricultura es no intensiva y el laboreo incluye el volteo de la tierra con arado y gradeado, además de otras operaciones agrícolas encaminadas a la aplicación de abonos y fertilizantes. Este sistema de manejo deja los suelos desnudos varios días antes del desarrollo del cultivo y pocos residuos sobre la superficie, haciéndolos vulnerables a la erosión. Por otra parte, el paso frecuente de la maquinaria agrícola, compacta la tierra y genera rodadas que sirven de vía para la canalización y concentración del agua de escorrentía. La rotación de cultivos más habitual en la zona incluye maíz-trigo, maíz-barbecho, maíz-nabos y trigo-forraje de invierno, aunque en los últimos años, se ha constatado una tendencia hacia el monocultivo de maíz forrajero y de trigo en las mismas parcelas. Ahora bien, en la cuenca coexisten diversas situaciones durante un mismo año agrícola, debido al pequeño tamaño de las parcelas y a que estas se manejan según el criterio y conveniencia de cada agricultor. El periodo vegetativo del maíz comprende desde primavera hasta finales de otoño-principios de invierno, y el del trigo, desde finales de otoño-comienzos de invierno hasta el verano. Con frecuencia, los restos de estos cultivos (cañas de maíz o paja de trigo) permanecen en la parcela junto con vegetación espontánea (malas hierbas) hasta el inicio del laboreo para la implantación del nuevo cultivo. Los del trigo (cosechado generalmente cada dos años debido a su escaso consumo), se mantienen en las parcelas de un año para otro.

Medida en campo de las pérdidas de suelo por surcos y cárcavas efímeras

Después de cada episodio importante de precipitación se visitó la cuenca, especialmente las zonas agrícolas, con el fin de localizar surcos y/o cárcavas efímeras, además de obtener información acerca del aprovechamiento del suelo, prácticas de manejo, porcentaje de cubierta vegetal y características de la superficie del suelo (grado de rugosidad y encostramiento).

La pérdida de suelo causada por los surcos y cárcavas efímeras se calculó por cubicación de los volúmenes ocupados por ellos (volúmenes equivalentes a los de suelo desplazado), a partir de mediciones en campo de las secciones y longitudes de los distintos tramos de los canales. Para los canales de erosión formados sobre surcos de siembra, similares en cuanto a longitud y sección, se calculó el volumen de suelo para uno de ellos y los demás se estimaron a partir de este. El volumen de suelo excavado se transformó en masa de suelo erosionado considerando el valor de densidad aparente del horizonte superficial (1500 kg m^{-3}) obtenido por VALCÁRCEL et al. (2003) en suelos similares a los del área de estudio.

4. Resultados y discusión

Los resultados mostraron que la erosión por flujo concentrado fue altamente discontinua dentro de la cuenca, tanto espacial como temporalmente. Desde el punto de vista espacial se limitó a 9 parcelas de cultivo y en cuanto a la temporalidad al invierno 2007/08 (Tabla 1). El área de drenaje de estas parcelas osciló entre 0,26 y 2,82 ha, sumando en conjunto 9,4 ha, lo que supone únicamente el 0,6% de la superficie de la cuenca.

Tabla 1. Características de las parcelas y pérdida de suelo por flujo concentrado durante el invierno 2007/2008.

Parcela	**Situación agrícola/ Estado cultivo (% cubierta)**	**(1) Dirección laboreo**	**(2) Rugosi-dad (cm)**	**(2) Superficie encostrada (%)**	**Área (ha)**	**Clase de pendiente (%)**			**Pérdida suelo (S+CE)**	**Pérdida suelo por CE**
						< 10	**10-20**	**> 20**	**(Mg)**	**(%)**
C- 1	Gradeada. Residuos (5 %)	□	2-5	75-90	0,85	16	82	2	8,4	97,6
C-2	Gradeada. Residuos (5 %)	//	2-5	75-90	0,43	25	30	45	10,7	0,0
C-3	Gradeada. Residuos (5 %)	□	2-5	75-90	0,56	0	100	0	11,9	95,8
Cl	Arada (chisel) (0%)	□	5-10	75-90	2,15	3.5	94	2.5	6,9	97,1
C- 4	Trigo emergente (10-15%)	//	1-2	> 90	2,82	5	85	10	85,7	69,4
V- 1	Trigo emergente (10-15%)	□	1-2	> 90	1,18	97	3	0	10,0	42,0
V-2	Trigo emergente (10-15%)	//	1-2	> 90	0,78	2	98	0	4,2	52,4
B	Trigo emergente (12-18%)	//	1-2	> 90	0,26	0	100	0	0,5	80,0
Vl	Trigo emergente (5-10%)	//	1-2	> 90	0,37	63	37	0	2,2	0,0

[1]Dirección de laboreo (□ ó //) en relación a la máxima pendiente y longitud de la parcela. [2] Grado de rugosidad y encostramiento referido al estado de la superficie el 9 de enero 2008. S: Surcos; CE: Cárcavas efímeras.

La formación de surcos y/o cárcavas efímeras ocurrió en 4 parcelas sometidas a laboreo primario y en 5 parcelas con trigo en fase emergente, las cuales mostraron las

siguientes características comunes: superficie del suelo prácticamente desprovista de vegetación o con un porcentaje de cubierta vegetal inferior al 20%, superficie poco rugosa y muy encostrada (Tabla 1). En general se trata de parcelas con pendiente acusada, comprendida entre el 10-20% en más del 50% de su área. En cuanto a la dirección de laboreo, se encontró erosión por flujo concentrado tanto en parcelas labradas siguiendo la máxima pendiente y longitud de la parcela, como en parcelas labradas en contra de la pendiente, pero siempre ante la presencia de elementos lineales de origen agrícola que concentraron la escorrentía y favorecieron la incisión. Destacan las rodadas dejadas por los pases de maquinaria, así como los surcos de arado transversales, que aunque fueron realizados por los agricultores con el fin de evacuar la escorrentía superficial, en muchas ocasiones han surtido el efecto contrario, es decir, actuaron concentrando el excedente de agua. Con frecuencia los surcos se desarrollan sobre las rodadas dejadas por la sembradora (Figura 1), mientras que las cárcavas efímeras se forman sobre rodadas o surcos de cabecera.

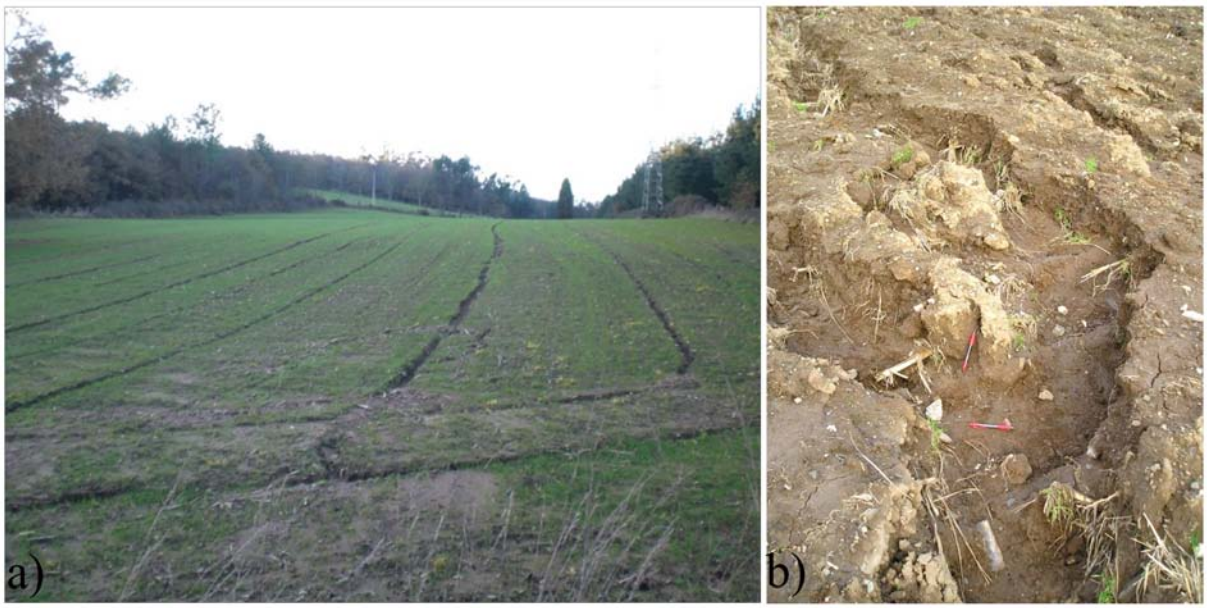


Figura 1. a) Parcela de trigo con surcos situados sobre las rodadas de la sembradora. b) Detalle de una cárcava efímera formada en un suelo arado con la superficie altamente encostrada.

La pérdida de suelo, causada por los surcos y cárcavas efímeras, durante el invierno 2007/08 ascendió en conjunto a 140,5 Mg (Tabla 1), de las cuales 124,1 Mg se produjeron en enero y 16,4 Mg en febrero. Las cárcavas efímeras contribuyeron aproximadamente al 66% de la pérdida de suelo, siendo por tanto las principales fuentes de sedimentos en la cuenca. Las tasas de erosión mostraron una alta variabilidad entre parcelas, oscilando entre 1,9 Mg ha^{-1} y 30,4 Mg ha^{-1}, lo cual puede ser atribuido a las características de las parcelas (condiciones de la superficie del suelo, pendiente, longitud, dirección de laboreo, cantidad y situación de los elementos lineales agrícolas, etc.). Tasas de erosión tan dispares como 1,3 Mg ha^{-1} (parcela de maíz durante un periodo seco) y 53,6 Mg ha^{-1} (suelo desnudo durante un evento tormentoso) han sido registradas en áreas próximas a la cuenca del Corbeira por TABOADA et al. (2008).

La lluvia registrada entre diciembre de 2007 y marzo de 2008 fue de 409,9 mm, es decir, del mismo orden de magnitud que la media de 24 años (1983-2006), sin embargo existen claras diferencias cuando la comparación se efectúa entre meses (Tabla 2). Así, enero que fue el mes de mayor erosión, recibió lluvias 1,5 veces mayores que la media. Durante el

invierno 2007/08 se produjeron 9 eventos de lluvia, con precipitaciones superiores a 13 mm (Tabla 3).

Tabla 2. Precipitación media mensual para 24 años (1983-2006) y mensual para el periodo de estudio.

Precipitación (mm)	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Total
Media 24 años (1983-2006)	134,4	114,7	87,8	79,0	415,6
2007/08	63,2	174,8	56,2	115,8	409,9
2008/09	149,2	177,6	77,0	69,6	473,4

Tabla 3. Eventos de lluvia mayores de 13 mm registrados durante los inviernos 2007/08 y 2008/09.

Invierno 2007/08 (21 dic 07-21 mar 08)		**Invierno 2008/09** (21 dic 08-21 mar 09)	
Fecha	Lluvia (mm)	Fecha	Lluvia (mm)
25 diciembre 2007	22,0	19-20 enero 2009	29,4
2-3 enero 2008	29,4	25-26 enero 2009	47,6
7 enero 2008	13,4	28 enero 2009	13,2
10-11 enero 2008	57,0	4-5-6 febrero 2009	43,2
13 enero 2008	21,6	4 marzo 2009	21,8
15 enero 2008	16,0	5-6 marzo 2009	33,4
1 febrero 2008	15,4		
24 febrero 2008	23,8		
10 marzo 2008	14,0		

Las tasas de erosión variaron entre eventos de lluvia. Así, por ejemplo, el evento de diciembre y los dos primeros de enero, caracterizados por importantes lluvias (aunque de menor magnitud que el evento producido el 10-11 enero) causaron encostramiento de la superficie del suelo y erosión laminar, y sólo en algunas parcelas tuvo lugar el inicio de canales. El desarrollo de costra en este tipo de suelos es un fenómeno frecuentemente descrito, lo que dificulta la entrada de agua en el suelo. Así, para un grado de encostramiento elevado (costra en el 80% de la superficie), se han citado velocidades de infiltración menores de 5 mm/h (TABOADA y GONZÁLEZ, 1999). Después de los episodios señalados, se produjo el evento del 10-11 de enero con una cuantía de 57 mm (Tabla 3), el cual originó la mayor parte de los canales de erosión mencionados anteriormente, dando lugar al 68% de las pérdidas de suelo. Las características de este evento fueron muy variables: el 60% de la lluvia (34,6 mm) cayó en sólo 5,5 h con una intensidad media de 6,3 mm h^{-1} y máxima en 10 minutos de 22,8 mm h^{-1}, en 2,7 h se registraron 8 mm (Imáx en 10 min: 6 mm h^{-1}) y en 1 h 4,8 mm (Imáx en 10 min: 12 mm h^{-1}). Los canales de erosión formados en este evento actuaron como red de drenaje en los eventos posteriores (13, 15 enero y 1 de febrero) resultando ligeramente profundizados, y sólo en una parcela (C-4) se observó transición de algunos surcos a cárcavas efímeras. Los eventos de finales de invierno (24 de febrero y 10 de marzo), a pesar de acumular una cantidad de lluvia similar a la de los eventos del 13, 15 enero y 1 de febrero, no causaron nuevas incisiones, debido a que las parcelas erosionadas contaban con un mayor grado de cubierta vegetal (trigo ó malas hierbas cubriendo alrededor del 45% de la superficie). Estos resultados evidencian la importancia de la cubierta vegetal en las tierras de

cultivo sobre la erosión por flujo concentrado y coinciden con los resultados de otros estudios efectuados en áreas agrícolas de la Europa atlántica. Por ejemplo, GOVERS (1991) en campos de cultivo del loes belga durante el invierno de 1981, observó una reducción del 30% en las tasas de erosión por surcos para una cubierta vegetal del 20-40%, en tanto que, por encima del 40% no encontró erosión. Otros, como CERDAN et al. (2002), en una cuenca agrícola de la región de Normandia (Francia), cifraron las tasas de erosión (laminar y concentrada) durante dos eventos extremos en 10 Mg ha^{-1} cuando el 93% de la cuenca poseía menos del 20% de cubierta vegetal, y tan sólo en 1,5 Mg ha^{-1} cuando el 73% del área superaba el 60% de cobertura.

En el invierno 2008/09 no se detectó erosión por flujo concentrado en la cuenca, ni siquiera en las parcelas erosionadas en el invierno anterior, aún cuando la lluvia (Tabla 2) entre diciembre de 2008 y marzo del 2009 (473,4 mm) fue ligeramente superior a la registrada entre diciembre de 2007 y marzo de 2008 (409,9 mm), y los eventos de ambos periodos alcanzaron valores de precipitación similares. Esto se debe principalmente a que los suelos de cultivo, susceptibles de sufrir erosión, se encontraban totalmente cubiertos con vegetación (forraje de invierno) o parcialmente recubiertos (70-90%) con restos de cosecha y malas hierbas cuando ocurrieron los principales eventos de lluvia. En unos casos los restos de cosecha corresponden a rastrojos de trigo, dejados tras la recolección de este cereal en el verano-2008, pues como se ha indicado anteriormente, en este lugar, es habitual sembrarlo cada dos años. En otros casos, se trata de tallos y hojas de maíz, dejados durante su recolección en otoño 2008.

En ninguna ocasión se observó erosión por flujo concentrado en praderas o en terrenos forestales, aún cuando estos últimos ocupan las zonas de mayor pendiente de la cuenca, lo que les confiere un alto riesgo de erosión. La densa cubierta vegetal (100%) proporcionada por ambos tipos de aprovechamiento del suelo es, sin duda, el factor que impide la erosión en estos terrenos. Esto es, la vegetación herbácea en el caso de las praderas, y las especies arbóreas, pero fundamentalmente, el espeso matorral que conforma el sotobosque (tojos, helechos, retamas, ericáceas y diversas gramíneas) en los terrenos forestales.

De los resultados de este trabajo se deriva que, el mantenimiento de una buena cubierta vegetal o una buena protección de la superficie del suelo por restos de cosechas, previene la formación de surcos y cárcavas efímeras, lo que en definitiva favorece la sostenibilidad del recurso suelo. Pero la acción de la vegetación no se limita exclusivamente a prevenir la erosión por flujo concentrado en esta cuenca, sino que su distribución espacial influye en la deposición de sedimentos, tal como se mostró en estudios previos (RODRÍGUEZ-BLANCO, et al., 2010 a, b).

5. Conclusiones

De este estudio efectuado a escala de cuenca se desprende que el recubrimiento de la superficie del suelo es el factor más importante que controla la erosión concentrada en esta cuenca. Cuando existe una densa cubierta vegetal, como ocurre en las áreas forestales y praderas (100%), o una buena protección de la superficie del suelo por restos de cosechas (70-90%), en los suelos de cultivo, no se observó erosión por flujo concentrado. Tampoco se encontró en terrenos cultivados con más del 45% de cubierta. Este tipo de erosión se limita a las zonas de cultivo en las que, además de la ausencia de vegetación, concurren otros factores tales como superficies encostradas, pendientes relativamente acusadas, dirección del laboreo a

favor de la pendiente o presencia de elementos lineales agrícolas capaces de concentrar el flujo superficial.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al Ministerio de Educación y Ciencia la ayuda otorgada a través del proyecto REN2003-08143, así como la beca FPI (BES-2004-4927) concedida a M.L. Rodríguez-Blanco, y a la Xunta de Galicia por la financiación del proyecto PGIDIT05RAG10303PR, dentro de los cuales se ha realizado este trabajo.

7. Bibliografía

BEUSELINCK, L., STEEGEN, A. GOVERS, G., NACHTERGAELE, J., TAKKEN, I., POESEN, J., 2000. Characteristics of sediment deposits formed by intense rainfall events in small catchments in the Belgian Loam Belt. *Geomorphology* 32, 69 – 82.

CAMMERAAT, L.H., IMESON, A.C., 1999. The evolution and significance of soil-vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. *Catena* 37, 107 – 127.

CASALÍ, J., GASTESI, R., ÁLVAREZ-MOZOS, J., DE SANTISTEBAN, L.M., DEL VALLE DE LERSUNDI, J., GIMÉNEZ, R., LARRAÑAGA, A., GOÑI, M., AGIRRE U., CAMPO, M.A., LÓPEZ, J.J., DONÉZAR, M., 2008. Runoff, erosion, and water quality of agricultural watersheds in central Navarre (Spain). *Agr. Water Manage.* 95, 1111 – 1128.

CERDÀ, A., 1998. The influence of geomorphological position and vegetation cover on the erosional and hydrological processes on a Mediterranean hillslope. *Hydrol. Process.* 12, 661 – 671.

CERDAN, O., LE BISSONNAIS, Y., COUTURIER, A., BOURENNANE, H., SOUCHÈRE, V., 2002. Rill erosion on cultivated hillslopes during two extreme rainfall events in Normandy, France. *Soil Tillage Res.* 67, 99 – 108.

DE BAETS, S., POESEN, J., GYSSELS, G., KNAPEN, A., 2006. Effects of grass roots on the erodibility of topsoils during concentrated flow. *Geomorphology* 76, 54 – 67.

DE SANTISTEBAN, L.M., CASALÍ, J., LÓPEZ, J.J., 2006. Assessing soil erosion rates in cultivated areas of Navarre (Spain). *Earth Surf. Process. Landf.* 31, 487 – 506.

DÍAZ-FIERROS, F., BENITO, E., VEGA, J., CASTELAO, A., SOTO, B., PÉREZ, R., TABOADA, T., 1990. Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). En: Goldammer, J.G., Jenkins, M.J. (eds.): Fire in Ecosystem Dynamics. pp. 103-116. SPB Academic Publishing, The Hague.

DÍAZ-FIERROS, F., PÉREZ-MOREIRA, R., 1984. Valoración de los diferentes métodos empleados en Galicia para la medida de la erosión de los suelos, con especial referencia a los suelos afectados por incendios forestales. *Cuadernos Invest. Geogr.* 10, 29 – 42.

FAO. 2006. World Reference Base for Soil Resources, World Soil Resources Reports. FAO, 103. Rome. Italy.

FRANCIS, C.F., THORNES, J.B., 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. En: Thornes, J.B. (ed.): Vegetation and erosion. pp. 363-384. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.

GOVERS, G., 1991. Rill erosion on arable land in central Belgium. Rates, controls and predictability. *Catena* 18, 133 – 155.

GYSSELS, G., POESEN, J., BOCHET, E., LI, Y., 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Prog. Phys. Geogr.* 29, 189 – 217.

LUDWIG, J.A., WILCOX, B.P., BRESHEARS, D.D., TONGWAY, D.J., IMESON, A.C., 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology* 86, 288 – 297.

MARTÍNEZ J.R., KLEIN E., DE PABLO MACÍA J.G., GONZÁLEZ, F. 1984. El Complejo de Órdenes: Subdivisión, descripción y discusión sobre su origen. *Cad. Lab. Xeol. Laxe 7,* 120 – 139.

MENÉNDEZ-DUARTE, R., MARQUÍNEZ, J., FERNÁNDEZ-MENÉNDEZ, S., SANTOS, R., 2007. Incised channels and gully erosion in Northern Iberian Peninsula: controls and geomorphic setting. *Catena* 71, 267 – 278.

MORGAN, R.P.C., 1995. Soil erosion and conservation. Second edition. Longman Group Limited, Essex, UK.

QUINTON, J.N., EDWARDS, G.M., MORGAN, R.P.C., 1997. The influence of vegetation species and plant properties on runoff and soil erosion: results from a rainfall simulation study in south east Spain. *Soil Use Manage.* 13, 143-148.

REY, F., 2002. Taking into account sediment trapping by vegetation to establish optimal management for erosion control in marly lands (southern Alps, France). En: Rubio, J.L., Morgan, R.P.C., Asins, S., Andreu, V. (eds.): Man and soil at the third millenium. pp. 1415-1425. Geoforma. Logroño, Spain.

REY, F., 2003. Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies. *Catena* 50, 549 – 562.

RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., TABOADA-CASTRO, M.M., TABOADA-CASTRO, M.T., 2010 a. Sources and sediment yield from a rural catchment in humid temperate environment, NW Spain. *Earth Surf. Process. Landf.* 35, 272 – 277.

RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., TABOADA-CASTRO, M.M., TABOADA-CASTRO, M.T., 2010 b. Linking the field to the stream: soil erosion and sediment yield in a rural catchment, NW Spain. *Catena*. (en prensa).

SOLÉ-BENET, A., CALVO, A., CERDÀ, A., LÀZARO, R., PINI, R., BARBERO, J., 1997. Influences of micro-relief patterns and plant cover on runoff related processes in badlands from Tabernas (SE Spain). *Catena* 31, 23 – 38.

STEEGEN, A., GOVERS, G., NACHTERGAELE, J., TAKKEN, I., BEUSELINCK, L.,

POESEN, J., 2000. Sediment export by water from an agricultural catchment in the Loam Belt of central Belgium. *Geomorphology* 33, 25 – 36.

STEEGEN, A., GOVERS, G., TAKKEN, I., NACHTERGAELE, J., POESEN, J., MERCKX, R., 2001. Factors controlling sediment and phosphorus export from two Belgian agricultural catchments. *Journal Environmental Quality* 30, 1249 – 1258.

TABOADA, M.M., GONZÁLEZ, A., 1999. Relación entre la facies de suelos agrícolas y la formación de escorrentía en la zona del Complejo de Órdenes. En: Paz, A. y M.T Taboada (eds.): Avances sobre el estudio de la erosión hídrica II. pp. 51-73. Universidad de A Coruña. A Coruña.

TABOADA-CASTRO, M.M., RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., TABOADA-CASTRO, M.T., 2008. Escorrentía y erosión en suelos agrícolas del NO España: interacción entre prácticas agrícolas y condiciones climáticas. *Geo-Temas* 10, 109 – 112.

TABOADA-CASTRO, M.M., TABOADA-CASTRO, M.T., 2003. Estabilidad estructural de horizontes superficiales de suelos de prado y cultivo de la provincia de A Coruña (NO España). *Edafología* 10, 131 – 137.

TABOADA-CASTRO, M.T., TABOADA-CASTRO, M.M., RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L. 2010. Erosión hídrica en suelos agrícolas. En: Riesgos Naturales en Galicia. Fra Paleo, U. (ed.). Servicio de Publicaciones de la Universidad de Santiago de Compostela. (en prensa).

TAKKEN, I., BEUSELINCK, L., NACHTERGAELE, J., GOVERS, G., POESEN, J., DEGRAER, G., 1999. Spatial evaluation of a physically based distributed erosion model (LISEM). *Catena* 37, 431 – 447.

THORNES, J.B., 1990. Vegetation and erosion. John Wiley & Sons, Chichester.

VALCÁRCEL, M., TABOADA-CASTRO, M.T, DAFONTE, J., 2003. Ephemeral gully erosion in northwestern Spain. *Catena* 50, 199 – 216.

VALENTIN, C., POESEN, J., LI, Y., 2005. Gully erosion: impacts, factors and control. *Catena* 63, 132 – 153.

Incidencia del cultivo de plantas aromáticas y medicinales sobre la erosión de suelos agrícolas

BIENES, R.[1,2], JIMÉNEZ-BALLESTA, R.[3], RUIZ-COLMENERO, M.[1], ARÉVALO, D.[1], ÁLVAREZ, A.[3], MARQUÉS, M.J.[4]

[1] IMIDRA N-II km 38,2 (Comunidad de Madrid) Alcalá de Henares (Madrid).
[2] Dpto. Geología. Universidad de Alcalá.
[3] Dpto. Geología y Geoquímica. Universidad Autónoma de Madrid.
[4] Dpto. Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Resumen
Una vez terminen las ayudas de la PAC, el cultivo del cereal de secano en terrenos marginales va a tener serios riesgos de rentabilidad. El cultivo de plantas aromáticas, medicinales y condimentarias (PAMyC) no sólo puede ser viable económicamente en terrenos poco productivos, sino que puede representar una forma de controlar la erosión. En consecuencia, se están llevado a cabo ensayos para determinar las tasas de erosión y escorrentía en parcelas tipo USLE (4 m ancho x 20 m largo) en las que se realizaron plantaciones con espliego (*Lavandula latifolia*), salvia (*Salvia lavandulifolia*) y romero (*Rosmarinus officinalis*), tomando como testigo el suelo labrado sin vegetación. Las plantaciones se realizaron siguiendo líneas de contorno. Los marcos de plantación y las labores entre líneas fueron los habituales para el cultivo de estas aromáticas. La ladera en la que se encuentran las parcelas de ensayo presenta una pendiente media de 8,9%. Tras cada episodio lluvioso, se ha procedido a recoger los sedimentos arrastrados así como a tomar lectura de la altura de agua acumulada en los depósitos de escorrentía y una alícuota del agua de escorrentía para determinar la carga en suspensión. Al final del primer año, se ha observado que el espliego es el arbusto que genera menos sedimentos, si bien estas diferencias de pérdida de suelo entre tratamientos no son significativas. Respecto al control de las escorrentías, el romero y el espliego son las especies que generan una menor escorrentía, de 3 a 4 veces menos que el testigo (suelo desnudo) o que la salvia. Sin embargo, debido a la alta variabilidad de los datos, sólo el espliego presenta diferencias significativas ($p < 0,05$) con respecto a la salvia.

Palabras clave
Erosión, aromáticas, macroporosidad, mesoporosidad, microporosidad, infiltración, España.

1. Introducción

Con la entrada de España en la Unión Europea, y dado que las plantas aromáticas y medicinales no recibieron ningún tipo de ayuda de la PAC, han sufrido un gran retroceso desplazadas por otras especies, como el girasol y la cebada. Tras la última reforma de la PAC de 2003, el agricultor tiene que buscar otras especies más rentables que el girasol ó la cebada. El cultivo de plantas aromáticas, condimentarias y medicinales se convierte en una alternativa viable e interesante, frente a otros cultivos menos rentables en terrenos marginales, donde la baja producción por hectárea de los cultivos herbáceos de secano, hace que el agricultor necesite explorar nuevas alternativas productivas. Dentro de este grupo de plantas, englobamos a gran cantidad de especies con mayor o menor importancia económica, pero

todas con gran productividad y futuro en Castilla-La Mancha, entre las que destacan el romero, la salvia y el espliego.

Estas especies tienen un gran carácter colonizador, adaptándose y vegetando perfectamente en terrenos pobres y degradados, actuando como plantas mejorantes del suelo (Bochet et al, 1998), evitando la erosión y dando paso a otros estadios vegetales, por lo que constituyen una magnífica alternativa para ciertas zonas degradadas y con procesos de erosión importantes (Casermeiro et al, 2003), como es el caso de las comarcas de la Alcarria y Serranía conquenses; por tanto era fundamental estudiar la adaptación agronómica de estos cultivos a las condiciones edafoclimáticas de la zona de estudio (Cuenca) y su verdadera capacidad para frenar los procesos erosivos.

La ocupación del terreno de estas especies supera los cinco años, por lo que se consideran cultivos permanentes.

El abandono de tierras agrícolas debido a los cambios económicos y sociales (cambio del uso de la tierra) en ambientes mediterráneos, es seguido de impactos significativos en la erosión de los suelos (Koulouri & Giourga, 2006). Estos suelos están por lo general sobre laderas con una pendiente en torno al 8-10% e incluso en ocasiones, por encima de estas cifras, por lo que una vez sean abandonadas estas tierras, presentarán una más rápida respuesta a las precipitaciones, con altos coeficientes de escorrentía y un más somero frente de humectación de los suelos tras cada lluvia, todo ello como consecuencia de una baja densidad de la cubierta vegetal y desarrollo de microcostras (Lasanta et al., 2000).

El cultivo de cereal alternando con girasol al que han estado sometidas estas tierras durante décadas, ha potenciado los procesos erosivos de origen hídrico, dando lugar a un empobrecimiento en materia orgánica que es importante a largo plazo (Lobo et al., 2005).

Dado que la escorrentía depende directamente de la infiltración que presente un suelo, un aspecto de vital importancia sobre el que recaerá nuestra atención es el relativo a la infiltración del agua de lluvia. La velocidad de infiltración es función del tipo de suelo, de sus propiedades físicas (textura, estructura, laboreo del terreno, estado de compactación de la superficie del suelo, contenido de humedad, presencia de burbujas de aire atrapadas en el perfil que dificultan la penetración del agua) y de la salinidad del suelo y del agua (Lowery et al. 1996). Se sabe que el manejo del suelo induce cambios en la capacidad de infiltración del suelo por la alteración en las propiedades físicas (Grenn et al., 2003, Mahmood and Latif, 2003). De aquí el interés de comparar las ventajas que puedan presenter los arbustos de las aromáticas estudiadas sobre la infiltración, y consiguientemente en la reducción de la escorrentía, lo que redundará en una menor pérdida de suelo.

Si bien el laboreo puede promover un descenso de la densidad aparente en comparación con la mayor compactación del no laboreo y la rugosidad que genera puede redundar en un favorecimiento de la infiltración con la consiguiente reducción de la escorrentía (Rao et al., 1998), estos beneficios son sólo temporales, ya que tras las primeras lluvias se compacta el suelo y puede desarrollarse incluso una costra superficial que dificulta la infiltración (Zuzel et al., 1990), produciéndose un paulatino incremento de la densidad aparente y una peor interconexión de los poros del suelo.

El interés de los arbustos ya sido puesto de manifiesto en trabajos de revegetación dada su velocidad de establecimiento y crecimiento, así como los elevados aportes de hojarasca que

pueden llegar a ocasionar y que mejoran la cobertura superficial del suelo. La presencia de las aromáticas arbustivas que se están ensayando, van a incidir sobre los procesos erosivos, ya que tanto la cubierta aérea que otorgan los arbustos como la hojarasca que aportan, absorben la energía cinética de las gotas de lluvia disminuyendo su poder erosivo (Casermeiro et al., 2003). La hojarasca además, supone un aporte de nutrientes y de materia orgánica (Parizek et al, 2002), y consecuentemente favoreciendo el desarrollo de estructura (Curtin et al, 2007), incrementando la porosidad y la infiltración. Por otro lado, las raíces potencian la infiltración en profundidad, ya que permiten la existencia de canales de flujo a través de las raíces que ya no usan y están en proceso de descomposición, estimulando la actividad de la mesofauna y permitiendo la creación de macroporos (Tang *et al.*, 1987, Francis y Thornes, 1990a, Rickson, 1990; Vanderlinden *et al*., 1998) y en consecuencia, una disminución de la densidad aparente gracias a los sistemas radiculares.

En ambientes mediterráneos se ha constatado que si bien las diferencias de infiltración no son muy patentes en episodios de lluvia habituales, sí se ponen de manifiesto en las tormentas tan frecuentes en este tipo de clima (Neave et al., 2001; Ferrero et al., 2005) y responsables de la mayor pérdida de suelo.

Bajo cubierta arbustiva se modifica la distribución espacial de la lluvia que llega al suelo: se producen fenómenos de interceptación, flujos de trascolación y escorrentía cortical. En algunos matorrales la escorrentía cortical puede representar una parte muy elevada de la precipitación que llega al suelo (Belmonte y Romero, 1998a) lo que favorece la infiltración del agua en profundidad siguiendo las discontinuidades que generan las raíces principales (Puigdefábregas, 2001). En cualquier caso los flujos son característicos de cada especie y la información disponible sobre efectos concretos de diferentes especies arbustivas en la erosión y en los fenómenos hidrológicos (Francis y Thormes, 1990b; Belmonte y Romero, 1998b) continúa siendo muy limitada.

Ensayos realizados por nosotros durante un periodo de seis años en parcelas tipo USLE, así como de dos años de ensayos en pequeña parcela con simulador de lluvia, han mostrado que las especies arbustivas tienen notables efectos sobre la infiltración, la escorrentía y la pérdida de suelo (Jiménez *et al*, 2003). Ensayos similares han sido realizados por otros autores con parecidos resultados (Duran et al, 2002; Casermeiro et al, 2002; Duran et al., 2004; Chirino et al., 2006; Chen et al, 2006).

No obstante, y pese a que el cultivo de una planta aromática (plantación monoespecífica) nunca es igual de efectivo que el de una vegetación espontánea pluriestratificada, es decir, compuesta tanto de vegetación herbácea como arbustiva (Andreu et al., 1998; Casermeiro et al, 2003), siempre será más efectiva sobre el control de la erosión que el abandono de la parcela, en donde el estrato arbustivo no está presente o tarda años en desarrollarse. Así pues, el empleo de plantas aromáticas tal como aquí se plantea cumple una múltiple función. Por un lado representa una fuente de ingresos en parcelas en las que el cultivo actual dejará en breve de ser rentable, abandonándose las tierras con el consiguiente deterioro de las mismas. Por otro, ya ha sido puesto de manifiesto en diversos trabajos su papel para reducir la pérdida de suelo al interceptar las gotas de lluvia y por último, generan un incremento de la macroporosidad del suelo que va asociada a un incremento de la infiltración.

En este sentido, el flujo de agua por los macroporos y su variabilidad espacial ha sido identificado como un importante proceso de transporte durante la lluvia (Beven y German,

1982). En cuanto a la variabilidad de las propiedades hidráulicas de la superficie del suelo en condiciones próximas a saturación, Taboada Castro *et al.* (1998) afirman que la mayor parte de los autores admiten que ésta es muy amplia y puede ser atribuida, en buena parte, a la presencia de fenómenos de flujo preferencial, el cual es más notorio cuando se trata de plantas leñosas. Por tanto, el tipo de cultivo y el manejo del suelo pueden cambiar drásticamente la macroporosidad (Perroux y White, 1988).

2. Objetivos

En este trabajo se estudia el papel de las especies arbustivas leñosas aromáticas (Rosmarinus officinalis, Salvia lavandulifolia y Lavandula latifolia), sobre el control de la erosión y la escorrentía, así como sobre los diferentes tipos de porosidad que pueden inducir y el control de la humedad del suelo.

3. Metodología

Se dispone de 4 parcelas de erosión tipo USLE (4 m ancho x 20 m largo) situadas en una ladera con un 9% de pendiente. Los tratamientos ensayados han sido: cultivo de romero, cultivo de salvia, cultivo de espliego y suelo mantenido desnudo por laboreo.

La plantación se ha realizado en líneas, como es habitual en la zona, con 0,5 m entre plantas y 1,5 m entre líneas, lo que hace un total de 104 arbustos por parcela USLE. Las líneas se han puesto transversales a la pendiente, conforme al código de "Buenas prácticas agrarias" que deben cumplir los beneficiarios de las subvenciones de la PAC (COM, 2006), y que marca la prohibición de labrar el suelo siguiendo la línea de máxima pendiente cuando esta es igual o superior al 9% (límite fijado por Castilla-La Mancha). Esta plantación se realizó en primavera de 2007, de forma que ya tuviera un cierto porte para cuando comenzaran los ensayos en 2008.

Tras cada episodio lluvioso, se ha procedido a la recogida de sedimentos y a la cuantificación de la escorrentía, así como a la toma de una alícuota para Determinar la concentración de sedimentos en suspensión en la escorrentía.

En el análisis de las diferentes fracciones de la porosidad, se han considerado como macroporos aquellos cuyo tamaño es superior a 60 μm (Taboada, 2003), mesoporos los comprendidos entre 60 y 10 μm, y microporos los inferiores a 10 μm. Para la determinación de la macro, meso y microporosidad se han tomado muestras inalteradas del espesor 0 – 5 cm con cilindros de 53 mm de diámetro y 50 mm de altura. Para ello, se ha procedido a saturar la muestra de agua sin sacar de los cilindros y determinar el contenido de humedad a las siguientes presiones (expresadas en pF): 0, 1.8, 2.54, 4.2 y secado en estufa a 105ºC. El agua contenida entre 0 y 1.8 pFs es aquella que está ocupando los macroporos, grietas y espacios entre agregados presentes en la muestra inalterada. El agua contenida entre los pFs de 1.8 y 2.54 es la que ocupa los mesoporos. La contenida entre un pF de 2.54 y el pF de 4,2 es el agua útil contenida en los microporos más grandes. Por último, el contenido de humedad entre el pF de 4.2 y la muestra secada en estufa a 105ºC nos da el volumen agua por debajo del punto de marchitez, es decir, el agua no dispoble y que ocupa los microporos de menor tamaño.

Se ha monitorizado la humedad del suelo a 15 y 30 cm mediante el empleo de sensores ECH2O Decagon, conectados a un data-logger el cual registraba una lectura cada 15 minutos.

Uno de los aspectos que más interesa, es la influencia de las plantas aromáticas estudiadas sobre la infiltración del suelo, para lo que se ha empleado un infiltrómetro de doble anillo en donde en el interior del anillo central había un arbusto. También se han realizado estas pruebas en la parcela control (suelo labrado) (Fig. 1).

Para la determinación de la cobertura vegetal, se ha recurrido al empleo de *cuadrats* de 0,5 x 0,5 m2, con divisiones cada 10 cm en ambos ejes.



Figura 1. Infiltrómetro de doble anillo con una planta de espliego (L. latifolia) en su interior y el control (suelo desnudo)

En las calles de los arbustos se han llevado a cabo las labores que tradicionalmente da el agricultor, las cuales van encaminadas a mantener el suelo desnudo y evitar la competencia con el cultivo. Estas labores se han realizado periódicamente, para lo que se ha empleado una "mula mecánica". En estas condiciones, durante al menos los dos primeros años, no podemos ignorar que el agua pueda circular libremente entre los arbustos, pudiendo incrementarse la escorrentía y la pérdida de suelo (Abrahams et al, 1996), minimizando la eficiencia del cultivo de aromáticas hasta que el crecimiento de las plantas cierre los huecos y adquieran forma de setos.

4. Resultados y discusión

En este trabajo se exponen los datos obtenidos al final del primer año de los ensayos y correspondientes a la campaña agrícola 2008/09.

En la Tabla 1 figuran las velocidades de infiltración para cada tratamiento. Se observa que el romero presenta una permeabilidad muy superior al resto de los tratamientos. Evidentemente, esta mayor velocidad de infiltración tiene que ser debida a una macroporosidad superior inducida por el arbusto.

Tabla 1. Permeabilidad estabilizada de cada uno de los tratamientos ensayados en las parcelas USLE

Tratamiento	Permeabilidad (cm. h^{-1})
Romero	43,5
Salvia	28,8
Espliego	35,0
Control	36,2

El análisis de las diferentes fracciones de la porosidad del suelo (tabla 2) confirmó que el romero presentaba una mayor macroporosidad posiblemente debida a pequeñas separaciones entre los planos de debilidad que delimitan los agregados provocadas por el sistema radicular del arbusto

Tabla 2: Valores medios de macro-, meso- y microporosidad del suelo

Tratamiento	Macroporosidad (>60 µm) (%)	Mesoporosidad (60 - 10 µm) (%)	Microporosidad agua útil (10 – 0,2 µm) (%)	Microporisidad agua no disponible (%)	Porosidad Total (%)
Espliego	13,6	2,0	22,5	10,9	49,0
Salvia	12,9	1,6	21,7	12,0	48,2
Romero	14,5	1,6	23,4	12,3	51,8
Laboreo	12,6	1,0	22,5	12,3	48,4

Lo primero que se observa es un incremento de la macroporosidad en todas las parcelas con arbustos, especialmente con el romero. Este arbusto es también el que presenta mayor microporosidad, especialmente en el tamaño de poros que representan el almacenamiento de agua disponible en el suelo (agua útil), es decir la comprendida entre la capacidad de campo y el coeficiente de marchitez.

La mayor infiltración en las parcelas con arbustos es la responsable de una menor escorrentía responsable de la erosión. En la Tabla 3 podemos ver los datos relativos a la pérdida de suelo y escorrentía.

La salvia es el único arbusto que ha presentado más escorrentía que el control, lo cual guarda correlación con la velocidad de infiltración que presentó, menor incluso que la del testigo.

En cualquier caso, al ser el primer año, es pronto para que estas diferencias observadas sean significativas, tanto al hablar de la velocidad de infiltración como de las diferentes fracciones de la porosidad analizadas.

Tabla 3. Pérdida de suelo y escorrentía medias registradas durante las campañas agrícolas 2008/09. Letras diferentes indican diferencias significativas para el nivel p< 0,05 (Test no paramétrico de Kolmogorov-Smirnoff)

Tratamiento	**Pérdida media de suelo ($Kg.ha^{-1}$)**	**S.D.**	**n**	**P<0.05**		**Escorrentía media (mm)**	**S.D.**	**P<0.05**	**n**
Salvia	13,87	18,75	12	a		0,15	0,22	a	12
Romero	13,74	20,49	12	a		0,05	0,06	ab	12
Espliego	11,19	16,31	12	a		0,03	0,05	b	12
Testigo	13,17	18,26	12	a		0,13	0,25	ab	12

Al final del primer año se ha observado que el espliego es el arbusto que genera menos sedimentos, si bien estas diferencias de pérdida de suelo entre tratamientos no son

significativas. Respecto al control de las escorrentías, el romero y el espliego son las especies que generan una menor escorrentía, de 3 a 4 veces menos que el testigo (suelo desnudo) o que la salvia. Sin embargo, debido a la alta variabilidad de los datos, sólo el espliego presenta diferencias significativas ($p < 0,05$) con respecto a la salvia.

Desde el punto de vista de la humedad del suelo, los mayores contenidos de humedad edáfica tanto a 15 cm como a 30 cm a lo largo de todo el año se han registrado bajo cubierta de salvia. Puesto que este arbusto no es el que más potencia la infiltración y es el que más escorrentía presenta, debemos concluir que o bien dificulta la pérdida de agua por evaporación directa del suelo, posiblemente por su bajo porte casi pegado al suelo, o bien que la cantidad de agua que bombea para compensar su traspiración, es menor que en el caso del resto de los arbustos.

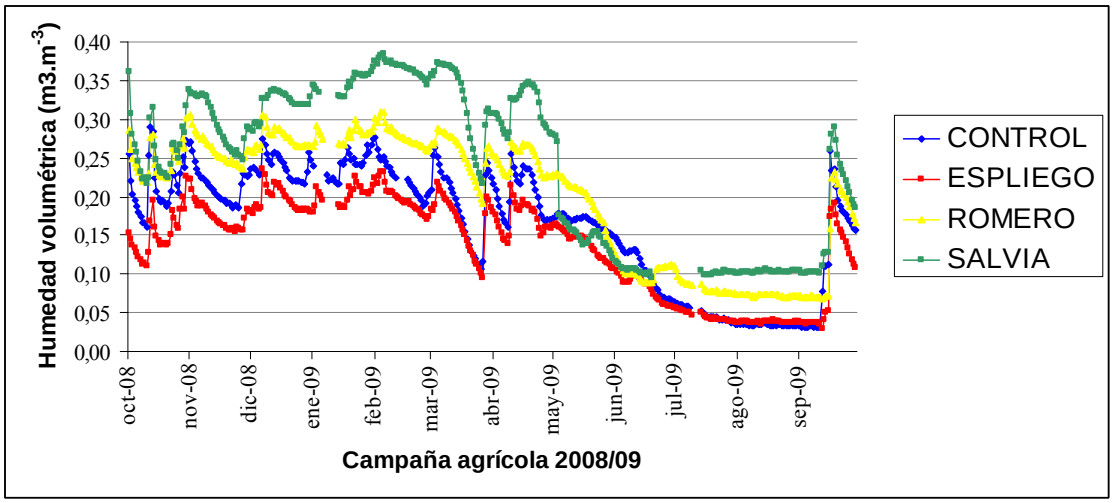


Figura 2. Evolución del contenido en humedad del suelo a 15 cm

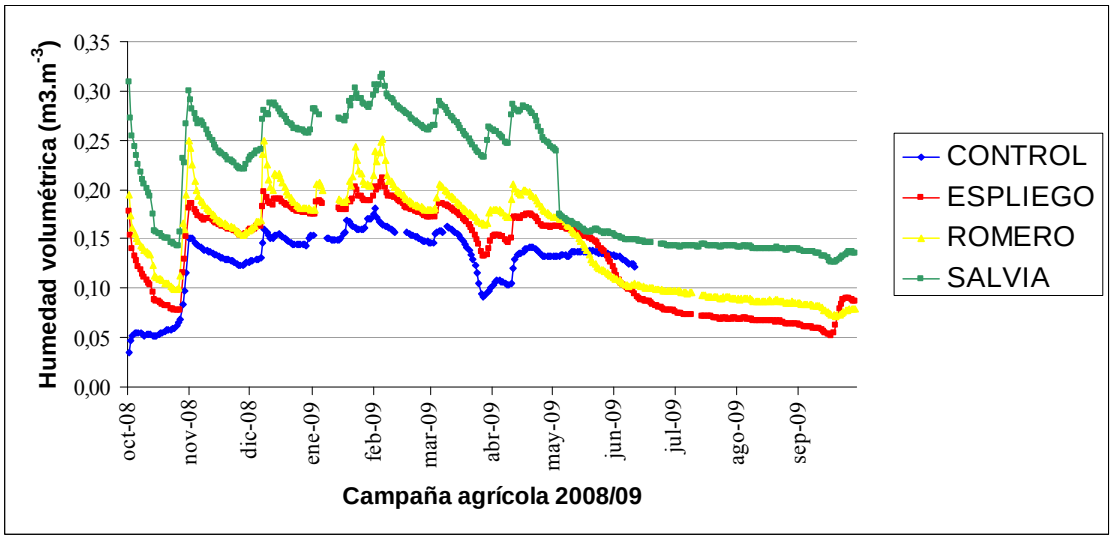


Figura 2. Evolución del contenido en humedad del suelo a 30 cm

El espliego es de los tres tratamientos con arbustos, el que menos humedad edáfica presenta a ambas profundidades, mientras que el romero permite una humedad edáfica intermedia entre la salvia y el espliego, aunque más próxima a este último.

En el caso del testigo, la ausencia de cobertura vegetal propicia una gran pérdida de agua por evaporación, ya que no podemos atribuir exclusivamente al laboreo esta pérdida de agua, puesto que todas las parcelas son objeto de labores para mantener las calles desnudas, si bien la superficie labrada como es lógico es menor en las parcelas con cultivo de aromáticas que en el control.

En la Tabla 4 se comparan las medias diarias del contenido volumétrico de humedad del suelo ($m3.m^{-3}$).

Tabla 4. Humedad del suelo ($m3.m^{-3}$) a 15 y 30 cm. Media y desvación estandart de cada tratamiento a lo largo de la campaña agrícola 2008/09. Letras diferentes indican diferencias significativas para el nivel p< 0,001 (Test no paramétrico de Kolmogorov-Smirnoff)

Tratamiento	**Humedad del suelo ($m3.m^{-3}$)**	**S.D.**	**n**
Profundidad 15 cm			
Espliego	0,14 a	0,06	353
Romero	0,20 b	0,08	353
Salvia	0,24 c	0,10	331
Control	0,17 d	0,08	346
Profundidad 30 cm			
Espliego	0,13 a	0,05	353
Romero	0,15 b	0,05	353
Salvia	0,21 c	0,06	351
Control	0,13 d	0,03	241

Se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,001$) entre todos los tratamientos y para las dos profundidades estudiadas, lo que indica comportamientos hidrológicos diferentes en cada caso.

5. Conclusiones

La presencia de arbustos incrementa la macroporosidad, siendo el romero es el que más macroporosidad (> 60 μ) y microporosidad (10 - 0,2 μ) presenta. Atribuimos a las diferentes macroporosidades las distintas escorrentías registradas.

Se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,001$) entre todos los tratamientos y para las dos profundidades estudiadas.

La pérdida de suelo a lo largo del primer año no ha presentado diferencias entre tratamientos, aunque es de prever que conforme se desarrollen los arbustos se agudicen las diferencias y terminen por ser significativas. Respecto a la escorrentía, sí se ha observado diferencias entre la salvia y el espliego, aunque no entre los restantes tratamientos.

Los contenidos medios de humedad edáfica presentan diferencias altamente significativas ($p < 0,001$) entre todos los tratamientos, tanto a la profundidad de 15 cm como a 30 cm, lo que evidencia una influencia notoria de las plantas aromáticas y manejo del suelo sobre el contenido de humedad.

6. Agradecimientos

Los datos expuestos proceden del proyecto de investigación RTA2008-00086 financiado por el Plan Sectorial Agrario y Alimentarios del INIA.

7. Bibliografía

ABRAHAMS, A.D.; PARSONS, A.J.; WAINWRIGHT, J.; HUPP, C.R.; OSTERKAMP, W.R. AND HOWARD, A.D. 1996. Effects of vegetation change on interrill runoff and erosion, Walnut Gulch, southern Arizona. Biogeomorphology, terrestrial and freshwater systems. *26th Binghampton Symposium in Geomorphology*, held 6-8 October, 13, 1-4, 37-48.

ANDREU, V.; RUBIO, J.L. ; GIMENO-GARCÍA, E. ; LLINARES, J.V. 1998. Testing three Mediterranean shrub species in runoff reduction and sediment transport. *Soil & Tillage Research* 45, 441–454.

BELMONTE, F.; ROMERO, A. 1998a. La cubierta vegetal en las regiones áridas y semiáridas: consecuencias de la interceptación de la precipitación en la protección del suelo y los recursos hídricos. *NORBA geografía* 10, 9-22.

BELMONTE SERRATO, F. AND ROMERO DÍAZ, A. 1998b. A simple technique for measuring rainfall interception by small shrub: "interception flow collection box". *Hydrological Processes* 12, 471-481.

BEVEN, K., AND P. GERMAN. 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.* 18, 1311-1325.

BOCHET, E.; RUBIO, J.L. AND POESEN, J. 1998. Relative efficiency of three representative matorral species in reducing water erosion at the microscale in a semi-arid climate Valencia, Spain. *Geomorphology* 23, 139–150.

CASERMEIRO,, M.A.; CRUZ CARAVAC,, M.T. DE LA; HERNANDO COSTA,J.; HERNANDO MASSANET,M.I.; MOLINA,J.A.; SANCHEZ,P. 2002. The role of thyme (Thymus vulgaris) shrubs in the protection of soil erosion. *Anales de Biologia* (Espana) 24, 81-87.

CASERMEIRO, M.A.; MOLINAB, J.A.; DE LA CRUZ CARAVACA, M.T.; HERNANDO COSTA, J.; HERNANDO MASSANET, M.I.; MORENO, P.S. 2003. Influence of scrubs on runoff and sediment loss in soils of Mediterranean climate. *Catena* 57, 91-107.

CHEN, L.; HUANG, Z.; GONG,J.; FU, B. AND HUANG, Y. 2006. The effect of land cover/vegetation on soil water dynamic in the hilly area of the loess plateau, China. *Catena* 70 (2), 200-208.

CHIRINO, E.; BONET, A.; BELLOT, J. AND SÁNCHEZ, J.R. 2006. Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a semi-arid landscape in south eastern Spain. *Catena* 65, 19-29.

COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS. Bruselas, 22.9.2006. COM(2006) 231 final. Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Estrategia temática para la protección del suelo.

CURTIN, J.S. AND MULLEN, G.J. 2007. Physical properties of some intensively cultivated soils of ireland amended with spent mushroom compost. *Land Degradation & Development* 18, 355–368.

DURAN ZUAZO, V.H.; MARTINEZ-RAYA, A. AND AGUILAR RUIZ, J. 2002. Control de la erosión en los taludes de bancales, en terrenos con fuertes pendientes. *Edafologia* Vol. 9 (1), pp. 1-10.

DURÁN ZUAZO, V.H.; FRANCIA MARTÍNEZ, J.R. AND MARTÍNEZ RAYA, A. 2004. Impact of Vegetative Cover on Runoff and Soil Erosion at Hillslope Scale in Lanjaron, Spain. *The Environmentalist* Volume 24, Number 1 / March, 2004, 39-48.

FERRERO, A.; USOWICZ, B. AND LIPIEC, J. 2005. Effects of tractor traffic on spatial variability of soil strength and water content in grass covered and cultivated sloping vineyard. *Soil and Tillage Research* 84(2), 127-138.

FRANCIS, C.F., THORNES, J.B. 1990a. Matorral: Erosion y restauración. *En:* Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. J. Albadalejo; M.A. Stocking, E.Díaz (Eds.). Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Murcia, 88-115

FRANCIS CF, THORNES JB. 1990b. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. In: J.b. Thornes (editor), *Vegetation y Erosion, Processes y Environments*. J.Wiley y Sons, Chichester, pp.363-384

GREEN T.R., AHUJA L.R., AND BENJAMIN J.G. 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. *Geoderma* 116, 3-27.

JIMÉNEZ,L.; RAMÍREZ,J.; GARCÍA-ORMAECHEA,S.; MARQUÉS,M.J.; GARCÍA-ESTRINGANA,P.; ALONSO,N. Y BIENES,R. 2003. Aproximación al comportamiento hidrológico de la retama mediante lluvia simulada en suelos franco-arcillosos de la Comunidad de Madrid. In: *Control de la Erosión y Degradación del Suelo* (Bienes y Marqués, Eds) vol. 2, 223- 228.

KOULOURI , M. AND GIOURGA, CHR. 2006. Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lanas. *Catena* 69(3), 274-281.

LASANTA, T.; GARCÍA-RUIZ, J.M.; PÉREZ-RONTOMÉ, C. AND SANCHO-MARCE, C. 2000. Runoff and sediment yield in a semi-arid environment: the effect of land management after farmland abandonment. *Catena* 38, 265–278.

LOBO, D.; LOZANO, Z. AND DELGADO, F. 2005. Water erosion risk assessment and impact on productivity of a Venezuelan soil. *Catena* 64 (2-3), 297-306.

LOWERY B., ARSHAD M.A., LAL R., HICKEY W.J. 1996. Soil Water Parameters and Soil Quality. In Doran J.W. and Jones A.J. (eds). Methods for Assessing Soil Quality. SSSA Special Publication 49, pp 143-155. 1996. Madison.

MAHMOOD S. AND LATIF M. 2003. Surge-ring infiltometer and its application to Simulate infiltration. *Irrigation and Drainage Systems* 17, 367-379.

NEAVE, M; ABRAHAMS, A.D. 2001. Impact of small mammal disturbances on sediment yield from grassland and shrubland ecosystems in the Chihuahuan Desert. *Catena* 44 (4), 285-303.

PARIZEK, B.; ROSTAGNO, C.M.; SOTTINI, R. 2002. Soil erosion as affected by shrub encroachment in northeastern Patagonia. *Journal of Range Management* 55(1), 43-48.

PERROUX, K.M., AND I. WHITE. 1988. Designs for disc permeameters. *Soil Sci. Am. J.* 52, 1205-1215.

PUIGDEFÁBREGAS, J. 2001. Desertificación y erosión, ¿Dos caras de la misma moneda?. *Ecosistemas: Revista de divulgación científica y técnica de ecología y medio ambiente* 3, 2001. 15-jul-2005

RAO, K.P.C. ; STEENHUIS, T.S.; COGLE, A.L.; SRINIVASAN, S.T.; YULE, D.F.; SMITH, G.D. 1998. Rainfall infiltration and runoff from an Alfisol in semi-arid tropical India. II. Tilled systems. *Soil & Tillage Research* 48, 61-69.

RICKSON, R.J. (1990). The role of simulated vegetation in soil erosion control. *En:* J.B. Thornes (ed.) *Vegetation and erosion*. Chischester, Wiley, 99-111.

TABOADA CASTRO, M.M., M. LADO LIÑARES, A. DIÉGUEZ VILLAR, Y A. PAZ GONZÁLEZ. 1998. Evolución temporal de la infiltración superficial a escala de parcela. p. 101-127. *In* A. Paz González y M.T. Taboada Castro (eds.) *Jornadas Internacionales Sobre Erosión Hídrica*, La Coruña, España.11-13 de junio de 1998.

TABOADA, M. A. 2003. Soil Structural Behaviour of Flooded Soils. College on Soil Physics. Trieste, 3-21 March 2003. 489-500 pp.

TANG, K., ZHOU, H., HOU, X., LIU, Y. 1987. The influence of destruction and reconstruction of vegetation on soil erosion and its control in the loess plateau in China. *En*: Pla Sentis (ed.), Soil Conservation and productivity. Maracay, Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo, 963-972

VANDERLINDEN, K.; GABRIELS, D. AND GIRÁLDEZ, J. V. 1998. Evaluation of infiltration measurements under olive trees in Córdoba. *Soil and Tillage Research* 48 (4), 303-315.

ZUZEL JF, PIKUL JL, RASMUSSEN PE. 1990. Tillage and fertilizer effects on water infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 205-208.

Rugosidad de suelos encostrados biológicamente: efectos sobre la escorrentía y la erosión

EMILO RODRÍGUEZ CABALLERO[1], SONIA CHAMIZO[2], YOLANDA CANTÓN[1]

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería. [2] EEZA: Estación Experimental Zonas Áridas CSIC. Almería.

Resumen

La rugosidad de la superficie del suelo tiene una gran influencia en los procesos de escorrentía y erosión, afectando al almacenamiento superficial de agua, a la velocidad y recorrido del flujo de agua sobre la superficie, modificando la tasa de escorrentía y retardando su inicio a la vez que reduce la erosión producida por el impacto de las gotas de lluvia y por el efecto cortante que el flujo de escorrentía ejerce sobre la superficie. En los suelos de zonas áridas y semiáridas, en los claros entre las plantas, son muy frecuentes las costras biológicas del suelo (CBSs). Las CBSs consisten en asociaciones de cianobacterias, micro hongos, líquenes y musgos y según el componente que domine en la comunidad, la rugosidad de la superficie del suelo puede variar considerablemente, modificando la respuesta hidrológica y erosiva de ese suelo. El objetivo de este trabajo es determinar el efecto de las costras físicas y biológicas del suelo sobre la rugosidad superficial y su influencia sobre la escorrentía y la erosión. Para ello contamos con parcelas abiertas sobre diferentes tipos de costras que registran en las que se registra la escorrentía y la erosión total. En cada una de las parcelas se ha construido un modelo digital de elevaciones de alta resolución usando un lasser scaner terrestre y se ha extraído la rugosidad a varias resoluciones espaciales. Tras cuantificar la rugosidad de suelos encostrados, física y biológicamente, y comparar esta con datos de erosión y escorrentía podemos determinar que las CBSs modifican la rugosidad superficial del suelo lo cual afecta a la generación de escorrentía y a la erosión.

Palabras clave

Rugosidad superficial, costra biológica, infiltración, escorrentía, erosión.

1. Introducción

La microtopografía del suelo juega un papel fundamental en la mayoría de procesos de intercambio de materia y energía entre suelo y atmósfera, ya que modifica la superficie de contacto entre ambos, afectando a los flujos de agua verticales (evapotranspiración e infiltración) y horizontales (escorrentía) entre suelo y atmósfera condicionando así el agua disponible en el suelo (ALLMARAS et al., 1966 & 1967; COGO et al., 1983;) entre otros.

Su efecto sobre la generación de escorrentía y la erosión ha sido ampliamente estudiado sobre todo en suelos agrícolas (BJARNE et al., 1998; GOVERS et al., 2000; Kamprost et al.,2000; entre otros), hasta el punto de estar considerado un parámetro clave en dichos procesos (KIRBY, 2001; GOUR & MATHUR, 2003), ya que afecta a la cantidad de agua almacenada en la superficie, modifica la fracción de suelo cubierta por la lamina de agua, regula la cantidad de agua necesaria para el inicio de la escorrentía y afecta a la tasa de escorrentía (ALLMARAS et al., 1966; CAGO et al.,1983; ONSTAD., 1984; HUANG & BRADFORD, 1990; SOLE-BENET et al., 1997; BULL & KIRBY., 2002; SUN et al., 2009).

Además, se sabe que amortigua la fuerza con la que impactan las gotas de lluvia sobre la superficie del suelo, reduce el efecto cortante y la velocidad del flujo de agua y disminuye su capacidad de transporte (HELMING et al., 1998; PLANCHON et al., 2000;LIU & SING,2004;GAUR & MATHUR, 2003), lo cual se traduce en una reducción de la erosión.

En los ecosistemas naturales áridos y semiáridos, donde la cubierta vegetal es dispersa, la escorrentía se genera principalmente en los claros entre la vegetación que actúan como áreas fuente de escorrentía, mientras que la vegetación actúa como sumidero (LUDWIG & TONGWAY, 1995;PUIGDEFÁBREGAS, 2005). En muchos ecosistemas áridos y semiáridos los espacios entre las plantas están cubiertos por costras biológicas del suelo (CBS) que están formadas por asociaciones de cianobacterias, micro hongos, líquenes y musgos y que pueden llegar a ocupar más de 70% de estos espacios desprovistos de vegetación (BELNAP et al., 2005). Razón de peso para pensar que estas tendrán un efecto importante en la generación de escorrentía y en la erosión, y más aun si se tiene en cuenta que las CBS afectan a numerosas propiedades edáficas involucradas en estos procesos.

Muchos trabajos demuestran que las CBS se comportan como áreas fuente de escorrentía, aunque su respuesta varía en función de la composición de la costra, rugosidad, material subyacente, etc. (ELDRINGE & TOZER, 1997; PEREZ, 1997; KIDROM & YAIR., 1997; ELDRIDGE et al., 1997; SOLÉ-BENETSOLÉ-BENET, A et al., 1997; CANTÓN et al., 2001, 2002; CHAMIZO et al., 2010). Estos autores señalan a la rugosidad como una variable clave para entender la influencia de las costras sobre la escorrentía y la erosión, pero ninguno analiza este aspecto en profundidad. BELNAP propuso la siguiente clasificación cualitativa en función de la rugosidad superficial de las costras más frecuentes en ecosistemas áridos: costra lisa < suelo desnudo < costra rugosa < costra ondulada < costra con pináculos (BELNAP, 2006). No obstante, apenas se han publicado trabajos que relacionen la rugosidad superficial de las costras con alguna variable hidrológica (THUROW, 1991; ELDRIDGE et al., 1997) por lo que se precisa de más estudios para establecer de forma precisa el efecto de la rugosidad de las costras sobre la generación de escorrentía y la erosión.

La cuantificación de la rugosidad en superficies de suelos no cultivados, es un campo poco explorado, por lo que los diferentes índices de rugosidad disponibles deben aplicarse en diversos escenarios con el objetivo de comprobar su robustez y fiabilidad. Un buen escenario lo constituye su aplicación a las superficies cubiertas por CBS, por su abundancia en ecosistemas áridos y semiáridos y la importancia de sus efectos, los cuales, para la mayoría de procesos, están modulados por la rugosidad de las mismas. La dificultad para describir cuantitativamente la rugosidad superficial de las costras biológicas del suelo se debe a la naturaleza de los diferentes índices de rugosidad desarrollados hasta ahora. Han sido desarrollados para su aplicación en campos agrícolas, donde existe una pendiente más o menos homogénea. La medida de rugosidad más extendida, la Rugosidad Aleatoria (Random Rougness o RR), se ve muy afectada por variaciones en la pendiente, no motivadas por la rugosidad de la superficie. Como consecuencia, este índice no da resultados realista cuando se aplica a zonas naturales con pendientes heterogéneas y por esta razón es necesario emplear adaptaciones locales de este índice (HAUBROCK et al., 2009).

Por otra parte, para determinar la rugosidad superficial es imprescindible contar con una medida precisa de la altura del suelo, con este objetivo se han desarrollado varios métodos, los cuales difieren en precisión y naturaleza. Se distinguen entre métodos de contacto e indirectos. Los primeros tienen la ventaja de ser fáciles de aplicar, además de consumir poco tiempo, pero no son muy precisos. Método de la cadena (Saleh., 1993), el

perfilómetro de agujas, etc). Los métodos indirectos en general son más precisos pero requieren un procesado laborioso y costoso en tiempo, fotogrametría, radar, Lasser scanner terrestre (LST), etc. El LST se presenta como la mejor alternativa para la cuantificación de la rugosidad, por ofrecer una elevada resolución espacial, cubriendo toda la superficie de estudio y aportando la mayor precisión de todas las metodologías. En este trabajo se analiza la rugosidad de las CBS con esta técnica para evaluar su influencia en la escorrentía y erosión

2. Objetivos

La hipótesis de partida es que la rugosidad de las CBS aumenta conforme lo hace su grado de desarrollo, y que esta influye de manera notable en la generación de escorrentía y en la erosión.

Los objetivos de este trabajo son: 1) determinar el efecto del grado de evolución de las costras biológicas sobre la rugosidad superficial del suelo; 2) Determinar la escala idónea a la que debe ser cuantificada la rugosidad de CBS; 3) Determinar el efecto de la rugosidad superficial sobre la escorrentía y la erosión en condiciones de lluvia natural.

3. Metodología

El trabajo se ha desarrollado en el área experimental de El Cautivo, monitorizada desde 1991 y localizada en el subdesierto de Tabernas. La zona presenta un clima termomediterráneo semiárido (LÁZARO & REY, 1990), con una temperatura media 17,9 ºC y una precipitación anual de 235mm, concentrada en invierno.

Se trata de un paisaje acarcavado, donde la mayoría de los valles presentan orientación NW y SO, mientras que las laderas se encuentran orientadas hacia el SW y NE, estas últimas se caracterizan por presentar una menor pendiente. La cobertura del suelo se ve influenciada por la orientación, por lo que se presentan diferentes teselas que conforman un mosaico de cubiertas heterogéneo, dominado por plantas perennes dispersas y anuales con BSC en los claros, sobre los valles y las partes bajas de las laderas; Costras físicas localizadas en las laderas SW y costras biológicas ocupando las laderas NE y en los claros entre vegetación en las laderas N (CANTÓN et al., 2003; 2004).

3.1 Microtopografía

Se ha usado un laser scanner Leyca Scan Station 2.0 para obtener los registros de altura de la superficie de cada parcela con una distancia de separación entre puntos de 5mm y una precisión de 1 mm. Se hicieron dos escaneos por parcela para reducir las zonas de sombra producidas por la vegetación. Las nubes de puntos obtenidas se procesaron posteriormente en el software Cyclone (Leyca), que permitió solapar las distintas nubes de puntos y prepararlas para la posterior eliminación de los puntos correspondientes a vegetación mediante una metodología basada en la desviación estándar de la altitud y el la intensidad de retorno del laser (sin publicar aún). A partir de estas nubes de puntos se calcula la rugosidad superficial, tras eliminar el efecto de la pendiente, para ello se ajusto la nube de puntos a una superficie polinómica de segundo grado mediante el método de los mínimos cuadrados.

El primer índice calculado fue RR (del inglés random roughness, rugosidad aleatoria). Se define RR como la desviación estándar de la altura tras la eliminación del efecto de la pendiente y el laboreo (ALLMARAS et al., 1966), ecuación 1.

$$1)\ RR = \sqrt{\frac{1}{M\,N}\ \sum_{c=0}^{M-1}\ \sum_{r=0}^{N-1}[Z(X_c, Y_r) - \mu]^2}$$

Cuando trabajamos en zonas naturales, con topografía compleja, como laderas de áreas acarcavadas, el proceso de eliminación de la pendiente no elimina toda la variabilidad de altura introducida por factores ajenos a la rugosidad. El cálculo de este índice para toda la parcela incluirá esta variabilidad no sustraída con la pendiente, aquella introducida por montículos, curvatura compleja, topografía, etc, muy frecuentes en este tipo de laderas. Por este motivo, en la mayoría de los casos este índice producirá valores sobrestimados de RR. Para eliminar este efecto se aplica la metodología propuesta por (HAUBROCK, 2009) que calcula una RR local, como RR dentro de una ventana móvil de tamaño (mx – ny) que viene definida por la ecuación 2, y se usan tamaños de ventana variables (10 m, 20mm, 50mm, 100mm).

$$2)\ RR = \sqrt{\frac{1}{(X_1 - X_f) * (Y_1 - Y_f)} \sum_{c=X_f}^{X=1} \sum_{r=Y_f}^{Y=1} [Z(X_c, Y_r) - \mu]^2}$$

De forma paralela, a partir de las nubes de puntos sin vegetación se obtuvo un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) de cada parcela con una resolución espacial de 1 cm. Los huecos generados tras eliminar la vegetación se rellenaron mediante interpolación krigring. A partir del MDE se calcula el área de contribución y la capacidad de acumulación superficial (SSC), cantidad de agua capaz de almacenarse en la superficie del suelo, de cada parcela. Es difícil calcular la SSC real en campo, ya que la infiltración es un parámetro difícil de controlar e influenciado por muchas variables (KAMPHORST et al., 2000), pero gracias al MDE de alta resolución y siguiendo la metodología propuesta por (Martin et al., 2008), se calcula SSC como el volumen de micro-depresiones que contiene el MDE. El cálculo del área de contribución de cada parcela se realizo en Arcgis 9.3. Las depresiones del MDE de 1 cm se rellenaron con el algoritmo de JENSON & DOMINGUEZ (1988) y posteriormente se calculó la dirección de drenaje de cada pixel empleando el algoritmo D8 (O'CALLAGHAN & MARK, 1984). A partir de ambas capas se extrajo el área de drenaje a la salida de las parcelas.

3.2 Precipitación

Se instalaron 3 pluviógrafos el área de estudio distribuidos en 3 zonas próximas a grupos parcelas, para incluir el efecto de la variabilidad espacial de la precipitación. A cada parcela se le asigno el dato de precipitación correspondiente al pluviómetro más cercano para cada uno de los 17 eventos ocurridos en el periodo de estudio, comprendido entre el 3 de Marzo de 2009 y el 17 de Abril de 2010.

A partir de los registros de precipitación se calculo la intensidad media, como el ratio entre el volumen total de la lluvia y la duración de ésta; la lluvia acumulada y la duración de cada evento. Estos mismos parámetros se calcularon para el periodo comprendido entre el inicio de la lluvia y el inicio de la escorrentía en cada parcela.

3.3 Escorrentía y erosión

Se instalaron 18 parcelas de escorrentía abiertas, para evitar los problemas de agotamiento de sedimentos, con un área de contribución entre 8 y 10 m2. Se instalaron sobre los dos tipos de costras biológicas más abundantes en la zona de estudio: Líquenes y Cianobacterias. En cada tipo de costra se colocaron tres parcelas de cada uno de los siguientes

tratamientos: (1) Costra intacta (control), (2) Costra eliminada en el año 2005 y desde entonces está en fase de recuperación, (3) Costra recién eliminada, se esperó unos 3 meses en los que ocurrieron varios eventos y provocaron la formación de una costra física. De forma paralela, se colocaron otras 18 parcelas totalizadoras, sin registro en continuo de la escorrentía y de menor área (entorno a 0.7m2) sobre las mismas coberturas con el objetivo de tener mayor registro de datos y registrar la erosión que no era un objetivo de las parcelas grandes. Las parcelas se ubicaron en localizaciones representativas de cada tipo de costra, manteniendo la pendiente y orientación características de cada una de las coberturas.

Durante un periodo de 2 años en estas parcelas se ha llevado a cabo el seguimiento de la escorrentía y erosión hídrica (en las pequeñas) después de cada evento. Las parcelas están limitadas en la parte inferior y conectadas a un depósito calibrado de 50 litros aproximadamente. Los depósitos están dotados de un balancín, calibrado en campo, con un volumen aproximado de unos 0.5l conectado a un datalogger. De esta forma se obtiene un hidrograma de alta resolución temporal para cada parcela y a partir de este el volumen total de escorrentía. De forma paralela al registro del balancín se hace un registro en campo, después de cada evento, de la escorrentía total mediante una medida directa de la altura del agua en el depósito. Este registro permite validar la calibración del balancín y detectar posibles fallos en la instrumentación. En las parcelas pequeñas solo se mide la escorrentía y erosión total (a partir de una alícuota de 1l).

4. Resultados

4.1 Diferencias en la rugosidad de las costras biológicas del suelo

En la figura 1 se representan los valores medios y desviaciones estándar del índice de rugosidad aleatoria (RR) total y local calculado con distintos radios de influencia junto con la SSC total de la parcela para los distintos tipos de costras y tratamientos. Solo se encuentran diferencias significativas en la RR local calculada con un radio de influencia de 20 mm, entre los tratamientos, costra eliminada (control) y costra no alterada; para los dos tipos de costras, líquenes y cianobacterias. Además existen diferencias significativas entre las parcelas sin alterar de líquenes y cianobacterias. Las parcelas mas rugosas son las cubiertas por costras de líquenes sin alterar (2.8mm), seguidas de las de cianobacterias (2.1mm) con el mismo tratamiento. Las parcelas alteradas recientemente, en las que se elimino la costra biológica casi por completo y rápidamente se desarrolló una costra física son las que menor rugosidad presentan (1mm). Las costras en estadio intermedio de desarrollo (costra eliminada en 2005 y en evolución desde entonces) presentan valores comprendidos entre el tratamiento de control y las parcelas donde se ha eliminado la costra, pero sin significancia estadística. Siendo este mayor para las costras de cianobacterias en estado de recuperación que para los líquenes.

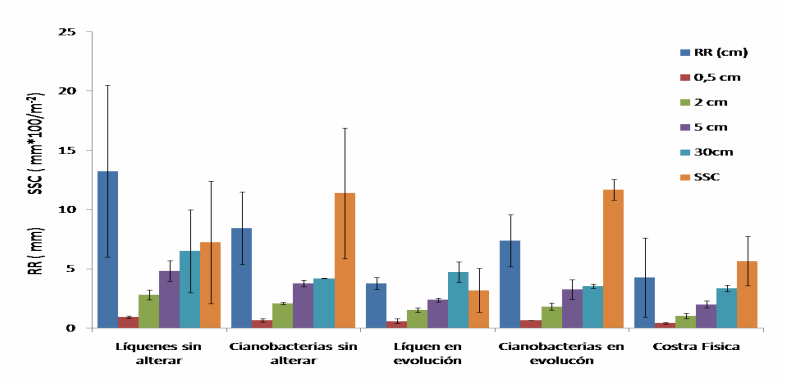


Figura 1. Valor medio y desviación estándar de los diferentes índices de rugosidad para cada uno de los tipos de costra.

Para la SSC no se encuentran diferencias significativas entre las diferentes costras biológicas y tratamientos, pero se encuentra una relación directa entre SSC promedio y RR local medida en un radio de 2 cm, $r^2 = 0.54$, para el conjunto de las parcelas.

4.2 Influencia de la rugosidad en la escorrentía y erosión

El volumen de lluvia necesario para el inicio de la escorrentía, está lineal y positivamente relacionado con la SSC total (Figura 2) en todas las parcelas para los eventos poco intensos en su inicio, concretamente para los eventos registrados de intensidad previa al inicio de la escorrentía media inferior a 2 (mmh^{-1}). No se observa relación para eventos de mayor intensidad.

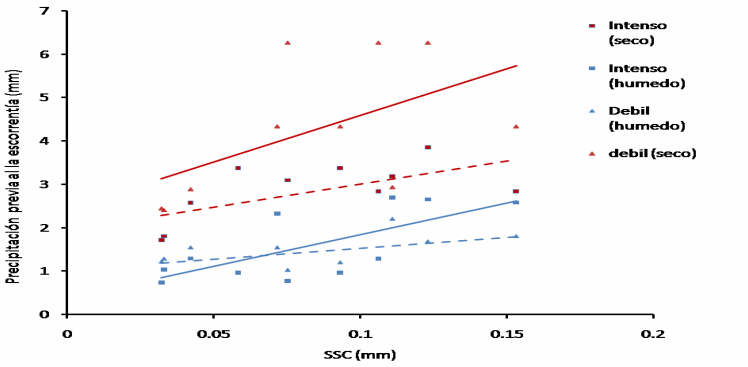


Figura 2. Relación entre la precipitación previa al inicio de la escorrentía (mmh^{-1}) SSC total de la parcela. Se representan un evento intenso y uno débil, en condiciones de humedad antecedente alta y eventos similares sobre condiciones de humedad antecedente bajas

La pendiente de la recta de regresión disminuye conforme aumenta la intensidad. La figura 3 muestra, además, que para eventos con humedad antecedente baja, es necesaria mayor cantidad de agua a igual valor de (SSC) para el inicio de la escorrentía. Para otras variables descriptoras de la lluvia como el tiempo transcurrido hasta el inicio de la escorrentía o la intensidad máxima de la lluvia anterior al inicio de la escorrentía no se encuentran relaciones significativas con la rugosidad o la SSC.

La tasa de escorrentía total del periodo de estudio también se encuentra relacionada de forma significativa con la SSC total de la parcela, observándose una relación inversa entre las dos variables. Se produce una disminución del coeficiente de escorrentía al aumentar la SSC. (Figura 3)

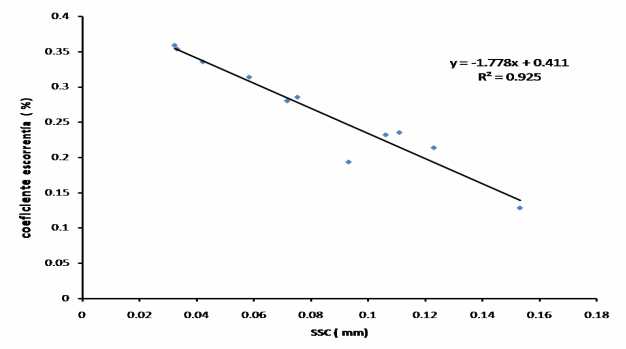


Figura 3.Relación entre el coeficiente de escorrentía total del periodo de estudio y la capacidad de almacenamiento superficial total de cada parcela.

Cuando se analiza cada uno de los eventos por separado (la Figura 4 muestra un ejemplo con 3 eventos), se observa que esta relacion se mantiene para la mayoria de los eventos, a excepcion de aquellos eventos complejos o que ocurren en situcion de humedad antecedente muy elevada. Se observa que a medida que aumenta la intensidad media del evento se generan coeficientes de escorrentia mayores.

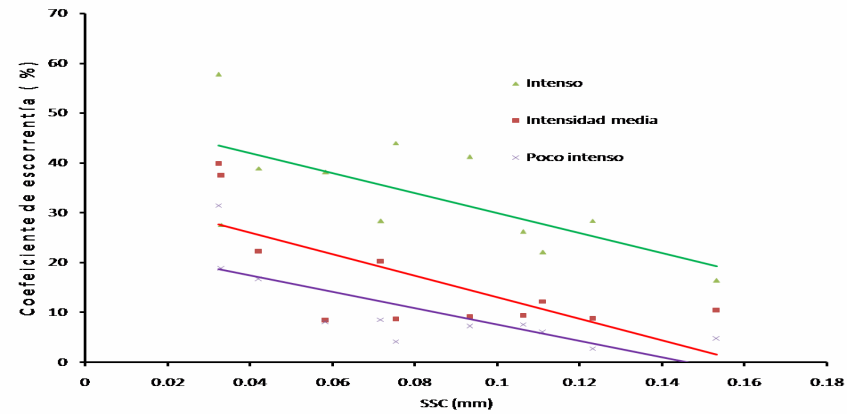


Figura 4.Relacion entre el coeficiente de escorrentía (mm) y la capacidad de almacenamiento superficial en tres eventos de diferentes características, un evento intenso, uno de intensidad intermedia y otro de intensidad baja.

El coeficiente de escorrentía no se relaciona significativamente con la RR ni local (para ningún radio de cálculo) ni global.

La figura 5 muestra las tasas de erosión para el periodo de estudio. Se encuentran diferencias significativas en la tasa de erosión para todo el periodo de estudio en los diferentes tipos de costras y tratamientos. Se aprecian diferencias entre los tratamientos de control y eliminar en ambos tipos de costras, mientras que solo hay diferencias significativas entre las parcelas de control y el estadio intermedio en los líquenes. (figura5)

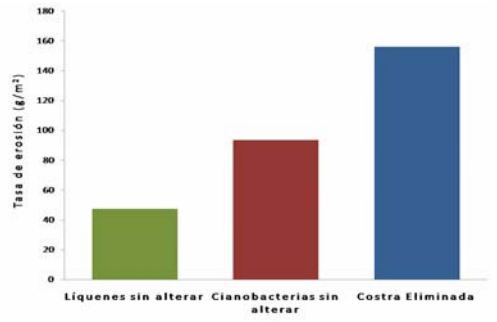


Figura 5. Tasa de erosión total media por tipo de costra y desviación estándar para todo el periodo de estudio.

La mayores tasas de erosión registradas corresponden a las parcelas donde ha sido eliminada la costra biológica que son las que tiene menos rugosidad y menor SSC (FIGURA 5). Disminuye la tasa de erosión total conforme aumenta la rugosidad de la costra. No se encuentran diferencias significativas en los estadios intermedios, aunque se obtuvieron tasas de erosión intermedias a las del tratamiento de control y eliminar para cada tipo de costra.

5. Discusión

5.1 Diferencias en la rugosidad de las CBS

Las CBS muestran diferencias de rugosidad significativas entre los diferentes tipos y tratamientos cuando se aplica un índice de RR local y con un radio de influencia pequeño (Figura 1). La RR global de una parcela no permite discriminar las diferencias de rugosidad que existen entre las CBS porque incorpora efectos externos a la rugosidad, como la curvatura del terreno, los montículos o la topografía. Tampoco los índices de RR local calculados con un radio muy pequeño o muy grande. El índice de rugosidad aleatoria obtenido con un radio de 2cm si permite demostrar el aumento de rugosidad que representa la presencia de las CBS respecto a un suelo encostrado físicamente y que comunidades de costras en etapas más avanzadas de la sucesión, lo que en este trabajo sería la costra no alterada de líquenes (Lázaro et al., 2008) presentan mayor rugosidad que las de comunidades en estadios menos evolucionados como las cianobacterias. Además dentro de un mismo tipo de comunidad, la rugosidad aumenta con la evolución tras la alteración del sitio, las parcelas sin alterar muestran valores de rugosidad mayores que las parcelas en estadio intermedio de evolución, y estas a su vez son más rugosas que las parcelas alteradas recientemente (Figura 1). Algunos autores también han puesto de manifiesto el aumento de la rugosidad con la mayor evolución de la costra (BELNAP, 2006; Kidron, 2007; DANIN et al., 1998). Sin embargo, cuando se comparan los tipos de costras en un estadio intermedio de la sucesión se observa un patrón diferente, con valores más elevados para la costra de cianobacterias respecto a la de líquenes a pesar de ser ésta última la más evolucionada (LÁZARO et al., 2008), si bien las diferencias no son significativas. Esto se explica porque las cianobacterias aparecen antes tras una alteración, por lo que su recuperación y crecimiento es más rápido (LÁZARO et al., 2008), y confieren en poco tiempo una mayor rugosidad a la superficie del suelo.

La SSC se encuentra influenciada por la RR, el área y la pendiente (ONSTAD., 1984; PLANCHON et al., 2001), lo que explica que no se encuentren diferencias significativas entre las distintas costras biológicas del suelo, ya que estas ocupan pendientes diferentes en estado natural (CANTÓN et al., 2004). Esto no quiere decir que esta variable no se encuentre influenciada por la existencia de CBSs en el suelo, ya que se encuentra directamente relacionada con la RR.

5.2 Influencia de la rugosidad en la escorrentía y erosión

El análisis de la respuesta hidrológica de las parcelas en eventos de diferente intensidad muestra que sólo existió una relación significativa entre la SSC y el volumen de agua necesario para el inicio de la escorrentía en eventos de baja intensidad. En estos eventos, la pendiente de la recta de regresión entre ambas variables disminuye al aumentar la intensidad (Figura 2), lo que indica una reducción del efecto de la SSC sobre el inicio de la escorrentía. Esto se debe a que en lluvias más intensas, las microdepresiones superficiales se colmatan a escalas de tiempo despreciables a la resolución temporal disponible en nuestras parcelas.

En suelos encostrados biológicamente, Warren en 2003 observo que la tasa de infiltración descendía al aumentar la intensidad de la lluvia, ya que se produce un efecto de sellado de los poros por las partículas que se desprenden de la propia costra. Nuestros resultados corroboran esta afirmación ya que para intensidades mayores la cantidad de lluvia necesaria para que se inicie la escorrentía es menor. Este efecto también se aprecia de forma notable en la tasa de escorrentía total del evento, ya que aunque dependiente de la SSC, aumenta junto con la intensidad media del evento.

Como cabria esperar, la humedad antecedente también condiciona su respuesta hídrica (figura 3), debido a que la costra está seca se encuentra fracturada presenta mayor tasa de infiltración. Este efecto desaparece rápidamente con la humectación de la costra y no se aprecia en condiciones previas de humedad alta (WARREN, 2003).

En suelos encostrados el coeficiente de escorrentía, para todo el periodo de estudio, disminuye al aumentar la SSC ya que con ella aumenta la rugosidad de la superficie del suelo y los obstáculos al flujo de agua, a la vez que aumenta la superficie de infiltración (ALLMARAS et al., 1966; Cago et al.,1983; ONSTAD., 1984; HUANG & BRADFORD, 1990; SOLE-BENET et al., 1997; BULL & KIRBY., 2002; Y.SUN et al., 2009). Esta misma relación se observa a escala de evento, a la cual la significancia de la relación disminuye al aumentar la intensidad de la lluvia (Figura 4). Esto se explica porque el incremento de área de contacto que produce la rugosidad y que se traduce en un aumento de la infiltración, se hace despreciable.

A diferencia de lo que ocurre en suelos agrícolas (PLANCHON et al., 2001; CREMERS et al., 2001) la relación con el coeficiente de escorrentía no es significativa cuando se usan otras variables como la RR global, o los diferentes índices locales debido a que en el cálculo de SSC intervienen otros descriptores de la parcela, como la pendiente, el área, además de accidentes topográficos de escala mayor a la rugosidad.

Respecto a la erosión, como era de esperar, las parcelas más rugosas, líquenes inalteradas, son las que presentan menores tasas de erosión. La erosión disminuye al aumentar la rugosidad debido a que se produce una mayor resistencia al flujo de agua (HELMING et al., 1998; LIU & SING; 2004; GAUR & MATHUR.,2003) disminuyendo la velocidad capacidad de transporte y el efecto cortante que el agua ejerce sobre la superficie. Además un aumento de rugosidad, reduce las tasas de erosión por salpicadura) al modificar el ángulo con el que las gotas de lluvia impactan en la superficie, y por tanto la fuerza que ejerce la gota sobre el suelo al impactar (RÖMKENS & WANG, 1986; MOLDEHAUER & KEMPER. Al ejercer una menor fuerza, el material que se desprende y queda disponible para ser transportado por el agua es menor.

6. Conclusiones

Las costras biológicas del suelo tienen un efecto importante sobre la rugosidad del suelo, aumentando ésta conforme aumenta el grado de evolución de la costra.

Las diferencias más significativas en la rugosidad de las costras se concentran a escala centimétrica, desapareciendo al aumentar la escala, debido a la complejidad de la morfología del suelo en el medio natural. Y por lo tanto no todos los índices de rugosidad son capaces de captar correctamente la microrugosidad de las CBS, ya que introducen en el cálculo efectos de la curvatura, topografía y otros elementos de mayor escala. Se demuestra que el índice de rugosidad aleatoria local con un radio de 2cm proporciona una estimación adecuada de la rugosidad de las costras de distinto tipo y estado de evolución y se presenta como una herramienta prometedora para identificar estadios de evolución en costras biológicas.

La rugosidad de las costras influye de manera indirecta a través de la SSC en la respuesta hidrológica de la parcela. La SSC se presenta como una potente variable predictiva del coeficiente de escorrentía a escalas anuales, sin embargo a escala de evento su efecto aunque significativo se ve enmascarado por las características de la lluvia, especialmente su intensidad. La SSC también está significativamente relacionada con la precipitación necesaria ara el inicio de la escorrentía, pero sólo en eventos de baja intensidad, enmascarándose su efecto en eventos más intensos por la influencia de la intensidad de la lluvia y la humedad antecedente.

La rugosidad de las costras también influye en la cantidad de material exportado por la escorrentía. Las costras más rugosas y evolucionadas constituyen una magnífica protección frente a la erosión en ecosistemas áridos y semiáridos.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha recibido el apoyo financiero de diferentes proyectos de investigación: COSTRAS (RNM 3614), financiado por la Junta de Andalucía, y PROBASE (CGL2006-11619/HID), financiados por el Plan Nacional de I+D. Los autores quieren mostrar su agradecimiento a Ashraf Afana por el trabajo de escaneo con Lasser scanner, Roberto Lázaro y Albert Solé por los datos de precipitación y asesoramiento en diversos aspectos de las costras y a Alfredo Durán e Iván Ortiz por la ayuda prestada en el trabajo de campo.

8. Bibliografía

ALLMARAS, R. R., Burwell, R. E.,Larson, W. E., Holt, R. F., 1966. Total porosity and random roughness of the interrow zone as influenced by tillage. USDA Conservation Research, 7, 22. US Department of agriculture, St Paul, MN.

ALLMARAS, R. R., Burwell, R. E., Holt,R.F., 1967. Plough-layer porosity and surface roughness from tillage as affected by initial porosity and soil moisture at tillage time. Soil Sci. Soc. Am. J 31, 550-556

BELNAP, J., Welter, J.R., Grimm, N.B., Barger, N., Ludwing, J.A., 2005. Linkages between microbial and hydrologic processes in arid and semiarid watersheds. Ecology, 86, 298-307

BELNAP,J, 2006. The potential roles of biological soil crust in dryland hydrologic cycles.

Hydrol process 20, 3159-3178

BULL, L.J., Kirkby, M.J., 2002. Dryland river characteristics and concepts Dryland Rivers: Hydrology and Geomorphology of Semi-Arid Channels 3-15.

BULL L.J., and Kirkby M.J. (Eds), Wiley & Sons

CANTÓN, Y., DOMINGO, F, SOLÉ-BENET, A., PUIGDEFÁBREGAS, J., 2002. Hydrological and erosion response of a badlands system in semiarid SE Spain. J Hydrol 252 (1-4), 65-84

CANTÓN, Y., DOMINGO, F, SOLÉ-BENET, A, A., PUIGDEFÁBREGAS, J., 2003 Influence of soil-surface types on the overall runoff of the Tabernas badlands (south-east Spain): Field data and model approaches**.** Hydrol process 16 (13), 2621-2643

CANTÓN, Y., DEL BARRIO, G., SOLÉ-BENET, A., LÁZARO, R., 2004. Topographic controls on the spatial distribution of ground cover in the Tabernas badlands of SE Spain**.** *Catena* 55 (3), 341-365

CHI-HUA HUANG, BRADFORD, J.M. 1990. Depressional storage for Markov-Gaussian surfaces *Water Resour Res***,** 26 (9), 2235-224

Cogo,N.P., MOLDENHAUER,W.C., FOSTER,G.R., 1983. Effect of crop residue, tillage-induced roughness, and runoff velocity on size distribution of eroded soil aggregates. Soil Sci. Soc. Am. J, 47 (5), 1005-1008

DANIN, A., DOR, I., SANDLER, A., AMIT, R., 1998. Desert crust morphology and its relations to microbiotic succession at Mt. Sedom, Israel. J Arid Envirom 38 (2), 161-174

ELDRIDGE, D. J., KINNELL, P. I. A., 1997. Assessment of erosion rates from microphyte-dominated calcareous soils under rain-impacted flow. *Aust J Soil Res* 35 (3), 475-489

ELDRIDGE, D. J., TOZER, M. E., SLANGEN, S., 1997. Soil hydrology is independent of microphytic crust cover: Further evidence from a wooded semiarid australian rangeland *Arid Soil Res Rehab* 11 (2), 113-126

GAUR, M.L., MATHUR, B.S., 2003. Modeling event-based temporal variability of flow resistance coefficient. J Hydrol En 8 (5), 266-277

GOVERS, G.,TAKKEN, I.,HELMING, K., 2000.Soil roughness and overland flow. Agronomie 20 (2), 131-146

HAUBROCK, S. N., KUHNERT, M., CHABRILLAT, S., GÜNTNER, A., KAUFMANN, H., 2009. Spatiotemporal variations of soil surface roughness from in-situ laser scanning. Catena 79,128-139

HELMING, K.,RÖMKENS, M.J.M., PRASAD, S.N., 1998. Surface roughness related processes of runoff and soil loss: A flume study. Soil Sci Soc Am J 62 (1), 243-250

JENSON, S.K., DOMINGUE, J.O., 1988. Extracting topographic structure from digital

elevation data for geographic information system analysis. *Photogramm Eng Rem S* 54 (11), 1593-1600

KAMPHORST, E. C.,JETTEN, V.,GUÉRIF, J.,PITKÄNEN, J.,IVERSEN, B. V.,DOUGLAS, J. T.,PAZ, A., 2000. Predicting depressional storage from soil surface roughness. *Soil Sci Soc Am J* 64 (5), 1749-1758

KIDRON, G.J.,YAK, 1997. A Rainfall-runoff relationship over encrusted dune surfaces, Nizzana, Western Negev, Israel. Earth Surf Proc Land 22 (12), 1169-1184

KIDRON, G.J.,2007. Millimeter-scale microrelief affecting runoff yield over microbiotic crust in the Negevec Desert. Catena. 70. 266-273

KIRKBY, M. 2002. Modelling the interactions between soil surface properties and water erosion. Catena 46 (2-3), 89-102

LÁZARO, R., J. M. REY. 1991. Sobre el clima de la provincia de Almería (SE ibérico): Primer ensayo de cartografía automática de medias anuales de temperatura y precipitación. Suelo y Planta, 1 (1): 61 - 68

LÁZARO, R., CANTÓN, Y., SOLÉ-BENET, A., BEVAN, J., ALEXANDER, R., SANCHO, L.G., PUIGDEFÁBREGAS, J., 2008. The influence of competition between lichen colonization and erosion on the evolution of soil surfaces in the Tabernas badlands (SE Spain) and its landscape effects. Geomorphology 102 (2), 252-266

LIU,Q.Q.,SINGH,V.P., 2004. Effect of microtopography, slope length and gradient, and vegetative cover on overland flow through simulation**.** *J Hydrol En* 9 (5), 375-382

LUDWIG, J.A AND TONGWAY, D.J., 1995. Spatial organization of land-scapes and its function in semiarid woodlands Australia. Landscape Ecol 10, 51-63

MARTIN, Y., VALEO, C., TAIT, M., 2008. Centimetre-Scale representations of terrain and impacts on depression storage and runoff. Catena 75, 223-233

MOLDEHAUER, W. C., W.D. KEMPER, 1969.Interdependence of water drop energy and clod size on infiltration and clod stability, Proc.-Soil Sci. Soc. Am **33**, 297–301

ONSTAD, C.A. 1984. Depressional storage on tilled soil surfaces., T - Am Soc Agr En 27 (3), pp. 729-732

O´CALLAGAN, J.F., MARK, D. M., 1984. The extractions of drianage networks from digital elevation data. Comput Vision Graph 28. 323-344

PLANCHON, O., MICHEL, E., NORBERT, S., LAPETITE,J.M., 2000. Raindrop erosion of tillage induced microrelief: possible use of the diffusion ecuation. *Soil Till Res* 56, 131-144

PLANCHON, O., MICHEL, E., NORBERT, S., LAPETITE,J.M., 2001. Microrelief induced by tillage: measurement and modellin of Surface Storage Capacity. *Catena* 46, 141-157

PÉREZ, F. L., 1997. Microbiotic crusts in the high equatorial Andes, and their influence on paramosoils. *Catena* 31 (3), 173-198

PUIGDEFÁBREGAS. J., 2005**.** The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. Earth Surf Proc Land 30 (2), 133-147

RÖMKENS, M. J. M., WANG, J.Y, 1986. The effect of tillage on surface roughness. Trans. ASAE 29, 429–433.

SOLÉ-BENET, A, A., CALVO, A., CERDÀ, A., LÁZARO, R., PINI, R., BARBERO, J., 1997.Influences of micro-relief patterns and plant cover on runoff related processes in badlands from Tabernas (SE Spain). *Catena* 31 (1-2), 23-38

SUN,Y., LIN, J., LAMMERS,P. S.,DAMEROW. L., HUEGING, H., ZHANG, H., SUN, W., 2009. Predicting surface porosity using a fine-scale index of roughness in cultivated field. *Soil Till Res* 103,57-64

THUROW, T. L. 1991**.** Grazing Management An Ecological Perspective**.** *Hydrology and erosion,* 141-177

WARREN, S.D., 2003: Influence of Biological Soil Crusts on Arid Land Hydrology and Soil Stability. En: Belnap, J., Lange, O.L. (Eds.), *Biological Soil Crusts: Structure, Function and Management*. Springer – Verlag, Berlin Heidelberg, 349 – 360

Erosión hídrica en una cuenca rural de Galicia y aporte de sedimentos a un arroyo durante eventos de otoño

RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., TABOADA-CASTRO, M.M., PALLEIRO, L., TABOADA-CASTRO, M. T.

Facultad de Ciencias, Universidad de A Coruña, A Zapateira, 15008 A Coruña, España.

Resumen
La relación entre los procesos de erosión del suelo en la cuenca y la producción de sedimentos en la salida de la cuenca de drenaje es un aspecto poco conocido. En este trabajo se cuantifica la pérdida de suelo por flujo concentrado en una cuenca rural (65% forestal, 30% agrícola y 5% superficie impermeable) de la provincia de A Coruña (Galicia) y se compara con los sedimentos exportados al arroyo durante episodios de lluvia-escorrentía acaecidos en otoño. El estudio combina medidas de erosión del suelo (regueros y cárcavas efímeras) a escala de parcela con la producción de sedimentos en suspensión obtenida en la salida de la cuenca. Para la detección de regueros y cárcavas se inspeccionó la cuenca después de cada evento de lluvia, dedicando especial atención a las zonas agrícolas, por ser éstas las áreas más vulnerables a la erosión. Dos eventos condujeron a la formación de regueros y cárcavas efímeras en terrenos de cultivo de acusada pendiente y sin cubierta vegetal, localizados en el borde del arroyo. Las pérdidas de suelo durante estos eventos ascendieron a 23,9 Mg y el aporte de sedimentos a 23,2 Mg, indicando que la mayor parte del suelo procedente de esos canales alcanzó el arroyo, debido a la buena conectividad de las parcelas con el cauce. La carga de sedimentos en suspensión difiere notablemente entre eventos, exportándose más del 75% de la carga en los eventos causantes de erosión por flujo concentrado.

Palabras clave
Erosión hídrica, producción de sedimentos, aporte de sedimentos, Galicia.

1. Introducción

La erosión del suelo y el aporte de sedimentos a los ríos constituyen un problema medio ambiental difícil de controlar, debido a la naturaleza altamente variable, tanto espacial como temporal, de ambos procesos (POESEN et al., 2003; EVANS, 2006; BAKKER et al., 2008). Por tanto, la vinculación de los procesos de erosión del suelo dentro de la cuenca con la producción de sedimentos en el cierre necesita de un mayor conocimiento (WALLING, 1983; VERSTRAETEN y POESEN, 2001; DE VENTE et al., 2007), especialmente en aquellas áreas donde las tasas de erosión y producción de sedimentos son bajas (EVANS, 2006).

El término aporte de sedimentos hace referencia a la diferencia entre la erosión en la cuenca y la producción de sedimentos, mientras que el concepto de coeficiente de aporte de sedimentos, definido como el cociente entre el sedimento aportado a la salida de la cuenca (t/km^2/año) y la erosión gruesa dentro de la cuenca (t/km^2/año), se utiliza como una medida de cuantificación de la eficiencia en la transferencia de sedimentos de una cuenca. La magnitud del coeficiente de aporte de sedimentos para una cuenca particular se encuentra influenciada por un amplio rango de factores geomorfológicos y ambientales, entre los que se incluye la

naturaleza, extensión y localización de las fuentes de sedimentos, relieve y características de las pendientes, patrón de drenaje y condiciones del canal, cubierta vegetal, textura del suelo y duración e intensidad de las precipitaciones (WALLING, 1983). El coeficiente de aporte de sedimentos también se encuentra determinado por la ordenación espacial de los usos del suelo dentro de la cuenca (STEEGEN et al., 2001, VAN DIJK et al., 2005), ya que la estructura del paisaje controla la conexión y desconexión de los flujos de agua y sedimentos (VANACKER et al., 2005; MOLINA et al., 2009). Cualquier reorganización espacial que modifique la distribución espacial de las áreas de generación y deposición de sedimentos dentro de la cuenca tendrá efectos en la transferencia de agua y sedimentos pendiente abajo (BAKKER et al., 2008). En definitiva, la conectividad entre las diferentes fuentes y sumideros de escorrentía y sedimentos determina el impacto y la magnitud de la escorrentía y la erosión en las escalas más amplias. Así pues, donde las tasas locales de pérdida de suelo son altas, pero sólo una pequeña proporción de los sedimentos movilizados alcanza la red de drenaje, el riesgo global en términos de aporte de sedimentos al sistema podría ser relativamente bajo. Del mismo modo, las zonas donde las tasas locales de pérdida de suelo son relativamente bajas todavía podrían representar un riesgo, si una parte sustancial de los sedimentos movilizados alcanza el curso del río.

En Galicia, existe un cierto conocimiento sobre las tasas de pérdida de suelo bajo diferentes usos y manejos (RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ CONDE et al., 1996; VALCÁRCEL et al., 2003; TABOADA et al., 2008), sirviendo de base para la identificación de áreas de riesgo de erosión. Ahora bien, es ampliamente reconocido que las tasas de erosión no proporcionan una indicación directa de la producción de sedimentos, ya que frecuentemente solo una pequeña fracción de los sedimentos erosionados dentro de la cuenca de drenaje alcanza su salida (WALLING, 1983; BEUSELINK et al., 2000; BAKKER et al., 2008). Las escasas investigaciones llevadas a cabo en Galicia sobre los sedimentos transportados por los ríos, pusieron de manifiesto el papel de dichas partículas como agentes de contaminación difusa en esta región (PREGO et al., 1997; DEVESA-REY et al., 2009; RODRÍGUEZ-BLANCO et al., 2010a), enfatizando la necesidad de controlar la movilización y aporte de sedimentos a los cursos de agua, aun cuando, en términos generales, las tasas de pérdida de suelo y producción de sedimentos son relativamente bajas en relación con otras áreas (DÍAZ-FIERROS y PÉREZ-MOREIRA, 1984; VALCÁRCEL et al., 2003; RODRÍGUEZ-BLANCO et al., 2010b). La influencia de los eventos lluvia-escorrentía en la producción de sedimentos a escala de cuenca es un aspecto poco estudiado en nuestra Comunidad Autónoma, pues sólo existen algunos trabajos dispersos y referidos a un escaso número de eventos (RIAL et al., 2003; RODRÍGUEZ-BLANCO et al., 2010b). Mucho menos conocida es todavía la relación entre los procesos de erosión del suelo en la cuenca y la carga de sedimentos en el río (RIAL et al., 2003; RODRÍGUEZ-BLANCO et al., 2010c).

2. Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es conocer la relación entre erosión y producción de sedimentos en una cuenca agroforestal (16 km^2) de Galicia. Para ello, se realizan medidas de la erosión del suelo por flujo concentrado a escala de parcela y se comparan con la carga de sedimento exportada por el arroyo que drena la cuenca, tomando como periodo de estudio el otoño de 2005 (octubre-diciembre). La elección de esta estación se debe a que, tal como mostraron otros trabajos llevados a cabo en zonas de cultivo de los esquistos de Órdenes (TABOADA-CASTRO et al., 2002, 2008; VALCÁRCEL et al., 2003), próximas al área de estudio, constituye el período de mayor riesgo de erosión y flujo de sedimentos.

3. Material y métodos

Descripción de la cuenca de estudio

El estudio se efectuó en la cuenca del río Corbeira (16 km^2), una pequeña cuenca rural cercana a la ciudad de A Coruña (Galicia, NO de España). La cuenca, presenta una topografía moderadamente escarpada, con una pendiente media del 19%. Está constituida por esquistos básicos de la "Serie de Ordenes" (MARTÍNEZ et al., 1984), a partir de los cuales se han formado suelos profundos de textura limosa o franco-limosa, es decir, suelos que por su textura son susceptibles a la erosión hídrica. Predominan Umbrisoles y Cambisoles (FAO, 2006), de pH ácido y ricos en materia orgánica (6,5% por término medio). El uso del suelo es eminentemente forestal (65%) con un 30% de superficie agrícola, principalmente pradera (26%) y maíz. Aunque la mayor parte de la cuenca goza de una buena cubierta vegetal durante todo el año, las tierras de cultivo (aproximadamente el 3,8% de la cuenca), pueden estar desnudas en ciertas épocas, dependiendo de las rotaciones de la zona, entre las que destacan maíz-cereal de invierno, maíz-barbecho y maíz-nabos.

Las condiciones climáticas de la zona son de tipo oceánico húmedo con una temperatura media de 13ºC y una precipitación media anual de 1026,8 mm (1985-2005). Las lluvias se producen a lo largo de todo el año, aunque tienden a concentrarse en los meses de otoño e invierno. En general, se trata de precipitaciones de larga duración que ocasionan elevados volúmenes de lluvia, aunque no suelen alcanzar alta intensidad. Pese al elevado potencial erosivo de las precipitaciones en la zona de estudio (DÍAZ-FIERROS y MOREIRA, 1984) sólo existe riesgo de erosión cuando, por alguna causa, los suelos se encuentran desprovistos de esa cubierta protectora.

Medida de las pérdidas de suelo por flujo concentrado en la cuenca

La cuantificación de las pérdidas de suelo por flujo concentrado se realizó mediante la estimación del volumen ocupado por las redes de regueros y cárcavas efímeras. Para ello, después de cada evento o secuencia de eventos importantes de precipitación se realizaron inspecciones visuales en la cuenca, prestando especial atención a las zonas agrícolas, por ser estas áreas particularmente sensibles a la erosión durante el otoño. Una vez constatada la presencia de regueros y cárcavas efímeras, se procedió a determinar el volumen de suelo perdido, para lo cual se midió la longitud y sección de cada uno de los sistemas erosivos cada 1-3 m en puntos específicos donde la sección cambia abruptamente. El volumen erosionado se calculó a partir de las secciones y longitud de los segmentos de los canales. En el caso de canales desarrollados sobre los regueros de siembra, similares en longitud y sección, el volumen de suelo perdido se computó para uno de ellos y los restantes se estimaron a partir de este. La masa de suelo erosionado se obtuvo considerando una densidad aparente de 1,5 Mg m^{-3}. Es importante destacar que el método utilizado no permite cuantificar la erosión laminar. Por lo tanto, las tasas de erosión obtenidas deben ser consideradas como valores mínimos de pérdida de suelo, siempre inferiores a las tasas reales

Medida de la producción de sedimentos a la salida de la cuenca

En la salida de la cuenca se midió el nivel de agua en continuo usando un sensor de presión acoplado a un toma-muestras automático (ISCO modelo 6712FS). El nivel se

transformó en caudal a partir de una curva de gasto previamente establecida. El muestreador automático se programó para comenzar el muestreo de agua cuando la lámina de agua sobrepasa un nivel preestablecido, variable a lo largo del periodo de estudio. La operación de muestreo se modificó manualmente con el fin de seguir adecuadamente la evolución temporal de los eventos**,** de modo que permitiese tomar muestras durante el ascenso, el pico y el descenso del limbo del hidrograma. El tiempo de muestreo también fue variable y se considera representativo del transporte de sedimentos durante los eventos estudiados.

La concentración de sedimentos en suspensión se determinó por gravimetría. Las muestras de agua se filtraron al vacio a través de un filtro de 0,45 µm previamente pesado y el residuo se secó a 105 ºC durante 24 h. El peso de cada residuo seco y el volumen de muestra proporcionan la concentración de sedimentos en suspensión (mg L^{-1}). La carga de sedimentos se calculó a partir de los registros de caudal en continuo y de las concentraciones instantáneas de SS.

4. Resultados y discusión

Precipitaciones

En la figura 1 se presentan los datos de precipitación (diaria y acumulada) para el otoño 2005, señalando con una flecha los eventos de lluvia que causaron erosión por flujo concentrado. En el año 2005 se registró una precipitación de 1042 mm, un valor similar a la media del periodo 1985-2005. Los eventos estudiados se produjeron en la época más húmeda de ese año, es decir, entre octubre y diciembre, donde la precipitación supuso un 54,6% de la anual. La cantidad de precipitación del periodo analizado resultó sustancialmente superior a los valores medios históricos (568,8 mm frente a 393,1 mm), sin embargo, no se han alcanzado precipitaciones diarias excepcionales, pues la cantidad máxima de lluvia diaria se situó alrededor de 44 mm, a la que corresponde un bajo período de retorno (1,5 años).

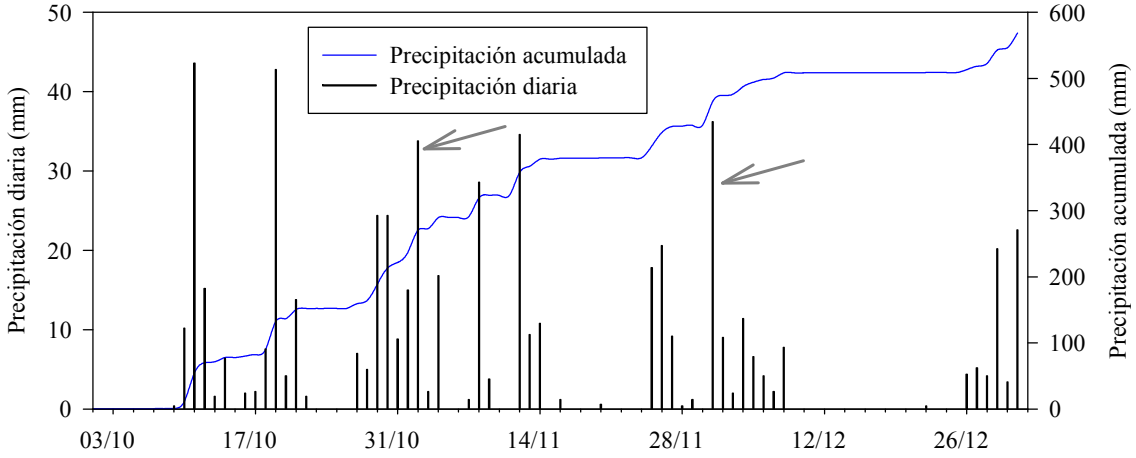


Figura 1. Precipitación diaria y acumulada durante el período de estudio. Las flechas indican los eventos que causaron erosión por flujo concentrado en alguna parcela de cultivo.

Un análisis más detallado de los datos permite apreciar que la precipitación se concentró principalmente en 12 eventos, con valores comprendidos entre 7,8 y 51 mm. La intensidad de

las precipitaciones se puede considerar baja o moderada, aunque se han registrado algunos picos de intensidad apreciable (37,2; 40,8; 49,2 mm/h), sobre todo, en comparación con los valores habituales de Galicia, que suelen ser inferiores a 10 mm/h. Los eventos causantes de erosión por flujo concentrado alcanzaron valores de 51 y 44.6 mm y se registraron en noviembre (2-3) y diciembre (1-3) respectivamente, ambos con una Imax30 de 9,6 mm/h. Esto demuestra que, en esta zona, no es preciso que tengan lugar eventos extremos de precipitación para la formación de regueros y cárcavas efímeras, ya que tales eventos no ocurrieron durante el período de observación.

Pérdida de suelo por flujo concentrado

Durante el otoño de 2005 sólo se observó formación de regueros y cárcavas efímeras en algunas parcelas de cultivo de la cuenca, aunque por las acusadas pendientes y la textura franco-limosa de los suelos de la cuenca, cabría esperar que la erosión por flujo concentrado afectase a una mayor área. Sin embargo, la densa cubierta vegetal que recubre la mayor parte de la superficie (91%) de la cuenca del río Corbeira evita su desarrollo, quedando reducida a determinados terrenos de cultivo carentes de cubierta vegetal. La importancia de la vegetación sobre la erosión por flujo concentrado en esta cuenca se trata con más detalle en otro artículo de este volumen (TABOADA- CASTRO et al., 2010). La formación de regueros y cárcavas efímeras tuvo lugar en parcelas de acusada pendiente, desprotegidas después de la recolección del maíz, cuando la superficie del suelo se encontraba removida, desnuda y encostrada, es decir bajo condiciones que reducen la infiltración y favorecen la erosión por flujo concentrado, como señalan los estudios realizados por VALCÁRCEL et al. (2003) y TABOADA et al. (2008) en diversas zonas de suelos desarrollados sobre los esquistos del "Complejo de Ordenes".

La pérdida de suelo debida a regueros y cárcavas efímeras ascendió a 23,8 Mg, mostrando importantes variaciones entre eventos. Por ejemplo, los eventos de octubre, caracterizados por elevadas cantidades de lluvia (> 40 mm) sólo causaron encostramiento de la superficie del suelo y erosión laminar. Durante el evento del 2-3 noviembre tuvo lugar la formación de regueros y cárcavas efímeras en un área adyacente al arroyo, situada en la cabecera de la cuenca, ocasionando una pérdida de suelo de 8,5 Mg. Dichos canales de erosión se agrandaron durante el evento acaecido entre el 1 y 3 de diciembre, a la par que se produjeron otros nuevos, lo que condujo a una pérdida de suelo de 15,4 Mg. La medición detallada del suelo perdido debido a erosión por flujo concentrado, y discriminado entre las categorías de regueros y cárcavas efímeras, permite señalar que la erosión por cárcavas efímeras representa la principal forma de erosión en términos de producción de sedimentos, hecho constatado anteriormente en otros suelos de cultivo de la zona (VALCÁRCEL et al., 2003; TABOADA et al., 2008) y en diversas áreas agrícolas de clima atlántico (AUZET et al., 1995; POESEN et al., 2003).

La tasa de erosión se sitúa en 17 Mg/ha. Esta cifra, que corresponde únicamente a datos de erosión de otoño, y por tanto no tiene en consideración otros períodos del año en los que los suelos de cultivo también son vulnerables a la erosión (primavera por ejemplo), excede la pérdida tolerable de suelo, fijada habitualmente en 11,2 Mg/ha/año por la FAO (1988). Igualmente, sobrepasa el valor medio (2,67 Mg/ha año) obtenido por VALCÁRCEL et al. (2003) en otras áreas de cultivo próximas al área de estudio desarrolladas sobre esquistos de Órdenes. Dicha tasa también resulta superior a la cifra promedio de 12 Mg/ha año calculada por POESEN et al. (2003) a partir de varios estudios de erosión por cárcavas. Esto refleja que bajo ciertas circunstancias (pendiente, encostramiento) algunas parcelas de cultivo carentes de

cubierta vegetal resultan particularmente susceptibles a la escorrentía y erosión. De todas formas, hemos de ser cautelosos a la hora de interpretar esta tasa derivada de un corto período de investigación, pues en ocasiones las pérdidas de suelo causadas por algunos eventos de precipitación pueden exceder los valores registrados durante varios años (POESEN et al., 2003; GONZÁLEZ-HIDALGO et al., 2007). Sin embargo, hay constancia de que la formación de regueros y cárcavas efímeras es frecuente en esta área, particularmente en otoño e invierno, por lo que la tasa estimada no resulta insólita.

Las tasas de erosión medidas, infravaloran la pérdida de suelo en la cuenca del Corbeira, a causa de que la erosión laminar no se cuantificó. Otros investigadores, tales como GOVERS y POESEN (1988) en Bélgica y LUDWIG et al. (1995) en el norte de Francia, señalan que la contribución de la erosión laminar al volumen total erosionado varía entre el 10 y el 20%. Si se considera que en la cuenca del río Corbeira, la erosión laminar representa un 10% de la erosión concentrada, las tasas de erosión durante el período de otoño se situarían en 18,7 Mg/ha.

Producción de sedimentos a escala de cuenca

La estimación de la carga de sedimentos para el otoño aporta un valor de 46,4 Mg, equivalente a una producción de sedimentos de 0,03 Mg/ha. La carga mensual de sedimentos, y por tanto la producción, es muy variable, derivado del número de episodios lluviosos, la ocurrencia de eventos de escorrentía de elevada magnitud y las elevadas pérdidas de suelo registradas en diciembre. La carga de sedimentos en diciembre representa aproximadamente el 60% de los sedimentos transportados durante el periodo considerado.

En la figura 2 se presenta la producción de sedimentos acumulada del otoño. Se observa que el transporte de los sedimentos en suspensión ocurrió en un tiempo muy corto, pues aproximadamente el 82% de la masa de sedimentos se exportó en el 13% del otoño. Durante esta época hubo diversos eventos pero sólo dos contribuyeron significativamente a la carga de sedimentos (figura 2). En el episodio del 2-3 noviembre se transportaron 9 Mg, mientras que en el del 1-3 de diciembre ascendió a 21 Mg. Estos dos únicos eventos fueron responsables del 65% de la carga de sedimentos del periodo considerado y de más del 75% de la carga transportada en eventos. La elevada contribución de un reducido número de eventos a la exportación de materiales se ha constatado en diversas ocasiones, tanto en cuencas agrícolas como forestales y bajo diversos ámbitos climáticos (STEEGEN et al., 2001; DE SANTISTEBAN et al., 2006, ZABALETA et al., 2010).

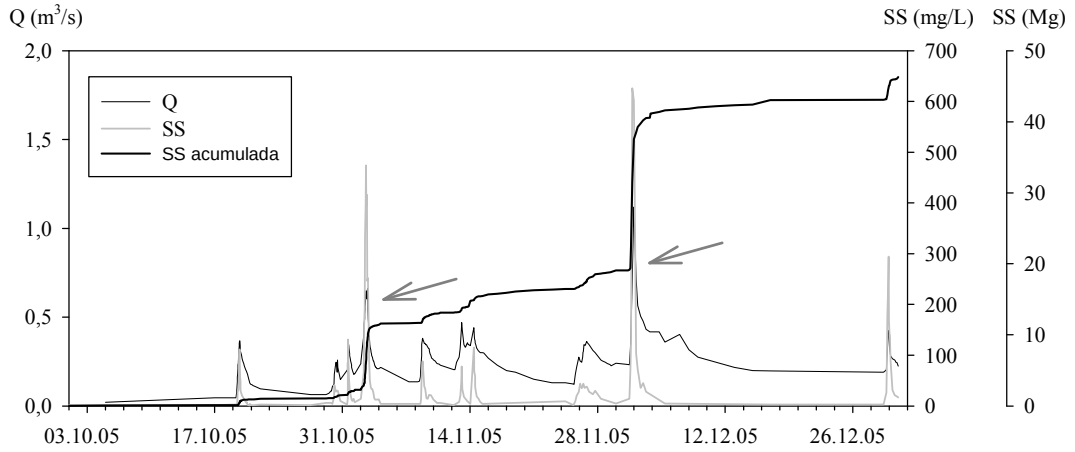


Figura 2. Evolución del caudal (Q), concentración y carga acumulada de sedimentos en suspensión (SS) durante el otoño de 2005. Las flechas indican los eventos en los que se observó erosión por flujo concentrado en alguna parcela de cultivo.

La evolución de las concentraciones de sedimentos en suspensión durante el otoño sigue la distribución del caudal (figura 2). La mayor parte del tiempo permanecen por debajo de 10 mg/L, y sólo alcanzan valores relativamente elevados en los eventos de escorrentía, especialmente en los que produjeron erosión por flujo concentrado en la cuenca. El análisis a escala de evento ha mostrado que en esta cuenca la carga de sedimentos es más dependiente de la disponibilidad de sedimentos para ser transportados que del caudal del río. Así, el caudal pico y el volumen de escorrentía del evento 2-3 noviembre resultó similar a los de otros eventos del periodo de estudio, mientras que la carga y concentración de sedimentos fue considerablemente superior a la de los otros eventos.

Comparación de los valores de erosión y producción de sedimentos

Al comparar la carga de sedimentos que alcanzan la salida de la cuenca con la erosión gruesa dentro de ella, se observan diferencias que, aún siendo considerables (46,4 Mg frente a 26,3 Mg), no alcanzan ni un orden de magnitud. Tales diferencias, una vez descartadas las escasas evidencias de erosión del cauce, pueden atribuirse a una estimación inadecuada de la erosión laminar y a que no se ha cuantificado la erosión de cunetas y pistas forestales, procesos que, en determinados eventos, han aportado cantidades significativas de sedimentos al cauce. En el caso concreto del evento 1-3 de diciembre, que tuvo una carga de 21 Mg, se produjo un aporte de sedimentos al río procedente de la erosión concentrada de 14,95 Mg, indicando que la práctica totalidad del suelo perdido en el área erosionada (15,4 Mg) alcanzó el arroyo. La diferencia entre carga y aporte de sedimentos sugiere una contribución adicional de sedimentos. Las observaciones de campo, permitieron comprobar cómo en algunas parcelas con escasa cubierta vegetal (cereal de invierno en fase emergente) se generó escorrentía superficial que transportaba rápidamente los sedimentos hacia el arroyo a través de las cunetas. Además, las fuertes lluvias de este evento han arrastrado hacia el arroyo sedimentos depositados en praderas limítrofes a los terrenos de cultivo. Durante el evento 2-3 noviembre la carga de sedimentos se cifró en 9 Mg, de las cuales 8,3 Mg fueron aportadas desde los terrenos de cultivo en los que se observó erosión por flujo concentrado. El coeficiente de aporte de sedimento, en este caso, ascendió a 98%, pues de las 8,5 Mg de suelo erosionado solo 0,2 Mg se depositaron en la parcela. Una vez que los sedimentos alcanzan el arroyo, las características de la red de drenaje ofrecen escasas oportunidades para la deposición de sedimentos durante el transporte aguas abajo, de ahí la proximidad entre los valores de materiales aportados y la carga de sedimentos a la salida de la cuenca en este

último evento (2-3 noviembre), en el cual la erosión por flujo concentrado constituyó la única fuente de sedimentos al arroyo.

El elevado aporte de sedimentos durante el otoño de 2005 podría explicarse por la proximidad y conectividad entre el área fuente de sedimentos y el río, no en vano las parcelas erosionadas se encuentran en las inmediaciones del cauce, en una zona de acusada pendiente desprovista de vegetación de ribera o setos que frenen el aporte de sedimentos al arroyo. Estos resultados contrastan con los de otros muchos autores, que destacan una amplia diferencia entre los sedimentos exportados a la salida de la cuenca y la erosión gruesa dentro de la cuenca (RIAL et al., 2003), a causa de la deposición de sedimentos entre el área generadora de sedimentos y el arroyo (WALLING, 1983; STEEGEN et al., 2001). Por ejemplo, RIAL et al. (2003) para la cuenca agroforestal del río Carballas (provincia de A Coruña), obtuvieron un coeficiente de aporte de sedimentos, calculado a partir de la tasa de erosión anual de la cuenca según la USLE y la carga de sedimentos, de 1,75%. De todos modos, las circunstancias de la cuenca del río Corbeira durante el periodo de estudio son particulares, pues mantuvo una abundante cobertura vegetal con un paisaje en mosaico, especialmente en el área agrícola, presencia de ripisilva entre parcelas y abundante vegetación de ribera. Además, no todas las zonas de erosión se encuentran bien conectadas con el arroyo. Por ejemplo, las praderas frecuentemente bordean a las parcelas de cultivo reduciendo la evacuación de sedimentos. Por lo tanto, en esta cuenca, como en otras de ambiente atlántico (BEUSELINK et al., 2000; STEEGEN et al., 2001), la organización espacial del uso del suelo y la localización del área generadora de sedimentos juega un papel importante en el aporte de sedimentos al arroyo, de modo que altas tasas de transferencia de sedimento solo ocurren cuando hay una buena conectividad entre las zonas de erosión y el cauce (DE VENTE et al., 2006), como sucede en este caso. Este hecho también ha sido destacado en otras investigaciones sobre erosión del suelo y transferencia de sedimentos en cuencas agrícolas bajo diferente situaciones climáticas, tales como las estudiadas por VAN DIJK et al. (2005) y RACLOT et al. (2009) en Francia y las monitoreadas por BAKKER et al. (2008) en varios países europeos con clima contrastado.

La tasa de erosión de otoño, calculada a partir de la carga en suspensión del río se sitúa en 0,02 Mg/ha. Este valor, evidentemente, no reproduce los diferentes procesos de erosión que tienen lugar en la cuenca pues, en los terrenos de cultivo, cuya intensidad de erosión es notablemente más elevada que en los terrenos dedicados a pradera o en los forestales, se han alcanzado tasas que localmente ascienden a 17 Mg/ha, mientras que en las áreas bien vegetadas de la cuenca no se ha observado erosión. En el caso del evento del 2-3 de noviembre, la tasa de erosión estimada en base a la carga de sedimentos aporta, cuando se considera el área total de la cuenca, un valor de 0,006 Mg/ha. Al referirnos únicamente a la superficie que suministra sedimentos al arroyo, dicha cifra se sitúa en 6 Mg/ha. Todo ello pone de manifiesto la influencia de la escala en el estudio de las tasas de erosión, lo que ha de tenerse en cuenta a la hora de interpretar y comparar los datos de pérdida de suelo, pues para un determinado valor de pérdida de suelo o carga de sedimentos han sido obtenidas diferentes tasas de erosión. Esto refleja las dificultades que entraña la extrapolación de los datos de erosión de una escala a otra, como señalaron WALLING (1983) y DE VENTE et al. (2007), e ilustra que para una correcta evaluación de las tasas reales de erosión se requiere de la caracterización del área contribuyente a la erosión.

Los sedimentos aportados al arroyo por los regueros y cárcavas efímeras constituyen más de la mitad de la carga de sedimentos medida a la salida de la cuenca, lo que indica que, en el otoño de 2005, los suelos de cultivo constituyeron la principal fuente de sedimentos

exportados en el río Corbeira. Estos resultados difieren de los encontrados por IGLESIAS et al. (2009) en una subcuenca de cabecera del río Anllóns y en la cuenca del río Grande, ambas situadas en Galicia. En la primera destacan los bordes del río y de los taludes y bordes de carreteras, mientras que en la segunda destacan las áreas forestales y praderas como principales fuentes de sedimentos. Las diferencias entre los resultados presentados en este estudio y los obtenidos por IGLESIAS et al. (2009) podrían atribuirse a la organización espacial de los usos del suelo, que en última instancia condiciona la conectividad entre las áreas generadoras de sedimentos con la red de drenaje. En la cuenca del Corbeira, los suelos de cultivo erosionados se encuentran en las inmediaciones del arroyo, en una zona sin vegetación de ribera, lo que propició el desagüe directo del suelo perdido por regueros y cárcavas efímeras en el arroyo, mientras que en la cuenca del río Anllóns, el paisaje en mosaico y el uso de ripisilva como límite entre parcelas impide el arrastre de los suelos al arroyo, de modo que los sedimentos proceden esencialmente de la erosión propia del cauce (80%), y en la cuenca del río Grande, la acusada pendiente y a la ausencia de vegetación de ribera favorecen la entrada de sedimentos desde las áreas forestales y praderas colindantes con el río.

5. Conclusiones

Aunque los datos disponibles no permiten cuantificar la contribución de las fuentes individuales de sedimentos a la carga suspendida, las observaciones de campo y los resultados derivados de la estimación de los aportes de sedimentos al río, indican que las cárcavas efímeras y, en menor medida, los regueros desarrollados en una pequeña zona de cabecera de la cuenca constituyeron la principal fuente de sedimentos durante los eventos del periodo de estudio. La erosión en la cuenca, al menos durante el otoño de 2005, parece constituir un indicador importante en la magnitud de la carga de sedimento a la salida de la cuenca. Por tanto, se pone de manifiesto el papel predominante que juega la erosión por flujo concentrado en la masa de sedimento exportado por la cuenca, debido, en gran medida, a la excelente conectividad entre el área de erosión y el arroyo.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo otorgado por el Ministerio de Educación y Ciencia y la Xunta de Galicia a través de los proyectos REN2003-08143 y PGIDIT05RAG10303PR respectivamente. Se agradece al MEC la concesión de una beca FPI (BES-2004-4927) a M.L. Rodríguez-Blanco.

7. Bibliografía

AUZET, A.V., BOIFFIN, J., LUDWIG, B., 1995. Concentrated flow erosion in cultivated catchments: influence of soil surface state. *Earth Surf. Process. Landf.* 20, 759 – 767.

BAKKER, M.M., GOVERS, G. VAN DOORN, A., QUETIER, F., CHOUVARDAS, D., ROUNSEVELL, M., 2008. The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern. *Geomorphology* 98, 213 – 226.

BEUSELINCK, L., STEEGEN, A., GOVERS, G., NACHTERGAELE, J., TAKKEN, I., POESEN, J., 2000. Characteristics of sediment deposits by major rainfall events in small catchments in the Belgian Loam Belt. *Geomorphology* 32, 69 – 82.

DE SANTISTEBAN, L.M., CASALÍ, J., LÓPEZ, J. J., 2006. Assessing soil erosion rates in cultivated areas of Navarre (Spain). *Earth Surf. Process. Landf.* 31, 407 – 506.

DE VENTE, J., POESEN, J., BAZZOTTI, P., VAN ROMPAEY, A., VERSTRAETEN, G., 2006. Predicting catchment sediment yield in Mediterranean environments: the importance of sediment sources and connectivity in Italian drainage basins. *Earth Surf. Process. Landf.* 31, 1017 – 1034.

DE VENTE, J., POESEN, J., ARABKHEDRI, M., VERSTRAETEN, G. 2007. The sediment delivery problem revisited. *Prog. Phys. Geogr.* 31, 155 – 178.

DEVESA-REY, R., IGLESIAS, M.L., DÍAZ-FIERROS, F., BARRAL, M.T., 2009. Total phosphorous distribution and bioavailability in the bed sediments of an Atlantic basin (Galicia, NW Spain): spatial distribution and vertical profiles. *Water Air and Soil Poll.* 200, 341 – 352.

DÍAZ-FIERROS, F., PÉREZ-MOREIRA, R., 1984. Valoración de los diferentes métodos empleados en Galicia para la medida de la erosión de los suelos, con especial referencia a los suelos afectados por incendios forestales. *Cuadernos de Invest. Geogr.* 10, 29 – 42.

EVANS, R. 2006. Land Use, Sediment Delivery and Sediment Yield in England and Wales. En: Owens PN, Collins AJ (eds.): Soil Erosion and Sediment Redistribution in River Catchments: measurements, modelling and management. pp. 70–84. CABI, Wallingford.

FAO., 1988. Sistemas de labranza para la conservación del suelo y del agua. FAO. Rome, Italy.

FAO., 2006. World Reference Base for Soil Resources, World Soil Resources Reports. FAO, 103, Rome, Italy.

GONZÁLEZ-HIDALGO, J.C., PEÑA-MONNÉ, J.L., MARTÍN DE LUIS, 2007. A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. C*atena* 71, 193 – 199.

IGLESIAS, L., BARRAL, M.T., DÍAZ-FIERROS, F., 2009. Aplicación del método de la huella para la determinación del origen de sedimentos en suspensión. En: Sánchez-Díaz, J., Asins-Vellis, S.: Libro de actas IV Simposio Control de la degradación de los suelos y cambio global. pp. 33 – 34. Valencia.

MARTÍNEZ, J.R., KLEIN, E., DE PABLO MACÍA, J.G., GONZÁLEZ, F., 1984. El Complejo de Órdenes: Subdivisión, descripción y discusión sobre su origen. *Cad. Lab. Xeol. Laxe*, 7: 120 – 139.

MOLINA, A., GOVERS, G., CISNEROS, F., VANACKER, V., 2009. Vegetation and topographic controls on sediment deposition and storage on gully beds in a degraded mountain area. *Earth Surf. Process. Landf.* 34, 755 – 767.

OUTEIRO, L., ÚBEDA, X., FARGUELL, J., 2010. The impact of agriculture on solute and suspended sediment load on a Mediterranean watershed after intense rainstorms. *Earth Surf. Process. Landf.* 35, 549 – 560.

POESEN, J., NACHTERGAELE, J., VERSTRAETEN, G., VALENTIN, C., 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena* 50, 91 – 133.

PREGO, R., SEGARRA, M.J.B., HELIOS-RYBICKA, E., BARCIELA, M.C., 1999. Cadmium, mangenese, nickel and lead contents in surface sediments of the lower Ulla River and its estuary (northwest Spain). Boletin –Instituto Español de Oceanografía 15 (1-4), 495 – 500.

RACLOT, D., LE BISSONNAIS, Y., LOUCHART, X., ANDRIEUX, P., MOUSSA, R., VOLTZ, M., 2009. Soil tillage and scale effects on erosion from fields to catchment in a Mediterranean vineyard area. *Agric. Ecosys. Environ.* 134, 201 – 210.

RIAL, M.E., VARELA, C., ÁLVAREZ, M.A., DÍAZ-FIERROS, F., 2003. Aporte de sedimentos de una cuenca y relación de descarga en un río de la zona húmeda española. *Edafología* 10 (2), 127 – 133.

RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., TABOADA-CASTRO, M.M., TABOADA-CASTRO, M.T., 2010a. Sediment and phosphorus loss in runoff from an agroforestry catchment, NW Spain. *Land Degr. Dev. 21,* 161 – 170.

RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., TABOADA-CASTRO, M.M., TABOADA-CASTRO, M.T., 2010b. Sources and sediment yield from a rural catchment in humid temperate environment, NW Spain. *Earth Surf. Process. Landf.* 35, 272 – 277.

RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., TABOADA-CASTRO, M.M., TABOADA-CASTRO, M.T., 2010c. Linking the field to the stream: soil erosion and sediment yield in a rural catchment, NW Spain. *Catena*. (en prensa).

RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ CONDE, R., PUGA RODRÍGUEZ, J., VILA GARCÍA, R., CIBEIRA FRIOL, A., 1996. La erosión en campos cultivados en Galicia. *Cad. Lab. Xeol. Laxe* 21, 147 – 162.

STEEGEN, A., GOVERS, G., TAKKEN, I., NACHTERGAELE, J., POESEN, J., MERCKX, R., 2001. Factors controlling sediment and phosphorus export from two Belgian agricultural catchments. *J. Environ. Qual.* 30, 1249 – 1258.

TABOADA-CASTRO, M.M., RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., TABOADA-CASTRO M.T., 2008. Escorrentía y erosión en suelos agrícolas del NO España: interacción entre prácticas agrícolas y condiciones climáticas. *Geo-Temas* 10, 109 – 112.

TABOADA-CASTRO, M.M., RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., PALLEIRO, L., TABOADA-CASTRO, M.T. 2010. Importancia de la cubierta vegetal en procesos de erosión por flujo concentrado en ambiente templado húmedo: un estudio a escala de cuenca. (este volumen).

TABOADA-CASTRO, M.M., TABOADA-CASTRO, M.T., INGARAMO, O., DAFONTE, J. 2002. Erosion in the Ordenes basin (NW SpainI during an extremely wet season. Transactions 17th World Congress of Soil Science. Bangkok, Thailandia. 476-1/476-8.

VALCÁRCEL, M., TABOADA, M.T., DAFONTE, J., 2003. Ephemeral gully erosion in northwestern Spain. *Catena* 50, 199 – 216.

VAN DIJK, P.M., AUZET, A.V., LEMMEL, M., 2005. Rapid assessment of field erosion and sediment transport pathways in cultivated catchments after heavy rainfall events. *Earth Surf. Process. Landf.* 30, 169 – 182.

VANACKER, V., MOLINA, A., GOVERS, G., POESEN, J., DERCON, G., DECKERS, S., 2005. River channel response to short-term human-induced change in landscape connectivity in Andean ecosystems. *Geomorphology* 72, 340 – 353.

VERSTRAETEN, G., POESEN, J. 2001. Factors controlling sediment yield from small intensively cultivated catchments in a temperate humid climate. Geomorphology 40, 123 – 144.

WALLING, D.E., 1983: The sediment delivery problem. *J. Hydr.* 65, 209 – 37.

ZABALETA, A., ANTIGÜEDAD, I., 2010. Respuesta de una cuenca de cabecera durante eventos de crecida (Aixola, País Vasco). Pirineos. Rev. Ecol. Montaña 165, 237 – 258.

Estructura de la comunidad microbiana en suelos contaminados con metales pesados con distintos tratamientos de recuperación

BASANTA, R.[1], DE VARENNES, A.[1], CORDOVIL, C.M.D.S.[1], BÅÅTH, E.[2], DÍAZ-RAVIÑA, M.[3]

[1] Instituto Superior de Agronomia, TULisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal, Tel: +351 21 3653424, fax: +351 21 3653180. rosariobasan@isa.utl.pt
[2] Department of Microbial Ecology, Ecology Building, Lund University, SE-22362 Lund, Sweden.
[3] Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC) Apartado 122, Avda Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, Spain.

Resumen

Investigaciones llevadas a cabo con suelos de la mina de São Domingos (Sur de Portugal) confirmaron que diferentes tratamientos de recuperación producían distintos efectos en las enzimas y en la respiración del suelo, sugiriendo un cambio en la composición o diversidad de la población microbiana; sin embargo, no existen evidencias que confirmen esta hipótesis. El objetivo de este estudio fue analizar la estructura o diversidad de la comunidad microbiana en estos suelos contaminados en los que se han aplicado distintas técnicas de recuperación, mediante del análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA). El estudio fue realizado con dos suelos de la mina de São Domingos sembrados con raygrass perenne y con diferente textura, pH, contenido en materia orgánica (MO) y concentración de contaminantes (Pb, Zn, Cu y As). Los tratamientos aplicados, además del encalado de uno de los suelos, fueron: fertilización inorgánica; polímeros de poliacrilato + fertilización inorgánica; fertilización inorgánica + compost de residuos sólidos urbanos (RSU); fertilización inorgánica + polímero + compost de RSU, realizándose las medidas 1 y 4 meses después de los tratamientos. Los resultados del análisis de componentes principales realizados con los datos de PLFA nos permitieron diferenciar las comunidades microbianas de los dos suelos, observándose, además, que las muestras del suelo con menor contenido en MO tratadas con compost se agruparon junto con las del suelo con mayor contenido en MO. La biomasa microbiana total y la de grupos específicos (bacterias, hongos, bacterias Gram-negativas y Gram-positivas) fue significativamente mayor en los tratamientos con compost, no observándose efecto del encalado ni del tiempo transcurrido después del tratamiento. Los resultados ponen de manifiesto que los tratamientos con aplicación de la enmienda orgánica son los más efectivos para la recuperación de estos suelos de mina dado que ejercen una mayor influencia sobre la biomasa y la diversidad de las comunidades microbianas de estos suelos degradados.

Palabras clave

Suelos de mina, contaminación con metales, técnicas de recuperación, patrón de ácidos grasos de los fosfolípidos.

1. Introducción

La mina de São Domingos está localizada en el Sureste de Portugal y forma parte de la denominada Faja Pirítica Ibérica, consistente en depósitos gigantes de sulfuros masivos asociados a los flancos de conos volcánicos en forma de pirita. Desde el cese de la actividad minera en 1966 no se han llevado a cabo actuaciones para la recuperación ambiental de la zona (Tavares *et al.,* 2008) aunque hay abundantes informes en relación a los riesgos

medioambientales procedentes de los residuos de la mina (Pérez-López *et al.,* 2008; Álvarez-Valero *et al.,* 2008). Teniendo en cuenta que los suelos de mina son suelos degradados con baja concentración de nutrientes, las investigaciones se han centrado en la evaluación de la capacidad de distintas enmiendas, principalmente procedentes de la ganadería y la industria, a la hora de establecer e incrementar una cubierta vegetal (Guiwei *et al*., 2008; Alvarenga *et al.,* 2008). En general, la mayoría de los estudios sobre técnicas de recuperación que combinan la acción de las plantas y de la comunidad microbiana en suelos de mina se han centrado en las propiedades bioquímicas del suelo, sin resultados demasiado clarificadores. Investigaciones con suelos de la mina de São Domingos, confirmaron que diferentes tratamientos producían distintos efectos en las enzimas y en la respiración del suelo, sugiriendo un cambio en la estructura de las comunidades microbianas (Varennes *et al,* 2009). Actualmente, el estudio de la diversidad o estructura de la comunidad microbiana está considerado de gran interés para el funcionamiento del ecosistema edáfico, pudiendo ser abordado a través del análisis de bio-marcadores moleculares tales como los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA).

2. Objetivos

El objetivo de este estudio es analizar la estructura o diversidad de la comunidad microbiana, a través del análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA), en los suelos contaminados de la mina de São Domingos en los que se han aplicado distintas técnicas de recuperación.

3. Metodología

En este ensayo en macetas se utilizaron muestras de dos suelos, suelo 1 y suelo 2, procedentes de la mina de São Domingos cultivados con *Lollium perenne* spp. Dado que varias características físico-químicas del suelo son factores clave que influyen en la biodisponibilidad de los metales pesados, se han utilizado suelos con diferente textura, pH, contenido en MO y concentración de contaminantes (Tabla 1). El suelo 1 presentaba textura franco-arenosa, pH 3.7 y contaminación por As, Pb y Cu mientras que el suelo 2 presentaba textura arenosa, pH 5.0 y estaba contaminado con As, Cu, Pb e Zn. Los tratamientos aplicados por triplicado fueron:

- (I) fertilización inorgánica (0.1 g N, 0.1 g P, 0.21 g K y 0.03 g Mg kg^{-1} suelo)
- (P) polímeros insolubles de poliacrilato más fertilización inorgánica (0.1% (m/m) de polímero con 210 mg K^{+} g^{-1} y 0.1% (m/m) de polímero con 98 mg $N\text{-}NH4^{+}$ g^{-1}, 0.1 g P y 0.03 g Mg kg^{-1} suelo)
- (O) fertilización inorgánica mas compost de residuo sólido urbano (RSU) (0.1 g N, 0.1 g P, 0.21 g K, 0.03 g Mg kg^{-1} y 30 g RSU kg^{-1} suelo);
- (PO) fertilización inorgánica, polímeros y composta (0.2% (m/m) de polímero de poliacrilato como antes, 0.1 g P y 0.03 g Mg y 30 g RSU kg^{-1} suelo)

En el suelo 1 estos tratamientos también se aplicaron después del encalado previo del suelo hasta un pH de 6.5 para corregir el exceso de acidez (LI; LP; LO; LPO). El análisis del perfil de ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA) se realizó en muestras de suelo recogidas 1 mes y 4 meses después de los tratamientos.

La estructura de la comunidad microbiana fue determinada mediante el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFA) según Frostegard *et al*., 1993. Los PLFA son

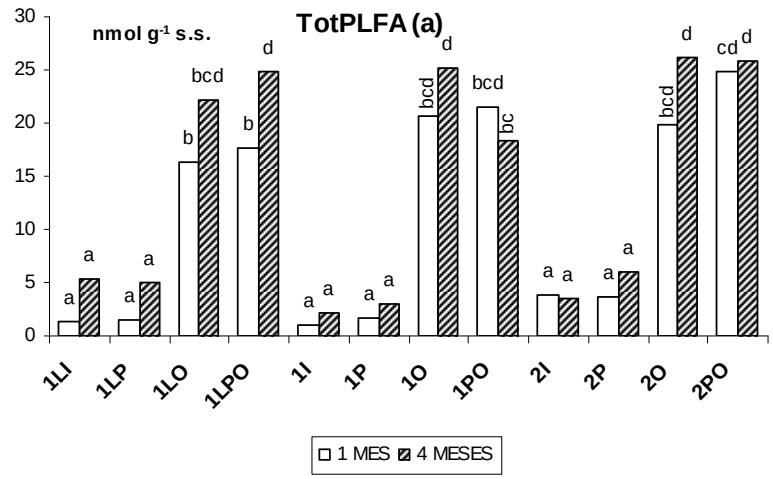
nombrados según el número total de átomos de carbono: número de dobles enlaces, seguido por la posición del doble enlace en el grupo metilo al final de la molécula. Las configuraciones cis y trans se indican por "c" y "t" respectivamente. Los prefijos "a" e "i" indican ramificaciones anteiso- e iso-; "br" indica una posición desconocida de la ramificación metilo, "10Me" indica un grupo metilo en el décimo átomo de C del carboxilo final de la molécula, y "cy" se refiere a ácidos grasos cyclopropano. La biomasa microbiana total se estimó mediante la suma de todos los PLFA extraídos. La suma de los PLFA de origen predominantemente bacteriano se usó como índice de biomasa bacteriana, la cantidad de PLFA 18:2ω6,9 se usó como indicador de biomasa de hongos; los PLFAs i14:0, a15:0, i16:0 y 10Me18:0 se usaron como indicadores de bacterias G^+ y los PLFAs cy17:0, cy19:0, 16:1ω7c y 18:1ω7 como indicadores de bacterias G^- (Díaz-Raviña *et al.,* 2006). La concentración de todos los datos de los PLFAs individuales, expresada como porcentaje en moles y transformada mediante logaritmos, se trató mediante análisis de componentes principales (PCA) para determinar las principales diferencias en los patrones observados. El efecto de los distintos tratamientos se analizó mediante análisis de varianza ANOVA 1 usando el test de Tukey para comparar las medias.

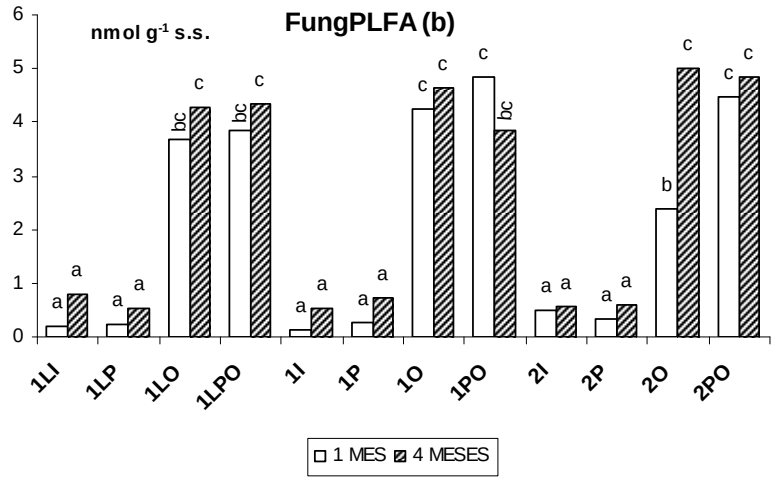
Tabla 1. Algunas características físico-químicas de los suelos estudiados

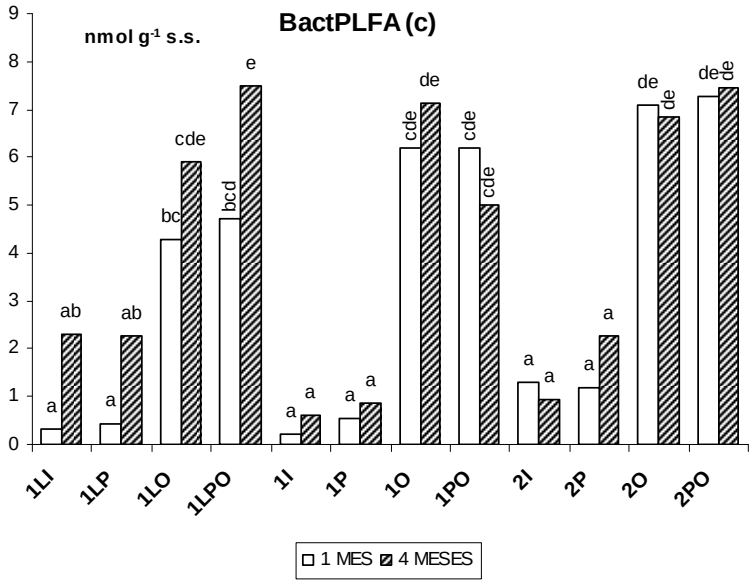
Parámetro	**Textura**	**pH H_2O**	**MO %**	**Cu mg kg^{-1}**	**Pb mg kg^{-1}**	**As mg kg^{-1}**	**Zn mg kg^{-1}**
Suelo 1	Franco-arenosa	3.7	0.6	288	33500	8250	85
Suelo 2	Arenosa	5.0	1.0	583	7570	2360	1230

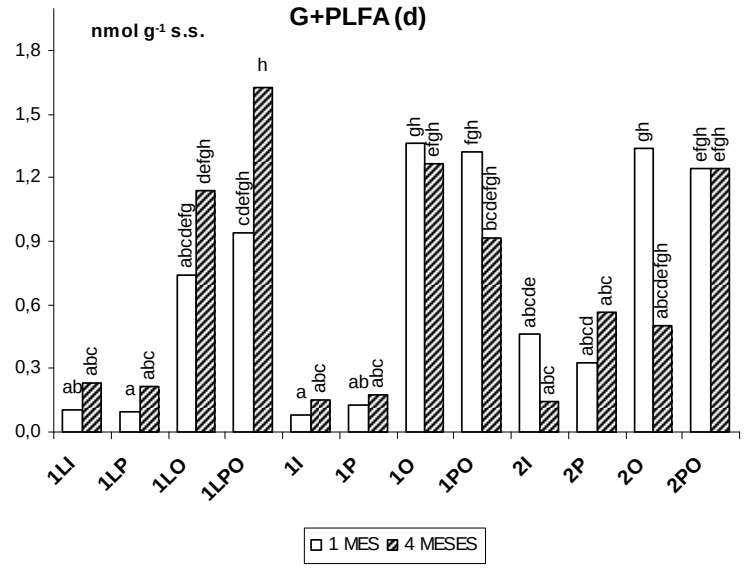
4. Resultados

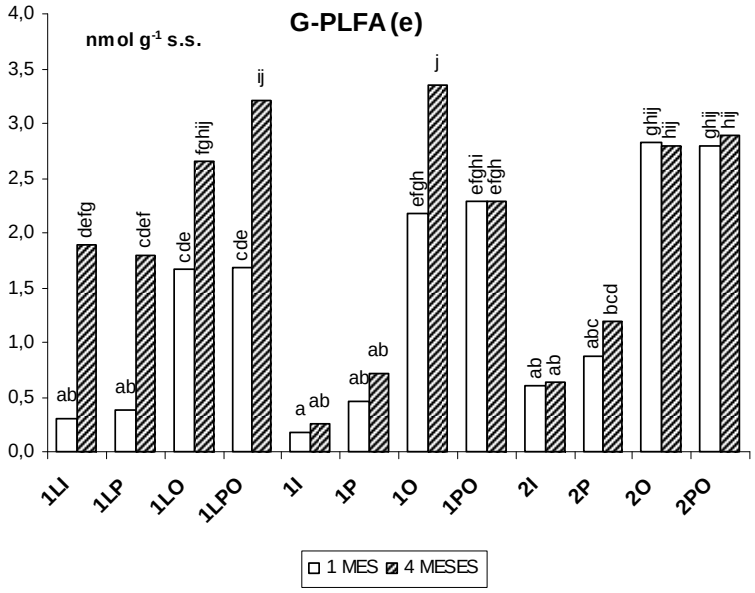
En la figura 1 se muestran los contenidos de biomasa total (totPLFA) y biomasa de grupos específicos de microorganismos (bacterias, hongos, bacterias gram-positivas, bacterias gram-negativas) obtenidos para los distintos tratamientos de recuperación de estos suelos de mina 1 y 4 meses después de su aplicación en base a los datos de los ácidos grasos de los fosfolípidos. En la Figura 2 se muestra la distribución de muestras y variables obtenidas en el análisis de componentes principales realizado con los ácidos grasos de los fosfolípidos.

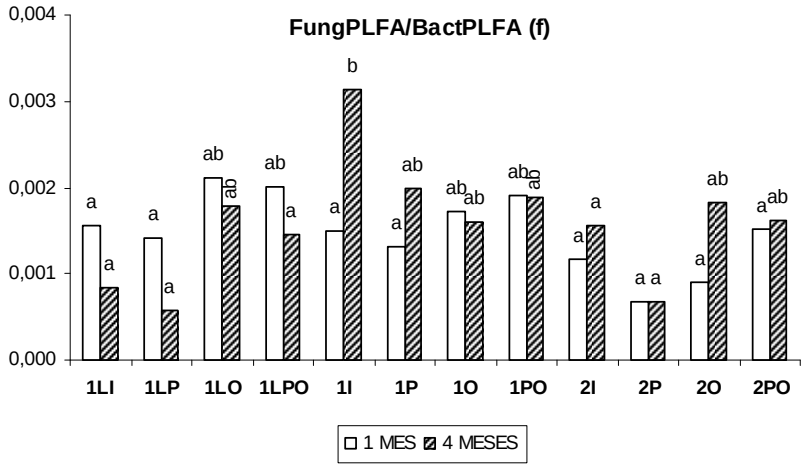

TotPLFA (a)
nmol g-1 s.s.
1LI
1LP
1LO
1LPO
1I
1P
1O
1PO
2I
2P
2O
2PO
1 MES
4 MESES


FungPLFA (b)
nmol g-1 s.s.
1LI
1LP
1LO
1LPO
1I
1P
1O
1PO
2I
2P
2O
2PO
1 MES
4 MESES


BactPLFA (c)
nmol g-1 s.s.
1LI
1LP
1LO
1LPO
1I
1P
1O
1PO
2I
2P
2O
2PO
1 MES
4 MESES


G+PLFA (d)
nmol g-1 s.s.
1,8
1,5
1,2
0,9
0,6
0,3
0,0
ab abc
a abc
abcdefg defgh
cdefgh h
a abc
ab abc
gh efgh
fgh bcdefgh
abcde abc
abcd abc
gh abcdefgh
efgh efgh
1LI 1LP 1LO 1LPO 1I 1P 1O 1PO 2I 2P 2O 2PO
1 MES 4 MESES


G-PLFA (e)
nmol g-1 s.s.
4,0
3,5
3,0
2,5
2,0
1,5
1,0
0,5
0,0
ab defg
ab cdef
cde fghij
cde ij
a ab
ab ab
efgh j
efghi efgh
ab ab
abc bcd
ghij hij
ghij hij
1LI 1LP 1LO 1LPO 1I 1P 1O 1PO 2I 2P 2O 2PO
1 MES 4 MESES


FungPLFA/BactPLFA (f)
0,004
0,003
0,002
0,001
0,000
a a
a a
ab ab
ab a
a b
a ab
ab ab
ab ab
a a
a a
a ab
a ab
1LI 1LP 1LO 1LPO 1I 1P 1O 1PO 2I 2P 2O 2PO
1 MES 4 MESES

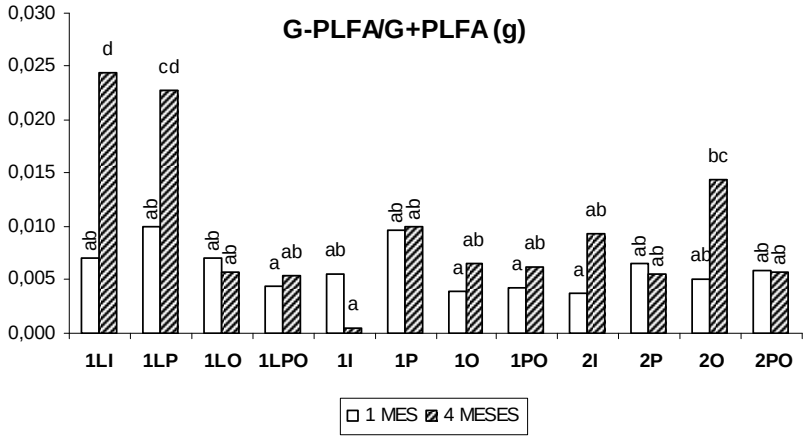
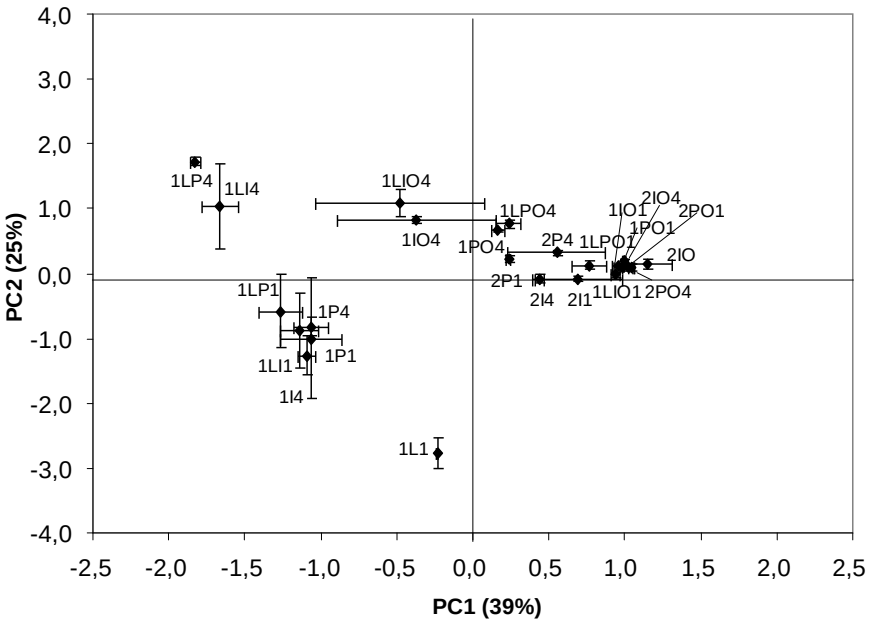


Figura 1. Concentración de ácidos grasos de los fosfolípidos (valores medios de las tres réplicas) de los dos suelos de mina con diferentes tratamientos de recuperación. a, PLFA total; b, PLFA hongos; c, PLFA bacterias; d, PLFA bacterias gram- positivas; e, PLFA bacterias gram-negativas; f, relación PLFA hongos/bacterias y g, relación PLFA bacterias gram-negativas/gram-positivas. Tratamientos: 1- suelo 1; 2- suelo 2; I, fertilización inorgánica; P, fertilización inorgánica + polímero; O, fertilización inorgánica + compost; PO; fertilización inorgánica + polímero + compost; LI, encalado + fertilización inorgánica; LP, encalado + fertilización inorgánica + polímero; LO, encalado+ fertilización inorgánica + compost; LPO; encalado + fertilización inorgánica + polímero + compost. Letras diferentes indican diferencias significativas P<0.05.



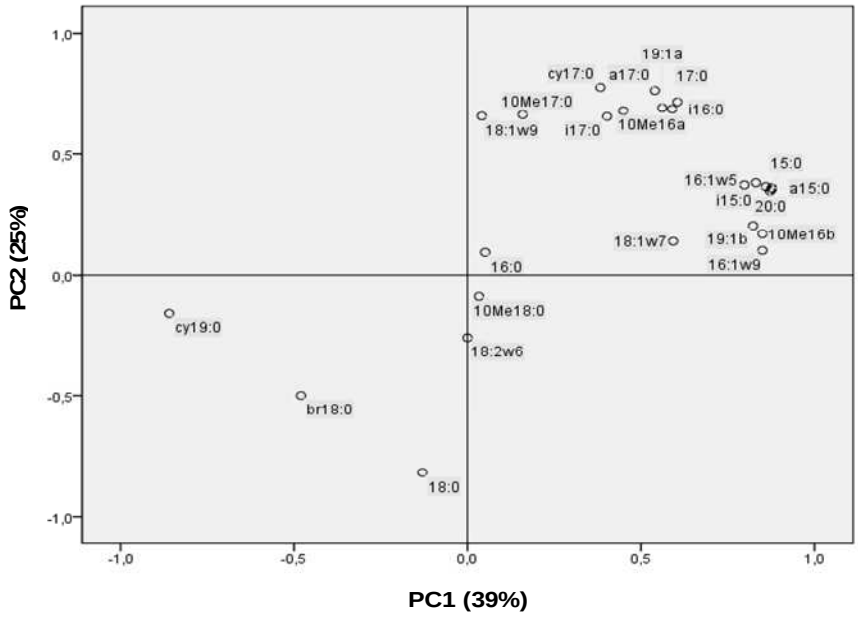


Figura 2. Agrupamientos observados a partir del análisis de componentes principales (PCA) para los ácidos grasos de los fosfolípidos en los suelos de mina 1 y 2 con los diferentes tratamientos: 1- suelo 1; 2- suelo 2; I, fertilización inorgánica; P, polímero; O, compost; PO; polímero + compost; LI, encalado + fertilización inorgánica; LP, encalado + fertilización inorgánica + polímero; LO, encalado + fertilización inorgánica + compost; LPO; encalado + fertilización inorgánica + polímero + compost. Los números 1 y 4 al final de cada grupo de letras indican los muestreos después de 1 mes y de 4 meses respectivamente.

5. Discusión

Los resultados mostraron que, independientemente del tiempo transcurrido desde su aplicación, los tratamientos con compost fueron los que ejercieron un mayor efecto tanto sobre la biomasa total como sobre la biomasa de los grupos específicos de microorganismos, no observándose efecto del encalado. El análisis de PLFA permitió diferenciar las comunidades microbianas de estos dos suelos contaminados sometidos a distintos tratamientos de recuperación. Las comunidades microbianas del suelo 1, con un menor contenido de materia orgánica (situadas en la parte negativa del eje 1) se diferenciaron claramente de las comunidades microbianas de ese mismo suelo con aplicación de enmienda orgánica y de las muestras del suelo 2, con un mayor contenido de materia orgánica (situadas en la parte positiva del eje 1). Las muestras del suelo con un mayor contenido de materia orgánica se caracterizaron por una mayor abundancia de los ácidos grasos saturados 15:0, i15:0, a15:0, i16:0, 17:0, 20:0, 10Me16:0 y los ácidos grasos monosaturados 19:1, 16:1ω5, 16:1ω9, 17:1ω8, 18:1ω7, mientras que en las muestras con un menor contenido de materia orgánica predominaron los ácidos grasos cy19:0 y br18:0. Los resultados parecen indicar la importancia de la materia orgánica como factor determinante en la estructura o diversidad de las comunidades microbianas de estos suelos degradados.

6. Conclusiones

Los datos demuestran que en estos suelos de mina contaminados con metales pesados los tratamientos de recuperación de suelos con aplicación de la enmienda orgánica son mucho más efectivos que los tratamientos de fertilización inorgánica, encalado y la adición de polímeros, lo que se debe fundamentalmente a que ejercen una mayor influencia sobre la biomasa y la diversidad de las comunidades microbianas. Los resultados ponen de manifiesto

la utilidad del análisis PLFA para evaluar la eficacia de las distintas técnicas de recuperación de estos suelos de mina altamente degradados.

7. Bibliografía

ALVARENGA, P., GONÇALVES, A.P., FERNANDES, R.M., DE VARENNES, A., VALLINI, G., DUARTE, E., CUNHA-QUEDA, A.C., 2008. Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Sci. Tot. Environ.* 406, 43-56

ÁLVAREZ-VALERO, A. M., PÉREZ-LÓPEZ, R., MATOS, J., CAPITÁN, M. A., NIETO, J. M., SÁEZ, R., DELGADO, J., CARABALLO, M., 2008. Potential environmental impact at São Domingos mining district (Iberian Pyrite Belt, SW Iberian Peninsula): evidence from a chemical and mineralogical characterization. *Environ. Geol*. 55, 1797–1809

DE VARENNES, A., CUNHA-QUEDA, C., GUIWEI, Q., 2009. Amendment of an Acid Mine Soil with Compost and Polyacrylate Polymers Enhances Enzymatic Activities but may Change the Distribution of Plant Species. *Water Air Soil Pollut.* 1573-2932 (Online). DOI 10.1007/s11270-009-0151-4

DÍAZ-RAVIÑA, M., BAATH, E., MARTÍN, A., CARBALLAS, T., 2006. Microbial community structure in forest soils treated with a fire retardant. *Biol. Fertil. Soils* 42, 465-471

FROSTEGÅRD, A., TUNLID, A., BÅÅTH; E., 1993. Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Appl. Environ. Microbiol*. 59, 3605–3617.

GUIWEI, Q., DE VARENNES, A., CUNHA-QUEDA, C., 2008. Remediation of a mine soil with insoluble polyacrylate polymers enhances soil quality and plant growth. *Soil Use Manage.* 24, 350-356

PÉREZ-LÓPEZ, R., ÁLVAREZ-VALERO, A.M., NIETO, J.M., SÁEZ, R., MATOS J.X., 2008. Use of sequential extraction procedure for assessing the environmental impact at regional scale of the São Domingos Mine (Iberian Pyrite Belt). *Appl. Geochem.* 23, 3452–3463

TAVARES, M.T., SOUSA, A.J., ABREU, M.M., 2008. Ordinary kriging and indicator kriging in the cartography of trace elements contamination in São Domingos mining site (Alentejo, Portugal). *J. Geochem. Explo.* 98, 43–56

Suelos volcánicos endurecidos en el Sistema Volcánico Transversal, Estado de México

MIRELES LEZAMA PATRICIA [1], COLINDRES JARDON ISIDRO[1], UREÑA NUÑES FERNANDO[2], NAVA BERNAL EUFEMIO GABINO [3], PASTOR MEDRANO JESUS [2]

[1] Facultad de Planeación Urbana y Regional. Universidad Autónoma del Estado de México.
[2] Facultad de Química del Estado de México. Universidad Autónoma del Estado de México.
[3] Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales. Universidad Autónoma del Estado de México.

Resumen
La investigación se realizó en el Sistema Volcánico Transversal del Estado de México, comprendiendo en las coordenadas: 18° 30´ 30´´ – 20° 21´ 00´´ latitud norte y 98° 30´00´´ – 100° 30´ 10´´ longitud oeste, la identificación y localización de suelos volcánicos que a través de procesos naturales han formado horizontes endurecidos denominados "tepetates", han sido estudiados para determinar su origen, composición, dureza y comportamiento, con miras a su posible recuperación agrícola o forestal, por lo anterior se considero de suma importancia identificar su extensión y localización para la planeación uso sostenible del suelo. La metodología empleada fue los Sistemas de Información Geográfica (SIG) apoyados con el software de IDRISI Andes, realizando el análisis cartográfico de geología, edafología, uso de suelo, fisiografía, formación topográfica y pendientes en formato raster escala 1:250.000, el análisis consistió en construir rodales sobre cada temática asignándoles valores de 1 al 4 en función de de la factibilidad que se tuviera o no para formar tepetates, una vez sobrepuestas las temáticas y se sumaron, el valor más alto fue 20, por lo que se dividió en rangos de 5 para obtener finalmente cuatro, dando el valor de 4 a la mayor condición para formación de tepetates con 1 a las menores; se eligieron 21 puntos para su verificación en campo, localizados se les identifico por color, prueba de alófanos, dureza del suelo en TONS/SQ FT y pH, se tomaron 14 muestras para su análisis físico-químico en base a las Normas Mexicanas para Análisis de Suelos 2002. Así mismo se tomaron cuatro muestras para identificar los agentes cementantes a través de Microscopia Electrónica de Barrido (MEB).

Palabras clave
Suelos volcánicos, tepetate, SIG, minerales

1. Introducción

El Estado de México es una de las 32 entidades federativas de la República Mexicana y la más poblada con 14.160.736 hab, tiene una superficie de 22.499 km^2 (el 1.1% del territorio Nacional). El 74,2% de la superficie estatal corresponde al Sistema Volcánico Transversal, predominan las sierras y lomeríos al ocupar el 76,08% del territorio estatal; el 23,92% corresponde a las llanuras y valles. El uso agrícola ocupa una superficie de 846.000 hectáreas, que representan el 37,6% de la superficie total, la agricultura de temporal representa el 79,0 % respecto a la superficie de este uso, la superficie de áreas perturbadas por causa de la erosión es de 225.974 hectáreas y anualmente se deforestan en promedio 4.476 hectáreas por año (Gobierno del Estado de México, 2007).

Según Feliciano, (1987) en el Estado de México existen áreas afectadas por el afloramiento de tepetate, que aporta alrededor de 16 ton. de sólidos/año/ha que se convierten en azolve de presas y canales.

Los tepetates "según los Aztecas es un material duro y compacto que en la lengua Nahuatl es te-pettatl (tetl-significa piedra y petlatl-petate) o sea piedra semejante al petate, a estos materiales suelen llamárseles duripanes (Ruíz, 1987) (p-105). Escamilla et.al, (2002), define los tepetates como depósitos volcánicos interestratificados, que incluyen paleosuelos de diferente naturaleza caracterizados por límites horizontales y bien definidos entre las capas. Algunos tepetates se han descrito como formaciones naturales, masivas, compactadas y duras; cementadas por diferentes agentes químicos, incluyendo arcillas y silicatos, los tepetates se originan por la consolidación de las partículas minerales que provocan compactación, por la naturaleza de los materiales piroclásticos, los cuales se consolidan al momento en que se depositan, y al endurecimiento por procesos pedológicos.

Flores, et.al. (2004), reporta que los tepetates pueden estar situados a profundidades variables, y geográficamente deben su presencia a factores topográficos y climáticos, se localizan principalmente en altitudes comprendidas entre 2.400 y 2.800 metros sobre el nivel del mar, en climas subhumedos y en una estación seca que dura de cinco a seis meses. A principios de la década de 1990 se estimó que en México los tepetates cubrían 30.700 km^2, es decir el 27 por ciento de la superficie del Sistema Volcánico Mexicano.

Los Sistemas de Información geográfica (SIG) constituyen una herramienta para el manejo y análisis de información espacial ya que facilita la búsqueda de información y asegura precisión y detalle, gracias al manejo de grandes volúmenes de información, es un sistema de cómputo que integra tanto hardware, software y un conjunto de algoritmos y técnicas para elaborar una tarea, donde la información esta espacialmente referenciada.

2. Objetivos

General: Identificar y representar espacialmente de suelos volcánicos endurecidos en el Estado de México, mediante SIG.

Específicos: Identificar por medio de superposición cartográfica 1: 250.000 la presencia de suelos volcánicos endurecidos Tepetates en el Estado de México. Realizar el análisis físico y químico, así mismo la determinación de las formas cristalinas y análisis químico por microscopia electrónica de barrido por espectroscopia de rayos X, con la finalidad de caracterizar los tepetates encontrados de la superposición cartográfica y validar los contenidos minerales que permiten la denominar a los suelos como tepetates. Representar espacialmente en escala 1:250.000 la distribución espacial de los tepetates identificados.

3. Metodología

La metodología empleada fueron los SIG, donde los datos están espacialmente asociados a un plano de coordenadas (georeferencia), maneja tareas específicas sobre los datos y atributos que se encuentran espacialmente referidos denominados polígonos.

El trabajo se desarrollo bajo las siguientes etapas.

Se generaron los mapas: topografía, fisiografía, edafología, geología, uso de suelo, vegetación, pendientes, vialidades e hidrología escala 1: 250.000.

Los mapas temáticos generados se rasterizaron, con lo que se obtuvo una matriz digital de 1.767 renglones y 1.768 columnas con un tamaño de píxel de 120 m.

Los mapas generados se homogenizaron e integraron a un Sistema de Información Geográfica, con el objetivo de identificar los suelos volcánicos a través de una superposición.

Se creó un modelo que permitió la identificación espacial de posibles suelos volcánicos endurecidos por medio de la superposición cartográfica y en apoyo a esto, se utilizó el software de IDRISI Kilimanjaro, se elaboró, asignando valores de 4 a las posibilidades más altas de encontrar y valor de 0 a las nulas. Geología: la selección de las rocas fue de acuerdo a su antigüedad (antiguas 4, recientes 1) y su acidez -clásticas volcánicas-, y su composición el silicio y aluminio (4),

Edafología los suelos que llegan a dar la formación de tepetates de acuerdo a su formación volcánica son los andosoles (4), luvisoles (3), planosoles (2) y vertisoles (1).

Fisiográfica: en este criterio se eligió en primer lugar a los lomeríos (4), planicie (3), sierras (2), valles y mesetas (1).

Uso de suelo: para este criterio se generalizó en grandes usos dejando al bosque como principal actividad, ya que es aquí en dónde impacta la formación de tepetates después, el uso de plantación forestal, agrícola y pastizal.

Pendientes: autores como Servenay y Prat (2006), en su estudio espacial de tepetates en el Sistema Volcánico Transversal, mencionan que la presencia de estos es en pendientes de 5 a 10 %. Así mismo Acevedo, et al (2003), establecen que los tepetates se presentan en pendientes de 6 a 20%. Por lo que para este estudio se establece una nueva clasificación de 0-3° (1), de 3-6° (2), de 6 -9° (3) de mas de 9° (4).

Se tomó la imagen de valores de 4, para realizar recorridos de campo, se definió rutas en función de la distribución de los tepetates considerando las vías de comunicación, realizando un total de 21 puntos de verificación y 14 muestreados. La actualización de información en recorridos de campo se realizo apoyado con el uso de ortofotos y el Sistema de Posicionamiento Global (GPS), el cual permitió ubicar los puntos de verificación y muestreo con precisión, al ubicar los tepetates en campo se corrobora con pruebas básicas como: alófanos, dureza del suelo y pH.

La caracterización física y química de tepetates se realizo en el laboratorio con las metodologías establecidas por las Normas Mexicanas 2002 para análisis de suelos, las cuales fueron: Densidad real y aparente, Materia Orgánica, Textura, pH en agua y cloruro de potasio 1: 2,5 y color en seco y húmedo.

La determinación de características mineralógicas de los tepetates se realizo a través de Microscopia Electrónica de Barrido (MEB), para lo cual se tomaron cuatro muestras de acuerdo a su distribución en la zona de estudio y su apariencia en color. Utilizando el Jeol JSM – 5900LV, Scanning Electron Microscope a través de la técnica de escaneo de barrido. Con la finalidad de encontrar los minerales que conforman los tepetates y sus concentraciones de forma aproximada por la técnica empleada.

4. Resultados

El primer resultado de la sobreposición de de los elemento formadores de tepetates fueron cuatro mapas con valores de 1 a 4, figura 1; en dónde el valor más alto es la zona en donde cumple con todos los criterios tomados para la formación de tepetates.

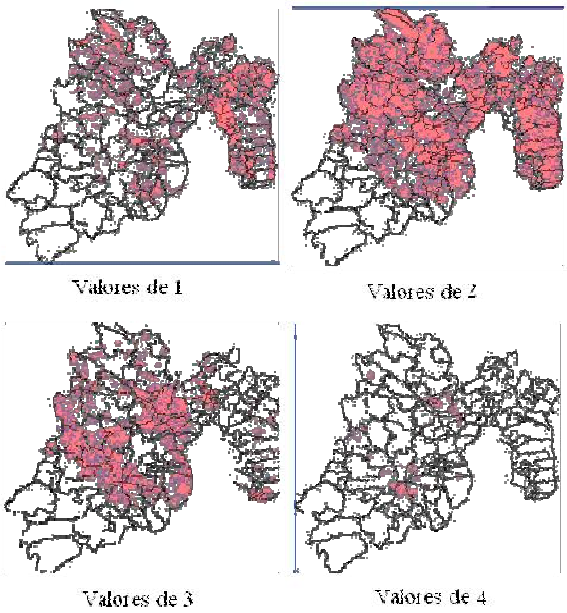


Figura 1.Imágenes con los valores de menor a mayor factibilidad de presencia de tepetates

Para la Validación, se tomó la imagen de valores de 4, considerando 21 puntos verificados en campo, de los cuales se tomaron muestras en 14 para su caracterización físico y química, figura 2.

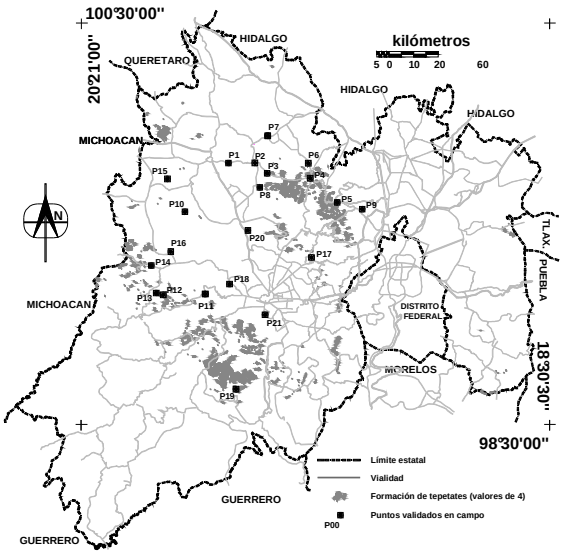


Figura 2. Puntos de verificación en campo

Análisis físico y químico de tepetates: los 14 puntos muestreados varían entre los 2.500 y 2.993 metros sobre el nivel del mar, con una edad geológica del plioceno y era cenozoica, localizados sobre la subprovincia de los Lagos y Volcanes de Anahuac; Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo y Mil cumbres, sobre lomeríos, sierras, llanuras y valles; en su mayoría en suelos andosoles y el uso de suelo predominante es el agrícola y forestal; con una pendiente que inicia de los 8 hasta los 16 grados, los resultados de los análisis del laboratorio se pueden apreciar en la tabla 1.

Tabla 1.Resultados de los análisis en laboratorio de los 14 puntos verificados con presencia de tepetates.

Punto	Altitud msnm	pH en H20	pH en KCl	Densidad aparente	Densidad real	% E.P.	Color seco y húmedo	Materia Orgánico	Textura
1	2.623	6,7	5,4	0,8	1,8	57,3	10YR 7/1-10YR 5/3	0	migajón limoso
2	2.735	6,3	4,5	0,9	2,3	63,1	7,5YR 8/2-7,5YR 5/4	0	migajón arenoso
3	2.560	7,1	6,5	1,1	2,3	54,4	5Y 7/1-10YR 5/4	0,13	migajón arenoso
4	2.522	5,7	3,9	1,3	2,5	49,7	10YR 7/4 7,5YR 5/6	0,13	franco
5	2.700	6,2	5,3	0,9	2,3	56,3	5Y 7/1-10YR 6/1	0	migajón arenoso
6	2.600	6,8	5,3	1,2	2,5	50,5	10YR 7/2 10YR 7/3	0	arena
7	2.600	6,9	5,8	0,8	2,1	58,5	7,5YR 7/2-5Y 6/3	0	franco
8	2.600	7,4	6,1	1,0	2,3	53,1	7,5YR 4/4-7,5YR3/2	0	migajón arenoso
9	2.993	7,9	6,3	0,7	2,1	64,5	2,5Y 8/2-5Y 6/3	0	migajón arenoso
10	2.500	7,4	5,3	0,9	2,1	56,4	2,5Y 8/1-7,5R 5/2	0	migajón arenoso
11	2.800	6,9	5,8	1,1	2,3	53,4	7,5YR 5/1-5YR 2,5/1	0,76	migajón arenoso
12	2.600	6,6	4,7	0,8	2,1	57,9	7,5 YR 7/1-7,5YR 5/3	0	migajón arenoso
13	2.514	5,6	4,3	1,1	2,2	52,0	5YR 6/1-7,5YR4/2	0	migajón arenoso
14	2.700	6,8	5,4	1,1	2,3	52,5	7,5YR 6/6-5YR 4/6	0	migajón arenoso

Microscopia Electrónica de Barrido (MEB). Para éste procedimiento se eligieron cuatro muestras, con la finalidad de cuantificar su composición mineralógica y poder confirmar la presencia de cementantes en los tepetates.

Muestra uno (M1): Esta muestra se localiza en el municipio de Xonacatlán, en la localidad de San Miguel Mimiapan, en suelos andololes, uso agrícola, sobre lomeríos.

El análisis se realizó en barrido, con una ampliación general de X500, a una partícula alargada con clave M1A, una zona de aglomerados con clave M1B y una partícula blanca con la clave M1C. Así como el espectro de la composición química. Ver figura 3.

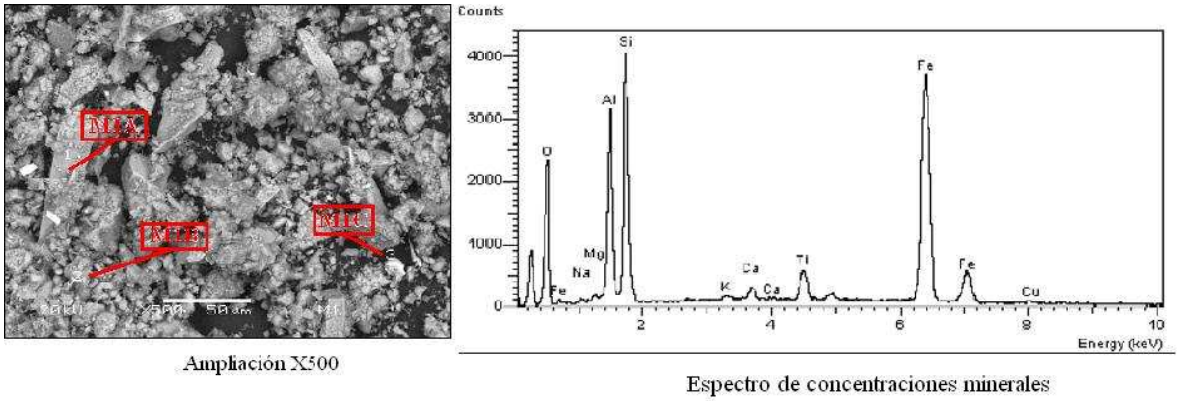


Figura 3. Ampliación de los minerales de M1A, M1B, M1C de X500

Así mismo se determinaron la composición química de la muestra, así como el promedio de la M1, M1A, M1B Y M1C, los resultados se observan en la tabla 2.

Tabla 2. Porcentaje de minerales de M1

Mineral	% M1	% M1A	% M1B	%M1C	PROMEDIO %
$CO3 \rightarrow CO_3=$ CO_3X_2 $X= Na^+, K^+, Ca^{2+}$	31,4	29,3	0,6	1,6	**15,7**
MgO	1,3	0,3	2,6	0,4	**1,1**
Al2O3	18,9	24,9	9,3	17,5	**17,6**
SiO2	35,2	39,0	13,6	25,4	**28,3**
TiO2	1,7	0,7	46,7	4,3	**13,4**
FeO	11,5	5,8	26,9	50,0	**23,6**
OTROS	0	0	0,3	0,8	**0,3**
TOTAL	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**

Muestra dos (M2): Esta muestra fue extraída del municipio de San Felipe del Progreso, de la localidad de Chichilpa en suelos andosoles de, cuyo uso de suelo es bosque y se encuentra sobre lomeríos.

Se realizó un análisis de barrido asignando la clave M2 con una ampliación general de X500; y dos lecturas de X500 en partículas blancas, asignando claves de M2A y M2B. Así como el espectro de la composición elemental, figura 4+.

Así mismo se determinaron los minerales, con los resultados mostrados en la tabla 3.

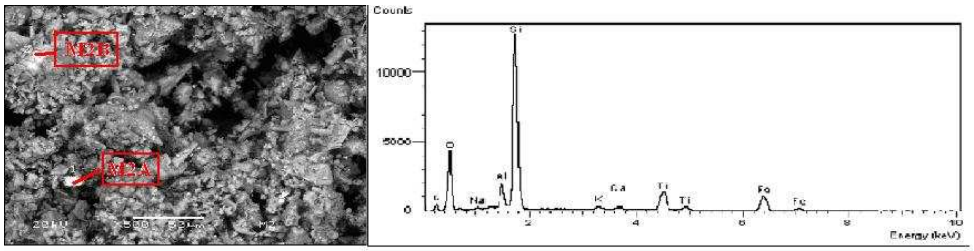


Figura 4. Ampliación M2A y M2B de X500

Tabla 3. Porcentaje de minerales de M2

Mineral	% M2	% M2A	% M2B	PROMEDIO %
$CO3 \longrightarrow CO_3=$ CO_3X_2 $X= Na^+, K^+, Ca^{2+}$	43,9	15,8	26,7	**28,8**
Al2O3	49,8	8,2	6,3	**21,4**
SiO2	1,5	49,0	48,7	**33,1**
TiO2	3,9	1,1	8,5	**4,5**
FeO	0,4	0,6	9,7	**3,6**
CuO	0,5	0,7	0,0	**0,4**
BaSO4	0,0	24,6	0,0	**8,2**
TOTAL	**100**	**100**	**100**	**100**

Muestra tres (M3): Pertenece al municipio de Villa de Allende de la localidad del Salitre, con uso de suelo de bosque de pino-encino sobre andosoles en una formación de lomeríos.

Se realizó un análisis de barrido asignando la clave M3; así como una lectura de una partícula blanca y zona de aglomerados con las claves M3A y M3B respectivamente; utilizando una ampliación de X500. Se elaboró el espectro del contenido mineral, figura 5.

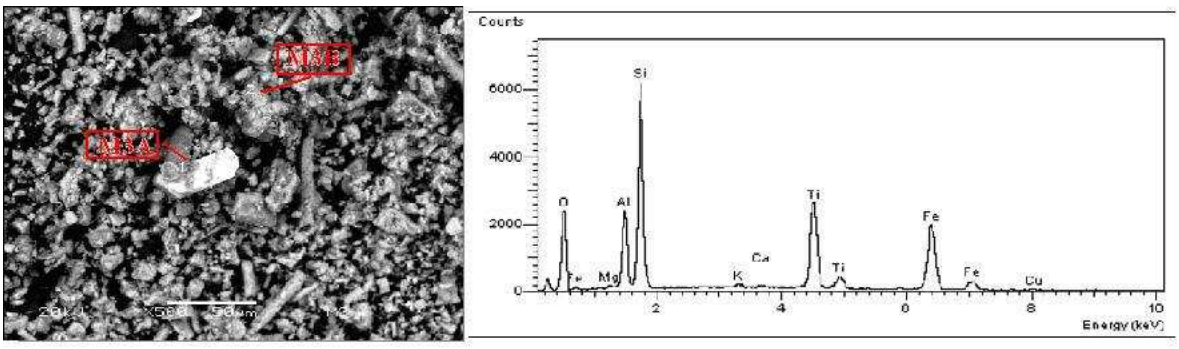


Figura 5. Ampliación M3A y M3B de X500

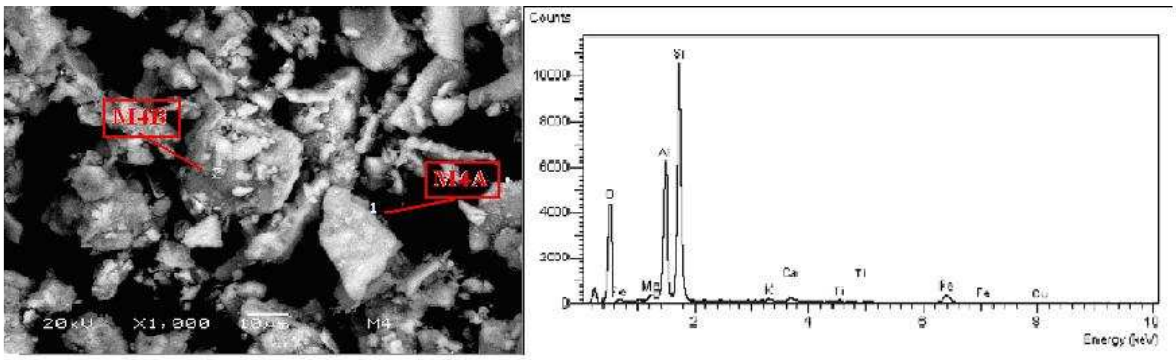
Se determinaron la proporción de minerales de la muestra M3 se muestran en la tabla 4.

Tabla 4. Porcentaje de minerales de M3

Mineral	% M3	% M3A	% M3B	PROMEDIO %
CO3⟶ $CO_3^=$ CO_3X_2 X= Na^+, K^+, Ca^{2+}	30,9	9,4	24,3	**21,5**
Al2O3	10,6	10,7	14,1	**11,8**
SiO2	54,4	32,9	54,8	**47,4**
TiO2	0,6	21,9	1,2	**7,9**
FeO	3,5	24,7	5,1	**11,1**
CuO	0,0	0,4	0,4	**0,3**
TOTAL	**100**	**100**	**100**	**100**

Muestra cuatro (M4): Pertenece al municipio de Villa Victoria en la localidad de Puerta del Pilar con uso de suelo bosque, en andosoles con formación de lomeríos en la subprovincia de Lagos y Volcanes de Anáhuac.

Se realizó un barrido de la muestra con ampliación de X500 y una lectura de una partícula blanca así como en aglomerados con una ampliación de X1.000 asignando las claves de M4, M4A y M4B respectivamente figura 6.Se elaboró el espectro de los minerales, en la tabla 5 se muestran los resultados



Ampliación X1,000 Espectro de concentraciones minerales

Figura 6. Ampliación de X1000

Tabla 5. Concentración de minerales de M4

Mineral	% M4	% M4A	% M4B	PROMEDIO %
$CO3 \longrightarrow CO_3=$ CO_3X_2 $X= Na^+, K^+, Ca^{2+}$	49,4	41,7	32,1	**41,1**
Al_2O_3	15,2	16,6	20,3	17,4
SiO_2	31,9	39,0	43,4	38,1
TiO_2	0,5	1,8	0,4	0,9
FeO	3,0	0,5	3,4	2,3
CuO	0,0	0,5	0,4	0,3
TOTAL	**100**	**100**	**100**	**100**

5. Discusión

Los resultados obtenidos en el laboratorio, Vela y Flores en el 2004, también encuentran en su trabajo sobre tepetates, textura de migajón arenoso como predominante, con colores de 10YR 3/3, 10YR 3/2, 2,5Y 5/2 y 7,5Y 3/2. y cuyas densidad aparente oscila entre 0,99 y 1,77 así como 1,64 a 2,31 en su densidad real.

En el análisis mineralógico, se identifico que en M1A tienes altas concentraciones de carbonatos de Na, K y Ca 31,4% y 29,3%, y en la lectura de M1B y M1C con 0,6% y 1,6%. respectivamente. Las mayores concentraciones son el TiO2 y FeO en M1B y M1C con 46,7% y 50%, mientras con lo que respecta al promedio, la mayor concentración es de SiO2> FeO>Al2O3, lo que certifica a éstos principales minerales como agentes cementantes en la formación de tepetates.

Así mismo M2 contiene al igual que la muestra M1 altas concentraciones de carbonatos de Na, K y Ca. Mostrando en la lectura M2 al Al2O3 con el mayor porcentaje de 49,8% y en la lectura M2A y M2B al SiO2 con 49% y 48%, respectivamente. Con lo que respecta el promedio se obtuvo que el SiO2 y Al2O3 también son los principales agentes cementantes del tepetate M2.

Para M3 en las tres lecturas el SiO2 tiene la mayor concentración con 54%, 32% y 54%; y en el promedio aparece SiO2> Al2O3>FeO y con significaticas concentraciones de TiO2, quedando el CuO con la menor concentración. Mostrando que también ésta muestra se confirma como tepetate por sus cementantes.

M 4 Se determinaron los minerales, mostrando que el SiO2 tiene la mayor concentración en las tres lecturas (M4, M4A y M4B) con 31,9%, 39% y 43%, respectivamente, seguido por las concentraciones de 15,2%, 16,6% y 20,3% del Al2O3 . Al igual que las tres muestras anteriores tiene altos contenidos de carbonatos de Na, K y Ca. Sin embargo se corrobora que se trata de tepetate conformado por los minerales esperados.

Es importante resaltar que otros autores como Ostroumov y Victoria durante el 2004, utilizó espectrometría UV-VIS-NIR, Resonancia Paramagnética Electrónica y Espectrometría con plasma de acoplamiento inductivo y Poetsch, (2004), en su estudio utilizó análisis microscópico mineralógico, dentro de las cuencas de México y Tlaxcala utilizan técnicas diferentes, sin embargo, algunos otros como Jongmans, et. al. (2000), en su estudio titulado "Induration of C Horizons by Allophane and Igomolite in Costa Rican Volcanic Soils".

realizado en la isla de la cordillera volcánica de Costa Rica, en dónde utilizan la misma técnica de difracción para detectar minerales, todos ellos muestran resultados similares, en donde el SiO_2 y Al_2O_3 y en algunos casos el TiO_2 son los principales agentes cementantes del tepetate con porcentajes promedios desde el 20% hasta el 79; y de 11% hasta 31% de FeO.

Acevedo, et.al. (2003), realizaron una caracterización física y química de horizontes endurecidos (tepetates) en suelos de origen volcánico del Estado de México; dicho trabajo se llevó a cabo, en suelos luvisoles háplicos, detectando horizontes arcillosos con propiedades físicas y químicas que afectan el 82% del total de la zona. Estas capas endurecidas se formaron por procesos pedogenéticos que favorecieron la acumulación de arcillas de iluviación, a partir de materiales piroclásticos, que conjuntamente con agentes cementantes como óxidos de silicio, aluminio y hierro cementan las partículas del suelo. Así mismo Acevedo, et. al. (2001), en su trabajo de distribución de óxidos de Fe, Al y Si, en horizontes endurecidos de origen volcánico, en donde la composición química de los horizontes es de tipo basalto-andesítico y andesítico; la densidad aparente tiende a aumentar con respecto de la profundidad y en algunos casos se atribuye a un proceso de consolidación y compactación de los minerales por presiones mecánicas o cementación química además la solubilidad de los óxidos varia en las capas endurecidas, como consecuencia de los procesos de origen edáfico.

6. Conclusiones

La identificación de tepetates en el Estado de México escala 1:250.000 es factible mediante los SIG, mismo que permitió obtener datos confiables, establecer ubicaciones exactas y tener información actualizada con una confiabilidad del 95 %.

Se realizó un análisis físico y químico así como MEB. caracterizando y determinando la compasión mineral de los tepetates.

Con lo que respecta a la metodología y resultados obtenidos: El tamaño de pixel, es una cuestión crítica al momento de generar la base de datos, sobre todo si se requiere utilizar un MDT, por lo que se recomienda considerar la unidad mínima cartografiable y el tamaño de salida de los archivos con los que se trabajará.

La acelerada actividad forestal y agropecuaria facilita para que la pendiente juegue unos de los papeles más importantes, junto con las corrientes de agua, ya que estos dos últimos facilitan y aceleran la erosión y afloramiento de los mismos.

Con los resultados obtenidos, en campo y en gabinete estamos de acuerdo con Escamilla, et. al. (2002), quien afirma que la formación de tepetates son productos no sólo de erosión y sedimentación, sino que también por el proceso de pedogénesis, por lo que son paleosuelos con diferente grado de desarrollo.

El uso de cartografía temática escala 1:250.000 permitió la identificación espacial de suelos volcánicos endurecidos de forma eficiente.

El uso de técnicas como análisis microscópico mineralógico, al igual que el método de difracción muestra resultados similares en las técnicas ya que el SiO_2 y Al_2O_3, y en algunos casos el TiO_2 son los principales agentes cementantes del tepetate con porcentajes promedios desde el 20% hasta el 79%.

Comparando el trabajo realizado con el de Gama et. al. (2007), también existe coincidencia, ya que la distribución de los tepetates está condicionada por factores de topografía y material parental.

Cabe mencionar que aunque se utilizó información temática como fisiografía, edafología, geología, uso de suelo, pendientes; sería importante considerar algunos otros factores como actividades de la población y variables de hidrología, ya que la erosión como incidente en el afloramiento de tepetates necesita estudiarse con algunos otros métodos, además que entre más variables se utilicen en el modelo quedará más detallado y buscará omitir aquellos elementos que impacten de manera significativa en la edafogénesis y cataedafogénesis.

Se recomienda realizar un análisis más minucioso en algunas de las muestras tomadas en forma de perfiles que puedan arrojar más información referente a su formación y procesos de cataedafogénesis.

Será conveniente realizar estudios de restauración de los suelos volcánicos así como de su explotación racional, ya que en algunos casos se necesitan regresar a la vida útil y por otra parte la necesidad de explotación por ser la única fuente de ingreso para familias y comunidades.

7. Bibliografía

ACEVEDO SANDOVAL O., CRUZ SÁNCHEZ M. Y CRUZ CHÁVEZ E. (2001). Distribución de óxidos de Fe, Al y Si en horizontes endurecidos de origen volcánico. Agrociencia, julio – agosto vol. 36, número 004, Colegio de Postgraduados, Texcoco, México.

ACEVEDO, S. O., ORTIZ, H. L., FLORES R. D, VELÁSQUEZ R. A., FLORES, C. K, (2003): Caracterización física y química de horizontes endurecidos (tepetates) en suelos de origen volcánico del Estado de México, *Agrociencia*, septiembre-octubre, vol. 37 número 005, Colegio de Postgraduados, Texcoco, México.436 p.

ESCAMILLA, S. G., SOLLEIRO R. E., SEDOV S. Y GAMMA C. J. (2002): Tepetates del glacis de Buenavista, Morelos: interacción de procesos geomorfológicos y pedogenéticos, Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM.

FELICIANO, J. (1987): Uso y Manejo de los Tepetates para el Desarrollo Rural, Universidad Autónoma de Chapingo, Departamento de Suelos.

FLORES, S. D., PÉREZ, O. M., NAVARRO, G. H. (2004): Rehabilitación agroecológica de suelos endurecidos volcánicos, experiencias en el Valle de México, LEISA revista de agroecología 19-4 de abril, Rahabilitación de Tierras Degradadas.

GAMA, C. J., SOLLEIRO, R. E., FLORES, R. D., SEDOV, S., CABADAS, B. H., DÍAZ O. J. (2007): Los tepetates y sus dinámica sobre la degradación y riego ambiental: el caso del Glacis de Buenavista Morelos. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, Tomo LIX, Número 1, 2007.

Gobierno del Estado de México, Anuario Estadístico de la Minería en el Estado de México, 1993- 1995 Secretaría de Desarrollo Económico, Gaceta de Gobierno Junio de 1999.

Gobierno del Estado de México (GEM, 2007), Secretaría de Medio Ambiente.

JONGMANS A.G., DENAIX F. L. Y NIEUWENHUYSE A. (2000). Indurarion of C Horizons by allophone and Imogolite in Costa Rican Volcanic Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. vol. 64, january-february, pp. 254-262.

OSTROUMOV, MIKHAIL Y VICTORIA MORALES A. (2004). Topacios Volcánicos (México): Cristaloquímica, propiedades y origen. Universidad Nacional Autónoma de México, División de Ingeniería en Ciencias de la tierra. Geos. Vol. 24, No. 2. IX Coloquio de mineralogía.

POETSCH T. (2004). Forms and dynamics of silica gel in a tuff-dominated soil complex: results of micromorphological studies in the central highlands of México. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, año/vol 21, número 001. pp 195-201.

RUÍZ, F. J. (1987), "Uso y manejo de los tepetates para el desarrollo rural" Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Suelos, México. p 105

SERVENAY ALICE Y PRAT CHRISTIAN, 2006, "Estudio Espacial de los Tepetates (Suelos Volcánicos Endurecidos) en el Eje Neovolcánico Mexicano: Metodología para un Programa de Investigación", Instituto de Geografía de la UNAM. ORSTOM.

VELA C, Y FLORES R. (2004), Morfogénesis de suelos con capas endurecidas de la sierra de Guadalupe, México, TERRA Latinoamericana, julio – abril, volumen 22, número 3, pp 255 – 265.

Programas de conservación de suelos en mexico: caso de estudio cuenca del río texcoco

ADAME MARTINEZ, S[1]., MIRELES LEZAMA, P[1].

[1] Facultad de planeación Urbana y Regional. Universidad Autónoma del Estado de México .

Resumen

La erosión del suelo es un proceso que reduce la capacidad productiva de los ecosistemas y se le considera como uno de los problemas ambientales más serios en el mundo. En México, el proceso erosivo ha sido reconocido desde 1962, donde la extinta Dirección de Conservación de Suelo y Agua (DGCSA), reportó que el 80 % de la superficie de la República Mexicana presentaba diferentes grados de erosión y que el 5 % del territorio nacional (8.9 millones de hectáreas) se encuentra totalmente erosionada. Para controlar el proceso erosivo, el Gobierno Federal ha establecido programas de conservación de suelo y agua, con diferentes estrategias y con base en las políticas económicas del país. En la parte central de México, destacan los trabajos que realizó la Ex-Comisión del Lago de Texcoco, ahora Gerencia del Lago de Texcoco (GLT), para manejar los recursos de la Cuenca Sur-Oriental tributaria del Valle de México y llevar a cabo un programa de rehabilitación y manejo integral de de dicha cuenca mediante la reforestación; terraceo y subsoleo y la construcción de presas de control de azolves (Arias y otros, 1990 y Llerena y otros, 1993). En la parte alta, de la Cuenca Sur-Oriental tributaria del Valle de México, se encuentra la cuenca del río Texcoco, con una superficie de 2940.2 hectáreas, y en el piedemonte había extensas zonas severamente erosionadas e incluso se había perdido la capa superficial del suelo, lo cual dejó expuesto el material subyacente, denominado "tepetate". Ello dio lugar a que estos suelos dejarán de ser productivos por la dureza y escasa fertilidad del tepetate, y se reportan pérdidas de suelo de 9.4 t/ha/año (Arias, 1992) que fueron el principal aporte de sedimentos al lago de Texcoco. Para recuperar los suelos y reducir la producción de sedimento y aumentar la recarga del acuífero, la GLT realizó un manejo integral de la cuenca del río Texcoco, consistente en el terraceo de 349.2 hectáreas, la construcción de 29 presas de control de azolves (gaviones y mampostería) y reforestación en cepas y en zanjas trincheras en una superficie de 43.4 hectáreas. Las comunidades de la región se vieron favorecidas, tanto por los mismos trabajos como de manera personal, ya que fueron contratados como mano de obra campesina para efectuar los trabajos de conservación y rehabilitación de suelos.

Palabras clave

Erosión, Conservación de suelos, Cuencas.

1. Introducción

La Conservación de Suelos en México tiene sus orígenes desde la época prehispánica, donde los sistemas de producción integraban esta actividad como uno de sus componentes tecnológicos. Un ejemplo de ello, es el sistema de roza-tumba y quema de los mayas, que sigue practicándose hasta hoy día, y otro es el sistema de terrazas y el acueducto construidas por el Rey Netzahualcóyotl aproximadamente en el siglo XII, y que pueden observarse en el cerro conocido como Texcutzingo, localizado dentro del municipio de Texcoco, Estado de México.

Un acontecimiento importante en el desarrollo institucional de esta disciplina en nuestro país fue la publicación de la Ley de Conservación del Suelo y Agua el 19 de junio de 1946, la cual se sustentó en principios universales, aunque adoleció del defecto de sujetar esta actividad a enfoques y estructuras de su tiempo, sin prever la evolución institucional y de las necesidades de una agricultura en proceso de desarrollo. Al respecto de la Ley, Llerena et. al. (1993) comentan que ésta contempló como principio básico, el hacer un frente de combate contra los agentes destructores de los recursos naturales renovables en general, para asegurar la permanencia de su capacidad productiva de satisfactores de sobrevivencia.

Simultáneamente a la promulgación de dicha Ley se creó la Dirección General de Conservación del Suelo y Agua, con el propósito de promover y establecer las prácticas de conservación del suelo y agua que permitieran la preservación de estos recursos y el arraigo de los productores en el campo (Enríquez, 1993). Dicha Dirección General diseño las políticas y estrategias de la conservación en concordancia con la política económica del país, en sus diferentes tiempos.

Los primeros trabajos de la Dirección fueron los relacionados con la difusión y organización de los productores y se formaron las brigadas o misiones motorizadas con la finalidad de formar Comités de Conservación de Suelo y Agua en los ejidos.

Posteriormente, Llerena et. al. (1992) reportan que en los años 50´s se crearon los Distritos de Conservación de Suelo y Agua, los cuales desaparecen cuando se fusionan las Secretarías de Agricultura y Ganadería (SAG) con la Secretaría de Recursos Hidráulicos (SRH), en la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). A partir de entonces y hasta 1984, toma auge la conservación llegándose a crear una dependencia denominada Dirección General de Conservación del Suelo y Agua de la SARH, la cual desaparecería posteriormente con la creación de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP).

2. Objetivos

Analizar los programas de conservación y recuperación de suelos en México, a nivel regional y local.

3. Metodología

El presente trabajo de investigación se realizó primero a través de una revisión bibliográfica sobre programas de conservación y recuperación de suelos. En segundo lugar, se realizó la cartografía de las áreas forestadas y reforestadas, con verificaciones en campo de la Cuenca Sur-Oriental tributaria del Valle de México, además de realizar un inventario de las prácticas y obras de conservación de suelo y agua (terraceo, subsoleo y presas de control de azolves). En tercer lugar, se elaboró la cartografía de las áreas forestadas y reforestadas de la cuenca del río Texcoco, México.

4. Resultados

Los resultados se presentan en tres niveles: nacional, regional y local.

4.1 Políticas nacionales de conservación de suelos

A nivel nacional, y desde el punto de vista institucional Trueba (1991) y Martínez (1999), diferencian los programas, de acuerdo a los siguientes periodos:

a. En el período de 1943 a 1951, el programa se fundamentó en actividades de asistencia técnica oficial impartida por medio de Brigadas de Conservación, que proporcionaban capacitación y orientación a los productores para el establecimiento de prácticas de conservación, como es el trazo del surcado al contorno, pero bajo la responsabilidad y con cargo al productor. Martínez (1999), se refiere al periodo como el de planeación de programas de conservación de suelos en México, en el que se formuló la estrategia de trabajo con la participación voluntaria de los campesinos.

b. De 1952 a 1970, el programa se caracterizó por una creciente inversión financiera en apoyo a las prácticas y obras de conservación y rehabilitación de suelos, pero que a diferencia del período anterior presentó altibajos en sus alcances de un año a otro en forma paralela a la disponibilidad de recursos. Es importante señalar que en este período la mayor parte de los recursos económicos del programa se canalizó al otorgamiento de despensas e indirectos para inducir la participación del productor en el establecimiento de las prácticas y obras de conservación del suelo y agua, situación que modificó la participación convencida de los agricultores.

c. El período, de 1971 a 1982, se caracterizó principalmente por la retribución económica a los productores por su participación en la construcción de las prácticas y obras de conservación que se construían para su propio beneficio y por la incorporación de la modalidad de obra pública a contrato, por consiguiente se elevaron considerablemente los costos e hizo totalmente dependiente al programa de cada vez mayores volúmenes de recursos presupuestales. Martínez (1999), indica que la situación de contratación tanto de mano de obra, como de empresas privadas para la construcción de prácticas de conservación, modificó la filosofía de la conservación de suelos en su carácter original.

d. En el período de 1982-1988, la Dirección General de Conservación de Suelo y Agua (DGCSA) desaparece y se convierte en Dirección de Area dependiente de la Dirección General de Normatividad Agrícola de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), que era la Dirección responsable de normar la ejecución de las prácticas y obras de conservación del suelo y agua. Con la desaparición de la DGCSA se suspenden los apoyos oficiales en materia de conservación de éstos recursos.

e. En el sexenio de 1988-1994, la Dirección General de Política Agrícola sustituye a la Dirección General de Normatividad Agrícola, y los trabajos de conservación del suelo y agua estuvieron a cargo de una Subdirección de Area. Se formula un programa no dependiente de presupuestos federales, con el objeto de que permita fortalecer la actividad de producción agropecuaria como una acción rentable y permanentemente sostenible, mediante el planteamiento de una estrategia que se sustenta más en la incorporación de prácticas integradas a los sistemas de producción como parte inherente del mismo, que en la construcción de obras de infraestructura de protección, las que deben considerarse solo como un complemento en apoyo a los proyectos de producción-conservación.

Esta estrategia transfirió la responsabilidad de la conservación del suelo y agua a los productores con el apoyo oficial y a través de la reorientación de algunas actividades de

producción que a la vez optimizan sus rendimientos evitan la degradación de los recursos en que se sustenta (Enríquez, 1993).

f. En el período sexenal 1994-2000, a inicios de 1994 se crea la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) al igual que la Dirección General de Restauración y Conservación de Suelos, cuyo objetivo es reducir el problema del deterioro del recurso suelo, mediante diversas estrategias y programas. Además de cumplir con las obligaciones internacionales en materia ambiental como es la Agenda XXI.

g. La conservación de suelos en el sexenio de 2001-2006. Si bien el gobierno mexicano reconoce la importancia de la conservación de los suelos, ésta no se traduce en el presupuesto asignado por el gobierno federal y los gobiernos estatales, ya que resulta insuficiente para financiar las acciones requeridas de conservación de suelos. Ello se debe a un problema de agenda pública. Hasta el periodo 2001-2006, los temas relacionados con la conservación de los recursos naturales se han planteado como asuntos cuya atención es incompatible con el tema del desarrollo del sector agropecuario, anteponiendo entonces el paradigma del desarrollo productivo al de la conservación, sin que se note un esfuerzo continuo por parte del gobierno por encontrar el justo medio entre estos dos aspectos fundamentales para lograr el desarrollo sostenido de la sociedad en su conjunto (Cotler et. al., 2007).

4.2 Cuenca Sur-Oriental tributaria del Valle de México

De acuerdo a la hidrología, la Cuenca Sur-Oriental tributaria del Valle de México es una cuenca endorreica de origen donde existen once subcuencas (entre ellas se encuentra la subcuenca del el río Texcoco que desembocaba en el extinto lecho del lago de Texcoco. La zona de influencia del ex-Lago de Texcoco), es una de las zonas hidrológicas más importantes en la cuenca de México, ya que la Comisión de Aguas del Valle de México reporta que, el 8.2% de los recursos hidráulicos superficiales y el 8.9% de los subterráneos, provienen de esta parte, que representa el 11.9% del área total de la cuenca (Llerena et. al., 1993).

La Gerencia del Lago de Texcoco, con fines de estudio, aprovechamiento y manejo divide a la cuenca Sur-Oriental tributaria del valle de México, en tres grandes zonas, como se muestra en el Cuadro 1, la cual está constituida por 11 ríos.

Tabla 1. Cuencas de los once ríos de oriente

Zona noreste	**Zona oriente**	**Zona sureste**
Río San Juan Teotihuacan	Río Texcoco	Río San Francisco
Río Papalotla	Río Chapingo	Río La Compañía
Río Xalapango	Río San Bernardino	
Río Coxcacoaco	Río Santa Mónica	
	Río Coatepec	

Las acciones efectuadas por la Comisión del Lago de Texcoco (actualmente Gerencia del Lago de Texcoco, dependiente de la Comisión Nacional del Agua) en 20 años, han permitido mejorar radicalmente las condiciones de la región. Estas acciones consistieron en la implementación de obras y prácticas de conservación del suelo y agua, las cuales se iniciaron

en 1973, teniendo como base proyectos específicos como: presas de control de azolves, terraceo, subsoleo, producción y plantación de especies forestales, entre otros. (Gerencia del Lago de Texcoco, 1996)

Entre 1972-1984, se controlaron los escurrimientos superficiales y los sedimentos en suspensión con el fin de evitar azolvamiento y proteger las obras civiles de la parte baja, durante este período, participando algunas veces las comunidades beneficiadas. De 1984 a la fecha se continuó este programa por lo que se establecieron: 1) convenios de cooperación bilateral para el uso de maquinaria pesada, donde los beneficiarios proporcionan los gastos de operación y mantenimiento, así como los de reparaciones menores de la maquinaria; 2) organización de grupos de mano de obra campesina regional, para la construcción de las obras de aprovechamiento, conservación del agua y escurrimientos como zanjas trincheras, tinas ciegas y cepa común y 3) convenios comunitarios para reforestación.

Los trabajos de recuperación de suelos realizados por la Gerencia del Lago de Texcoco (GLT), son:

Terrazas. Se construyeron terrazas de absorción y canal, para recuperar los suelos erosionados, donde quedó expuesto el tepetate, generador de una gran producción de escurrimientos y azolves.

Esta práctica implica grandes movimientos de tierra realizados con maquinaria pesada, sí el terreno presenta una topografía irregular, primero se daba una media emparejada, rellenando las mayor cantidad de cárcavas y rebajando los pináculos, los cuales servían como material de relleno (Pimentel, 1992).

La modalidad de ejecución de las terrazas de absorción como las de canal fue por administración directa y apoyo de las comunidades. Esto es, la institución entregaba maquinaria y operador con horario de ocho horas diarias de lunes a viernes y las comunidades sufragaban costos de consumo de diesel, mantenimiento menor (filtros, casquillos, mangueras, etc.) y operación a través de un convenio de cooperación; por lo que el costo era compartido por ambas partes.

Presas de control de azolves. El control de cárcavas es solo una parte del control integral de cuencas, la finalidad de realizar la corrección de cauces fue evitar la socavación de los suelos y disminuir el proceso de corte de la sección y reducir la pendiente del cauce principal. En la zona de estudio la Gerencia del Lago de Texcoco construyó principalmente presas de gaviones y mampostería, para controlar los escurrimientos superficiales y reducir al máximo el paso del azolve a canales y lagos artificiales ubicados, en la parte del lecho del lago de Texcoco. Además de recargar los mantos acuíferos, para el abastecimiento de agua potable a las comunidades de la región y lograr la recuperación de suelos, en beneficio de la producción agrícola de la zona (Comisión del Lago de Texcoco, 1985).

Por su parte, Pedraza (1987) señala que en la construcción de presas de gaviones y presas de mampostería de tercera, en las subcuencas de los once ríos de oriente, se construyeron de manera intercalada con el sistema cabeza-pie, con un volumen de obra de 5 m^3 de construcción por hectárea. La piedra requerida para las obras fue colectada en la región a fin de abatir el costo unitario y con ello construir un mayor número de presas cada año.

La ejecución de las obras se cumplió mediante contratos de mano de obra campesina con la unión de pueblos ejidales, comunales y pequeños propietarios en una organización conocida como General Adolfo Sánchez Taboada, la cual agrupó a los campesinos de la Vertiente Oriental de la cuenca de México (Pedraza, 1987 y Sánchez, 1992).

Reforestación. La reforestación que se estableció en la cuenca del río Texcoco, fue en cepa común y en zanja trinchera. La cepa se hizo en terrenos de ladera con suelo donde había afloramiento del sustrato, el cual impedía la entrada de maquinaria pesada. La cepa común consiste en excavar un cubo con las dimensiones siguientes: largo 40 cm, ancho 40 cm y profundidad 40 cm, el material producto de la excavación, se deposita a un lado de la cepa, sin extender la tierra, ya que esta se utilizará posteriormente. Las cepas así excavadas no tendrán una separación mayor a 5 metros ni menor de 2.5 metros de separación entre cepa y cepa (Pimentel, 1992 y Pedraza, 1987).

Con respecto a las zanjas trincheras fue con el objetivo de captar el agua de lluvia y almacenarla dentro de la zanja para que pudiese ser aprovechada por los árboles plantados en el bordo de esta. Además de reducir la velocidad de los escurrimientos superficiales y recargar los mantos acuíferos.

Actualmente las brizas son plantadas dentro de la zanja, ya que esta capta tanto el agua de lluvia como la producida por pequeños escurrimientos (Sánchez, 1992).

La zanja trinchera es similar a las tina ciega, la diferencia radica en que la zanja es de mayores dimensiones y consiste en excavar una zanja rectangular siguiendo una curva a nivel con las dimensiones siguientes: ancho 40 cm, profundidad 40 cm y longitud de 5 a 7 m. Con el material de excavación, se forma un bordo, sobre el que se plantan los árboles (brinzales). El bordo tiene una forma trapezoidal de 50 cm de base mayor, 30 cm de base menor y 30 cm de altura. El fondo de la zanja debe quedar a nivel para que el agua que sea captada por ella se distribuya uniformemente en toda su longitud. La interrupción de la continuidad de la zanja está determinada por obstáculos del terreno (rocas, troncos, arbustos, etc.); de lo contrario, habrá que hacerlo dejando un tabique divisor del terreno natural para continuar con la siguiente (Pedraza, 1987 y Pimentel 1987 y 1992).

En la Tabla 2, se reportan los trabajos de conservación y recuperación de suelos realizados en la Cuenca Sur-Oriental tributaria del Valle de México.

Tabla 2. Tipo de prácticas construidas en la Cuenca Sur-Oriental tributaria del Valle de México.

Práctica	Área (ha)	Porcentaje
Terraza	4248	83.1
Zanja trinchera	393	7.7
Reforestación en cepa y subsoleo	469	9.2
Total	5110	100.0

Con relación a las presas de control de azolves construidas en las 11 subcuencas pertenecientes a la Cuenca Sur-Oriental tributaria del Valle de México son 910, principalmente se trata de presas de gaviones.

Con lo que respecta a la investigación sobre la conservación de suelos en México, sufrió un enorme rezago, pues a excepción de algunos trabajos aislados realizados en las décadas de los

40's y 50's, la investigación y el estudio sistemático en esta disciplina se inicia prácticamente en 1973 con los trabajos de evaluación de la erosión y uso actual del suelo en la Cuenca Sur-Oriental tributaria del Valle de México y en la subcuenca del Río Texcoco. A partir de aquí y en adelante, esta actividad, a diferencia de su homóloga operativa, ya no se suspende sino que crece y se fortalece captando la atención de un mayor número de instituciones y de investigadores

4.3 La subcuenca del río Texcoco

Esta se seleccionó ya que la GLT realizó un manejo integral de la subcuenca a partir del año de 1978 (Adame et. al., 2000). La subcuenca forma parte de la Cuenca Sur-Oriental tributaria del Valle de México, cuenta con una extensión de 2940.2 ha, cuya parte del piedemonte se encontraba severamente erosionada e incluso la capa superficial del suelo se había perdido, lo cual dejó expuesto el material subyacente, denominado "tepetate". Lo que originó que la zona dejará de ser productiva por la dureza y escasa fertilidad del tepetate, reportándose pérdidas de suelo de 9.4 t/ha/año (Arias, 1992) que constituyeron el principal aporte de sedimentos al Lago de Texcoco.

Para recuperar la zona erosionada, reducir la producción de sedimento y aumentar la recarga del acuífero. La GLT aplicó un manejo integral de la cuenca del río Texcoco, consistente en el terraceo de 349.2 ha, la construcción de 29 presas de control de azolves y la reforestación de una superficie de 50.1 ha.

Los beneficios generados por terrazas, presas de control de azolves y reforestación, son diversos sin embargo se puede señalar los siguientes:

1) Los beneficios dentro de la cuenca, considerados por el proyecto de rehabilitación de suelos, fueron a) La recarga del acuífero, propiciada por la disminución de los volúmenes de escurrimientos superficiales, y b) La producción adicional, como resultado de la recuperación de suelos erosionados con terrazas que permitió ampliar la producción y disminuir la pérdida de suelo.

2) El beneficio considerado fuera de la cuenca, como beneficio económico fue el ahorro que representa la disminución de sedimentos que salen de la cuenca, consecuencia de la construcción de las obras y de la aplicación de prácticas de conservación del suelo y agua. Los sedimentos, de no haber sido controlados, habrían salido de la cuenca y se depositarían en el sistema de lagos artificiales del vaso del Lago de Texcoco.

Finalmente, en la construcción de presas de control de azolves y reforestaciones, participaron los habitantes de la región bajo la modalidad de "mano de obra campesina", los cuales obtuvieron una remuneración por su fuerza laboral.

5. Discusión

Se han reportado avances que manifiestan ya resultados significativos en la reducción de la erosión y la sustentabilidad de este recurso. Sin embargo, aún es necesario realizar acciones que permitan fortalecer estos programas de conservación del suelo, además de que México debe cumplir sus compromisos internacionales en donde asumió el compromiso de incorporación de los criterios de sustentabilidad en el uso y aprovechamiento de sus recursos naturales.

Trueba y Benítez (1999), señalan que es importante señalar tres acciones básicas en las que se han apoyado los países que han logrado avances significativos en el control de la degradación de sus recursos y la adopción de medidas de conservación de suelos.

a. *La Concientización*. Formación de una cultura conservacionista a través de la información de la mecánica de la erosión, los procesos degradativos y/o contaminantes del suelo, sus consecuencias, y las medidas eficientes para contrarrestar estos efectos.

b. *La aplicación de estímulos*. A las medidas que permitan la adopción de prácticas eficientes que reviertan los efectos de la erosión o degradación de los suelos, a través de programas gubernamentales - en el caso de actividades del ámbito agropecuario y de otros programas de apoyo específicos al sector forestal- tangibles, claros y expeditos, que se apliquen directamente a estos objetivos dentro de un programa inteligente de manejo de los recursos, con enfoque y metas de reducción de la degradación hasta alcanzar niveles de sustentabilidad.

c. *La aplicación de sanciones*. En caso de no funcionar las medidas de información, concientización, aplicación de estímulos económicos o fiscales, y aplicación de la ley, que a través de sus reglamentos establece sanciones pecuniarias o corporales. En México, esto en general no se ha aplicado, porque la Ley de Conservación del Suelo y Agua de 1946 siempre adoleció de un reglamento que la hiciera operativa. Actualmente se plantean nuevas leyes que podrían tal vez ejercer algún efecto en este sentido, pero probablemente la peor sanción que podrían recibir los productores agrícolas, pecuarios y forestales, será la de su marginación de los mercados, que ya establecen exclusiones para productos obtenidos al margen de ciertas normas o especificaciones de protección de los recursos naturales. Actualmente estas medidas se aplican principalmente en los mercados internacionales, pero ya comienzan a ser imposiciones para cosechas de consumo nacional.

Cabe señalar que los aspectos sociales han sido ignorados en el establecimiento de programas de conservación del suelo y del agua. Esta negligencia ha llevado al fracaso a muchos programas de control de la erosión, por lo que se sugiere tomar en cuenta a la población del área de trabajo.

6. Conclusiones

Se han reportado avances que manifiestan ya resultados significativos en la reducción de la erosión y la sustentabilidad de este recurso en México. Sin embargo, aún es necesario realizar acciones que permitan fortalecer estos programas de conservación del suelo, además de que México debe cumplir sus obligaciones internacionales en donde asumió el compromiso de incorporación de los criterios de sustentabilidad en el uso y aprovechamiento de sus recursos naturales como es el suelo.

Por otro lado, para controlar el proceso erosivo se requiere de la implementación obras y prácticas de conservación del suelo y agua, debido a que estas reportan altos costos, este tipo de proyectos se han visto como un costo más que una inversión en México. Sin embargo, estos proyectos también generar beneficios que deben cuantificarse para propiciar que la

sociedad y el gobierno se hagan responsables de mantener, conservar y dar un uso y manejo sustentable a los recursos naturales.

7. Bibliografía

ADAME, S. OROPEZA, J. L. MARTÍNEZ, M. SANTOYO V. RAMÍREZ, M. 2000. Evaluación económica del proyecto de rehabilitación de suelos en la cuenca del río Texcoco. Agrociencia. Vol. 34 No. 4: 509-521.

ARIAS, H. M. 1992. Rehabilitación de tepetates: una alternativa para la producción agropecuaria y forestal. En Primer Simposio Internacional de Suelos Volcánicos Endurecidos. Terra, Vol 10. Núm. Especial. 309-317.

ARIAS, H. M. GÓMEZ, A. ADAME, S. MIRANDA, M. 1990. Evaluación del Programa de Reforestación del Proyecto Lago de Texcoco. INEISACH-Proyecto Lago de Texcoco. Montecillo, México 1-94.

COTLER, H. SOTELO, E. DOMINGUEZ, J. ZORRILLA, M. CORTINA, S. QUIÑONEZ, L. 2007. La conservación de suelos, un asunto de interés público. INE-SEMARNAT. 1-73. México.

Comisión del lago de Texcoco. 1985. Informe de Actividades. Dirección de Conservación de Suelo y Agua. México. 62 p.

Dir. Gral. de Restauración y Conservación de Suelos. 2000. Acciones de restauración y conservación de suelos para la defensa de la frontera forestal 1995-2000. SEMARNAP. México, D. F.

ENRÍQUEZ, E. 1993. El programa de conservación del suelo y agua de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. En primera reunión nacional sobre manejo y conservación del suelo y agua. Montecillo, México 45-65.

FIGUEROA, B. 1975. Pérdida de suelo y nutrimentos y su relación con el uso del suelo en la cuenca del río Texcoco. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 1-209.

Gerencia del Lago de Texcoco. 1996. Informes anuales de actividades. Dirección de Conservación de Suelos. México. 20 p.

LLERENA, F. MARTÍNEZ, R. SÁNCHEZ, B. 1993. Manejo de la cuenca del ex -lago de Texcoco. En primera reunión nacional sobre manejo y conservación del suelo y agua. Montecillo, México 140-156.

LLERENA, F. SÁNCHEZ, B. MARTÍNEZ, R. 1992. Experiencias en prevención y corrección para el control de la erosión en México. En Ingeniería y Medio Ambiente. Colegio de Ingenieros Civiles de México. México. 1-153.

MAASS, J.M. GARCÍA, F. 1990. La conservación de suelos en zonas tropicales: el caso de México. Ciencia y Desarrollo. XV (90): 21-36

MARTÍNEZ, M.1999. Programas nacionales de conservación de suelos: Análisis retrospectivo. En Siebe, Ch. Rodarte, H. Toledo, G. Etchevers J. Oleschko C. Conservación y restauración de suelos. 407-426. Ed. UNAM, México.

MARTÍNEZ, M. FERNÁNDEZ, J. 1983. Evaluación de la degradación específica a nivel nacional a partir de cuencas hidrológicas. Dir. Gral. de Conservación del Suelo y Agua. México. 1-67.

PEDRAZA C., L.1987.Síntesis del proceso de establecimiento y construcción de los trabajos de conservación de suelos, agua y reforestación, en áreas erosionadas de la cuenca oriental del ex-lago de Texcoco. En primer simposio nacional sobre uso y manejo de tepetates para el desarrollo rural. Chapingo, México. 182-191.

PIMENTEL, L. 1987. Importancia de la roturación del tepetate en plantaciones forestales. En primer simposio nacional sobre uso y manejo de tepetates para el desarrollo rural. Chapingo, México. pp. 198-211

PIMENTEL, L. 1992. Cómo hacer productivos a los tepetates en México. En Primer Simposio Internacional de Suelos Volcánicos Endurecidos. Terra, Vol 10. Núm. Especial. 293-301.

SÁNCHEZ B., B. 1992. Análisis de costos en la utilización de maquinaria para la recuperación de suelos volcánicos endurecidos. En Primer Simposio Internacional de Suelos Volcánicos Endurecidos. Terra, Vol 10. Núm. Especial. pp. 550-556 .

TRUEBA, A. 1991. La situación actual de la conservación de suelos en México. Medina, R. Conservación de agua y suelo. Manejo integral de cuencas. 13-33. México.

TRUEBA, A. BENÍTEZ, A. 1999. El Tratado de Libre Comercio y la conservación de suelos. En Siebe, Ch. Rodarte, H. Toledo, G. Etchevers J. Oleschko C. Conservación y restauración de suelos. 565-577. Ed. UNAM, México.

PROCESO DE OBTENCION DE LOS FACTORES K,C Y P DEL MODELO RUSLE EN EL INVENTARIO NACIONAL DE EROSIÓN DE SUELOS 2002 - 2012. METODOLOGÍA Y RESULTADOS OBTENIDOS

MARTÍN FERNÁNDEZ, L.[1], MARTINEZ NUÑEZ. MARGARITA[2]

[1] Área de Hidrología y Zonas Desfavorecidas. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino
[2] Departamento de Ingeniería de la Organización, Administración de Empresas y Estadística. Universidad Politécnica de Madrid

Resumen

El proceso de datos correspondiente al Inventario Nacional de Erosión de Suelos es el estudio de la información obtenida en los trabajos de campo y en los análisis de muestras de suelo en el laboratorio. Tiene por objeto principal el cálculo de los factores relativos al suelo (factor K), la cubierta vegetal y su manejo (factor C) y las prácticas de conservación de suelos (factor P) que intervienen en la estimación de las pérdidas medias anuales de suelo a largo plazo mediante aplicación de la Ecuación Universal Revisada de Pérdidas de Suelo (modelo RUSLE).

El cálculo se realiza, para cada parcela, aplicando las ecuaciones correspondientes a la versión más actualizada de dicho modelo a partir de los datos recopilados tanto durante el levantamiento de campo como en el posterior análisis de laboratorio de las muestras de suelo tomadas, todo ello mediante potentes aplicaciones informáticas basadas en bases de datos relacionales.

Los resultados finales de este proceso alimentan al sistema de información geográfica donde se obtienen los productos cartográficos y numéricos finales del Inventario.

En esta comunicación se desarrolla el flujo de información, los procedimientos de cálculo empleados y los resultados obtenidos. Finalmente, se comentan y comparan algunos de los resultados obtenidos en las distintas provincias estudiadas.

Palabras clave

Estadística, indicadores, parcelas, SIG, RUSLE, modelos, desertificación

9. Introducción

El proceso de datos para el cálculo de pérdidas de suelo por erosión laminar y en regueros correspondiente al Inventario Nacional de Erosión de Suelos, consiste en el estudio de la información recogida en los trabajos de campo y en los análisis de muestras de suelo para aplicar el modelo RUSLE (Renard et *al.*, 1997). El proceso de datos del Inventario Nacional de Erosion de Suelos se centra en concreto en el cálculo de tres factores de dicho modelo, factor K, relativo al suelo, factor C, que representa el efecto de la cubierta vegetal y su manejo, y el factor P, prácticas de conservación de suelos. El resto de factores del modelo RUSLE (factor R y LS) se obtienen aplicando técnicas de Sistemas de Información Geográfica (G.I.S.).

El modelo RUSLE, es la versión revisada de la célebre ecuación universal de pérdidas de suelo (USLE) (Wischmeier y Smith, 1978).. El uso de este modelo ha sido cuestionado en ocasiones, pero debido a su sencillez de aplicación y su sólida base experimental se ha aceptado universalmente su utilización.

La diferencia de este nuevo modelo revisado (RUSLE) respecto al antiguo (USLE) es su mayor exactitud, se disminuyen los errores entre las pérdidas observadas y las pronosticadas por el modelo. Aunque los principios de cálculo son los mismos, en esta última versión revisada los factores están más interrelacionados entre sí, reflejando la complejidad propia de la naturaleza en la que todo interactúa.

Uno de los principales problemas que se encuentra a la hora de aplicar el modelo RUSLE en el Inventario Nacional de Erosión de Suelos, es la falta de documentación. Este es un modelo americano y está diseñado fundamentalmente para cultivos agrícolas siendo prácticamente imposible encontrar documentación bibliográfica y/o estudios realizados sobre zonas forestales y concretamente sobre zonas forestales con vegetación mediterránea. Esto tiene como consecuencia que algunos de los coeficientes empleados en las fórmulas de cálculo de los factores no han podido ser calibrados para nuestras condiciones particulares.

Pero afortunadamente el modelo sigue vigente y se continúa trabajando en él y cada vez se incluyen más posibilidades que reflejan más casuísticas, incluyendo las zonas forestales.

Cabe destacar, que no sólo se ha aplicado el modelo RUSLE, sino que además se ha implementado añadiendo otros subfactores que se estimaban oportunos por considerar que influían notablemente en el cálculo de la erosión. Sirva de ejemplo el subfactor que se ha denominado Rocosidad y con el que se refleja la importancia de los afloramientos rocosos superficiales existentes en la zona, que disminuyen la erosión real.

Así mismo también se realiza una comprobación de la incidencia de los incendios forestales sobre formaciones arboladas cuando su recurrencia estimada, para un municipio y un tipo de formación concreta, es inferior a 10 años (periodicidad del Inventario). Esta influencia queda patente en el cálculo del factor C.

.

10. Objetivos

El objetivo general del Inventario Nacional de Erosion de Suelos es localizar, cuantificar y analizar la evolución de los fenómenos erosivos, con el fin de delimitar con la mayor exactitud posible las áreas prioritarias de actuación en la lucha contra la erosión, así como definir y valorar las actuaciones a llevar a cabo.

El objeto principal del Proceso de Datos es el cálculo de los factores relativos al suelo (factor K), la cubierta vegetal y su manejo (factor C) y las prácticas de conservación de suelos (factor P) que intervienen en la estimación de las pérdidas medias anuales de suelo a largo plazo mediante aplicación de la Ecuación Universal Revisada de Pérdidas de Suelo (modelo RUSLE)

11. Metodología

Todo el proceso comienza con la recogida de datos realizada en el trabajo de campo y la posterior incorporación de los resultados del análisis de las muestras de suelo tomadas en campo, así como variables obtenidas del S.I.G

El diseño del muestreo de trabajo de campo se inicia mediante la clasificacion del territorio en estratos homogeneos según clima, fisiografía, litología y vegetación. Posteriormente se asigna a cada estrato un número proporcional de parcelas de campo, mediante muestreo aleatorio sistemático con refuerzo dirigido, con una densidad media de una parcela cada 2.500 ha. Se toman muestras de suelo de unas 400 parcelas por provincia

Las parcelas o puntos de muestreo que se van a levantar en campo han sido generadas a partir de la malla UTM a escala 1:50000 digitalizada, con la que se ha elaborado la red de muestreo sistemático de 5x5 km.

Una vez recopilada y volcada en una base de datos toda la información se realizan una serie de filtros con el objeto de detectar posibles errores, bien de muestreo o de grabación. Estando ya comprobada toda la información recogida se procede al cálculo de los distintos factores del modelo.

Factor K. Erosionabilidad del suelo

El cálculo de este factor se basa fundamentalmente en los resultados obtenidos por el laboratorio del análisis de las muestras de suelo tomadas en campo, aunque también se utilizan datos recopilados en campo como son la estructura del suelo, presencia de elementos gruesos, etc. En la Figura 1 se muestra un esquema simplificado del proceso de cálculo.

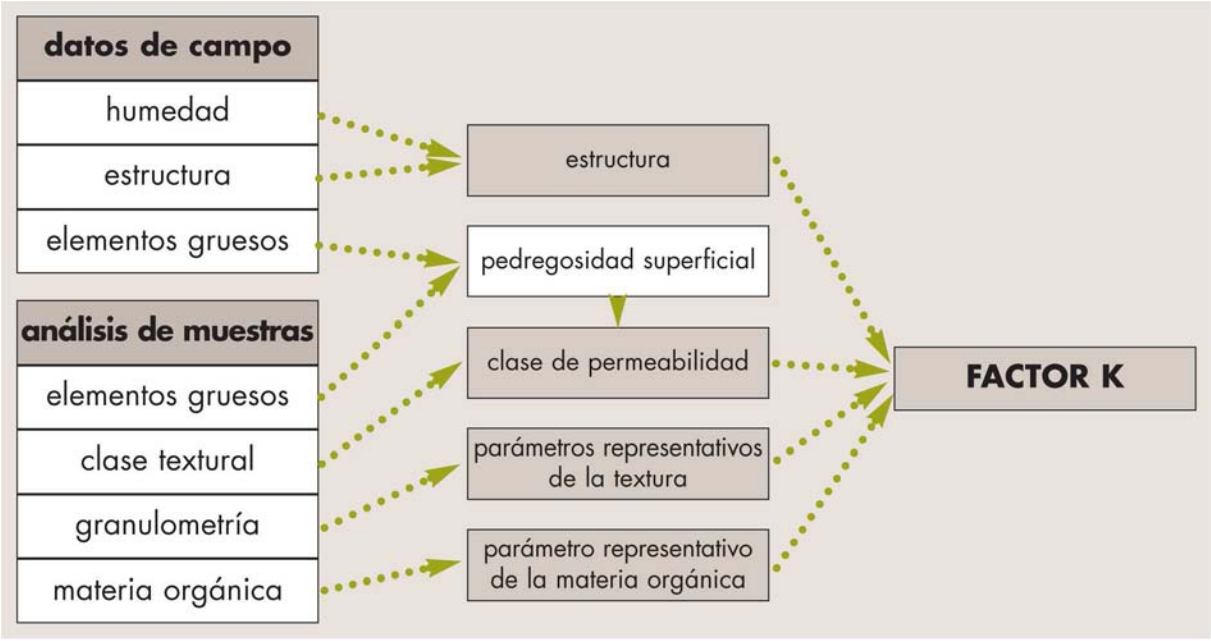


Figura 1. Esquema del proceso de cálculo del Factor K.

Una vez calculado el factor K, se realiza un ajuste estacional en el que se refleja la influencia de las precipitaciones y las temperaturas en la erosionabilidad.

Factor C. Cubierta vegetal y manejo.

Sin lugar a dudas, este es el factor más complejo de calcular, ya que intervienen múltiples subfactores todos ellos interrelacionados entre sí. Inclusive muchos de ellos se relacionan a su vez con subfactores relativos a las características del suelo (que también intervienen en el cálculo del Factor K, como el contenido en materia orgánica y la granulometría).

Esto, unido a la variabilidad durante el ciclo de cultivo obliga a hacer múltiples iteraciones dentro de un periodo de tiempo para calcular dicho factor. Todo este proceso se simplifica en las parcelas forestales, debido a que son consideradas cubiertas permanentes, por lo que no existe esa variabilidad interanual. Se calcula un único valor medio anual para cada subfactor. (Ver Figura 2)

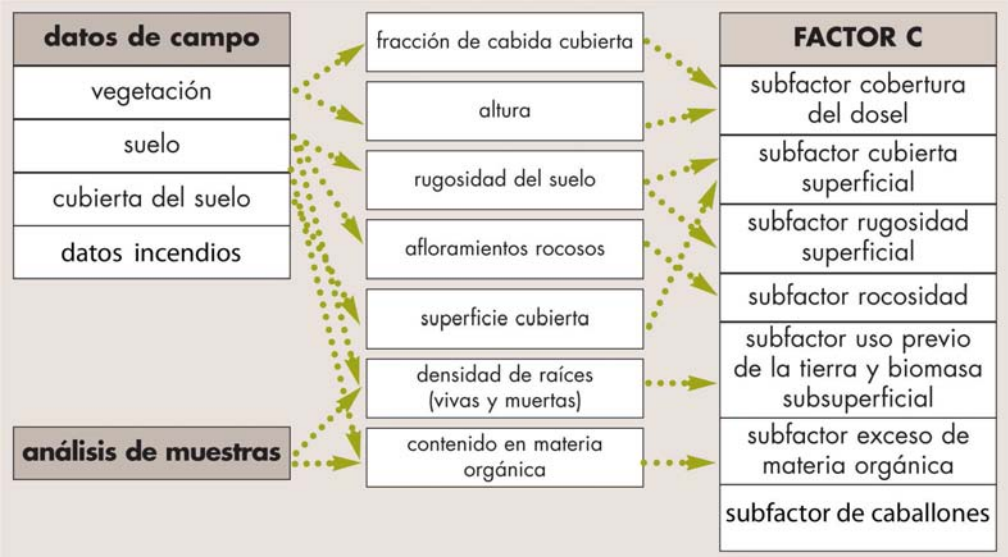


Figura 2. Esquema del proceso de cálculo del Factor C.

Factor P. Prácticas de conservación del suelo.

Este factor describe los efectos de prácticas de conservación de suelos, tales como cultivos a nivel, cultivos en terrazas o bancales, cultivos en fajas y drenajes. Estas prácticas normalmente afectan a la erosión redireccionando la escorrentía haciendo que sea menos erosiva o bien disminuyéndola causando deposiciones como es el caso de terrazas y bancales.

Cada una de las prácticas consideradas tiene un tratamiento de cálculo distinto, en el que participan distintos parámetros como son la altura de los caballones, la distancia de separación entre líneas de cultivo, la pendiente, etc. La mayor parte de estos parámetros se miden en campo, aunque también se utilizan datos calculados en gabinete como por ejemplo, la escorrentía generada por una tormenta de 10 años de recurrencia.

En la Figura 3 se muestra un esquema de cómo es el proceso de cálculo de este factor.

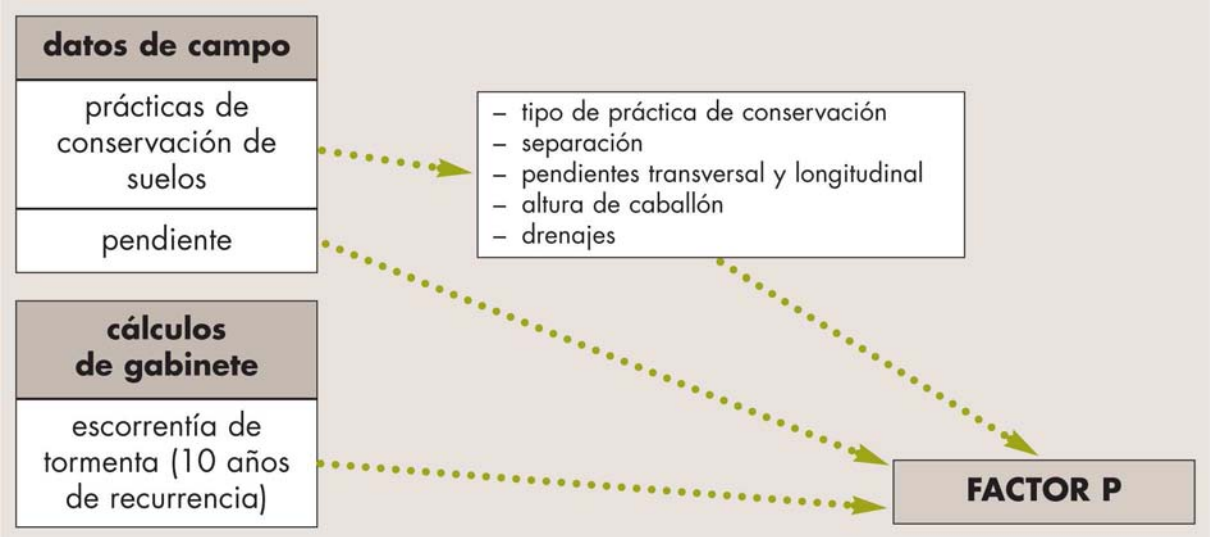


Figura 3. Esquema del proceso de cálculo del Factor P.

Análisis estadístico.

Una vez realizados los cálculos de los factores K, C y P, en cada parcela, se procede a la obtención del producto de los tres, para con posterioridad poder determinar su valor medio por estrato. Los estratos son las unidades ambientales homogéneas en las que se divide el territorio provincial de cara al diseño del muestreo, en función de sus características de vegetación y uso del suelo, geológicas, climáticas y fisiográficas.

Antes de incorporar dichos datos al sistema de información geográfica se hace una evaluación de los mismos, mediante un análisis estadístico de dispersión, aplicando la t de Student con los siguientes niveles de confianza: 95, 90 y 80 %.

Cabe reseñar que previo al análisis estadístico se realiza un filtro de aquellas parcelas que contienen valores extremos.

Utilizando como base aquellos niveles de confianza obtenidos con el 95 % de probabilidad, se analizan en profundidad los estratos en los que aparece una dispersión muy alta, bien sea en valores absolutos o relativos al valor medio. Esta acción tiene como consecuencia la necesidad de agrupar algunos de esos estratos con otros de características similares, aún a costa de perder algo de detalle en la cartografía final, para poder así obtener una mayor fiabilidad de los resultados, como consecuencia de la disminución de la dispersión. Para validar estadísticamente dicha agrupación de estratos se aplica el test de Bonferroni.

Cálculo de pérdidas de suelo. Incorporación de los datos al sistema de información geográfica.

Una vez obtenidos los valores medio por estrato del producto K•C•P, se incorporan al Sistema de Información Geográfica, superponiendo la cobertura de estratos con las correspondientes a los factores R y LS.

Multiplicando los cinco factores, se obtiene la estimación de pérdidas de suelo por erosión laminar y en regueros en cada "píxel" del territorio ($t \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$)

12. Resultados y Discusion

El estado a fecha de septiembre de 2010 de avance de los trabajos del Inventario Nacional de Erosion de Suelos es el siguiente:

28 Provincias publicadas: Madrid, Murcia, Lugo, A Coruña, Ourense, Pontevedra, Asturias, Navarra, La Rioja, Illes Balears, Cantabria, Girona, Tarragona, Lleida, Barcelona, Cáceres, Badajoz, Santa Cruz de Tenerife, Las Palmas de Gran Canaria Alicante, Jaén, Córdoba, Málaga, Cádiz, Sevilla, Huelva, Málaga, Granada

6 provincias en ejecución: Valencia, Castellón, Zamora, León, Valladolid y Avila

En las Figura 4 se muestra el estado de ejecución actual de los trabajos



Figura 4. Situacion actual (Septiembre de 2010) del Inventario Nacional de Erosion de Suelos

En la Tabla 1 se muestran resultados de las pérdidas medias resultantes en las provincias publicadas del Inventario Nacional de Erosión de Suelos hasta la fecha. Se describen los datos de pérdidas medias tanto en la superficie total de la provincia, como en la superficie agrícola y en la superficie forestal

	Pérdidas Medias (t·ha^{-1}·año^{-1})		
PROVINCIA	**Superficie Agrícola**	**Superficie Forestal**	**Pérdidas Medias en la provincia (t·ha-^{1}·año^{-1})**
Alicante	23,96	8,72	16,60
Almería	18,32	6,56	10,20
Badajoz	13,28	2,91	7,53
Illes Balears	14,06	6,86	10,68
Barcelona	91,71	12,09	34,68
Cáceres	29,37	3,94	9,04
Cádiz	33,80	15,37	24,57
Córdoba	41,64	6,65	24,32
A Coruña	39,50	3,95	16,19
Girona	50,60	11,20	21,70
Granada	39,41	9,45	23,79
Huelva	25,73	2,38	6,89
Jaén	54,46	7,79	32,21
Lleida	33,95	8,95	18,64
La Rioja	15,21	11,19	12,80
Lugo	52,19	6,23	21,32
Madrid	15,17	3,79	8,47
Malaga	90,57	17,25	52,37
Murcia	25,17	7,57	17,62
Navarra	19,49	13,31	16,06
Ourense	25,61	2,69	7,13
Asturias	43,98	7,33	17,49
Las Palmas	10,87	5,84	6,81
Pontevedra	24,09	1,07	8,08
Sta. Cruz de Tenerife	21,80	10,97	13,19
Cantabria	53,60	7,48	21,23
Sevilla	22,18	3,55	16,35
Tarragona	38,53	6,09	23,03
TOTAL GENERAL	**33,77**	**6,87**	**17,61**

Tabla 1. Pérdidas medias en t·ha-1·año-1 por provincia.

13. Agradecimientos

Agradecer el esfuerzo económico y técnico realizado por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino para desarrollar este proyecto, especialmente, a todo el personal del Área de Hidrología y Zonas Desfavorecidas y del Área del Banco de Datos de la Biodiversidad. Igualmente, destacar el imprescindible apoyo técnico prestado por la empresa pública Tecnologías y Servicios Agrarios – TRAGSATEC (GRUPO TRAGSA)

14. Bibliografía

DISSMEYER, G.E.; FOSTER, G.R. 1981. A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land.

FOSTER, G.R. 2005. Revised Universal Soil Loss Equation. Version 2. Science Documentation. (Draft). USDA-ARS.

FOSTER, G.R. 2004. Revised Universal Soil Loss Equation. User's reference guide. Version 2. (Draft). USDA-ARS.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE; 2002-2010. Inventario Nacional de Erosión de Suelos (Varias provincias).

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A., McCOOL, D.K.; YODER, D.C. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture. Agricultural Research Service. Agriculture Handbook nº 703.

WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses – a guide for conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 537

FERTILIDAD EL SUELO Y NUTRICIÓN DE LAS PLANTAS

Incorporação de chorume de pato acidificado em solos agrícolas: efeito nas emissões de CO_2 e na actividade microbiana do solo

FANGUEIRO D.[1], SURGY S.[1], VASCONCELOS E.[1], CABRAL F.[1], COUTINHO J.[2]

[1] UIQA, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal.
[2] C. Química, Dep Biologia e Ambiente, UTAD, Ap. 1013, 5001-911 Vila Real, Portugal.

Resumo

A aplicação ao solo de chorumes de diferentes espécies pecuárias conduz, regra geral, a um aumento significativo das emissões de amoníaco (NH_3), um gás com forte impacto ambiental. O recurso ao tratamento destes chorumes por acidificação tem sido apresentado como uma solução eficiente para reduzir as emissões de NH_3 após a sua aplicação ao solo. No entanto, existe pouca informação relativamente ao efeito de tal prática sobre a dinâmica do carbono e actividade microbiana do solo após a aplicação desses chorumes acidificados. No presente trabalho, a fracção líquida de um chorume de pato (FL), obtida por separação mecânica (crivagem a 0,45 μm), foi acidificada a pH 5,5 por adição de ácido sulfúrico concentrado. Com o objectivo de medir as emissões de CO_2, assim como o carbono associado à biomassa microbiana do solo (CBM), realizou-se um ensaio laboratorial de incubação em que se utilizaram as fracções líquidas acidificada (FLA) e não acidificada (FL) do chorume de pato aplicadas a um Arenosolo Háplico. A aplicação ao solo de FL conduziu, relativamente ao tratamento testemunha (só solo), a um aumento de 900% das emissões de CO_2, enquanto no caso de FLA o aumento observado foi de apenas 100%. As emissões de CO_2 mantiveram-se sempre superiores no tratamento com FLA em relação ao tratamento com FL até ao 4º dia do período de incubação, mas verificou-se a situação contrária entre os 4º e 8º dias, não se observando, por outro lado, após o 8º dia de incubação diferenças significativas entre tratamentos. No dia 8, os valores de CBM observados no tratamento com FL permaneceram próximos dos valores na testemunha enquanto, que se registaram valores mais elevados no tratamento com FLA. No entanto, no dia 22, o valor de CBM observado com a aplicação de FL era significativamente superior (+ 50%) ao valor observado na testemunha ou com a aplicação de FLA. Em conclusão, a acidificação do chorume permitiu reduzir o importante fluxo de CO_2, geralmente observado imediatamente após a aplicação de chorumes ao solo, tendo o desenvolvimento da biomassa microbiana sido também mais reduzido no tratamento com FLA.

Palavras chave

Chorume de pato, pré-tratamento, acidificação, emissões de CO_2, biomassa microbiana.

1. Introdução

A incorporação aos solos agrícolas de chorumes de origem animal, ricos em matéria orgânica e nutrientes, é uma prática frequentemente utilizada como forma de contribuir para aumentar ou manter a fertilidade dos solos. No entanto, o armazenamento e aplicação ao solo de chorumes podem dar origem a emissões de grandes quantidades de amoníaco, em consequência dos elevados teores em N amoniacal que apresentam na sua composição, (Sommer & Hutchings, 2001). A acidificação do chorume é uma tecnologia de tratamento que permite reduzir de forma significativa as emissões de amoníaco durante o período de armazenamento e durante a operação do seu espalhamento no solo (Sommer & Hutchings,

2001; Kai et al., 2008). Esta tecnologia de tratamento tem sido utilizada principalmente em suiniculturas do Norte da Europa; contudo, melhoramentos introduzidos no seu desenvolvimento têm conduzido a um aumento do seu número de utilizadores.

Contudo, é importante ter em conta que o processo de acidificação dos chorumes dá origem a emissões de grandes quantidades de dióxido de carbono (CO_2) (Vandré and Clemens, 1997), que podem representar importantes perdas de carbono e, por outro lado, ter consequências na dinâmica do carbono proveniente de chorume acidificados após a sua aplicação aos solos. Com efeito, a acidificação afecta de forma significativa as características dos chorumes, nomeadamente no que se refere à solubilidade dos seus constituintes (Fangueiro et al., 2009), bem como no que se refere à sua actividade microbiana, influenciando os processos biológicos associados à mineralização do carbono (Schils et al., 1999; Eriksen et al., 2008; Fangueiro et al., 2010).

O impacto ambiental associado à gestão de chorumes de bovinos e suínos têm sido objecto de numerosos estudos durante os últimos anos em vários países. No entanto, poucos estudos têm considerado o caso de chorume de pato apesar da produção mundial desta espécie pecuária ultrapassar já os 2000 milhões de animais por ano, tendo como consequência a produção de grandes quantidades de chorume e estrume que deverão ser tratadas e aplicadas ao solo como fertilizante (Cherry &Morris, 2008).

2. Objectivos

O principal objectivo do presente trabalho consistiu em estudar o efeito da acidificação de chorume de pato na dinâmica do carbono após a sua aplicação a um solo de textura arenosa, recorrendo, para o efeito, a um ensaio laboratorial de incubação onde se procedeu à medição das emissões de CO_2, bem como à determinação da actividade da biomassa microbiana do solo.

3.Materiais e métodos

Preparação dos materiais

Neste trabalho utilizou-se chorume de pato (Quadro 1) o qual foi directamente recolhido na lagoa de armazenamento de chorume de uma exploração pecuária. O chorume foi transportado em contentor de plástico e conservado à temperatura ambiente até processamento. A fracção líquida de chorume (FL) obteve-se por crivagem do chorume bruto recorrendo a um crivo com malha de 0,45 μm. Seguidamente, a FL foi dividida em duas partes: uma primeira, conservada ao seu pH original (pH = 7,8) e uma segunda, que foi acidificada a pH 5,5 por adição de acido sulfúrico concentrado e que aqui se denomina por fracção líquida acidificada (FLA).

A matéria seca das FL e FLA foi determinada por gravimetria (banho-maria a 95ºC durante 24h), a matéria orgânica (MO) por calcinação em mufla a 450ºC, o pH foi medido directamente recorrendo a um potenciómetro e o carbono orgânico total (TOC) foi estimado com base no valor de MO, utilizando o factor de "Van Bemmelem" igual a 1,724 (OM = TOC × 1,724) (Tiquia &Tam, 2000).

Quadro 1. Características físico-químicas do chorume de pato

Chorume de pato	pH	MS g L^{-1}	MO g L^{-1}	TOC g L^{-1}
Não acidificado	7,9	12,48	9,52	5,51
Acidificado	5,5	16,58	12,23	7,10

MS – matéria seca; MO – matéria orgânica; TOC - carbono orgânico

Monitorização das emissões de CO_2 após aplicação ao solo de FL e FLA

No presente estudo utilizou-se um solo arenoso (Arenosolo Háplico) com um teor de azoto total de 0,27 g kg^{-1}, um valor de pH (H_2O) igual a 5,4 e um teor de carbono orgânico de 4,57 g kg^{-1}. O solo usado foi previamente humedecido e incubado a 25ºC durante 7 dias de forma a reactivar a sua actividade microbiana. Posteriormente, adicionaram-se a 50 g de solo seco, quantidades de FL (7,2 g) e FLA (6,0 g) equivalentes a veicular 40 mg de carbono. O teor de humidade das misturas solo+FL e solo+FLA foi ajustado a 60% da capacidade máxima de retenção de água do solo. Os copos (100 mL de capacidade) contendo as misturas solo+FL e solo+FLA foram colocados em frascos de vidro de 1,5 L juntamente com outro copo contendo 20 mL de NaOH 1M para fixação de todo o CO_2 emitido pelas misturas. Um tratamento testemunha (solo sem chorume) foi igualmente considerado. Os frascos de vidro foram hermeticamente fechados e colocados em estufa de incubação a 25ºC durante 49 dias. Nos dias 1, 2, 5, 6, 7, 9, 12, 19, 26, 28, 35, 42 e 49, o copo contendo a solução de NaOH foi retirado, sendo substituído por um novo copo com 20 mL de solução fresca de NaOH. A solução recolhida foi selada e conservada num exsicador até quantificação da quantidade de CO_2 fixado por análise de fluxo segmentado num auto-analisador (Skalar). Para cada tratamento realizaram-se 5 repetições.

Determinação do carbono da biomassa microbiana

Para determinação do carbono da biomassa microbiana prepararam-se cinco conjuntos constituídos por 5 copos com misturas solo + FL, 5 copos com misturas solo+FLA e 5 copos só com solo, de acordo com o procedimento descrito na secção anterior, e colocaram-se em estufa de incubação durante 49 dias a 25ºC. Nos dias 5, 12, 28, 35 e 49, um copo de cada um dos conjuntos foi retirado da estufa de incubação e procedeu-se à determinação da biomassa microbiana utilizando o método de fumigação-extracção descrito por Vance et al. (1987): 20 g de solo ou de cada uma das misturas foram fumigados durante 24 horas com clorofórmio ($CHCl_3$) e o carbono extraído com 80 mL de uma solução de sulfato de potássio (K_2SO_4) 0,5M. Seguidamente, determinou-se o teor em carbono no extracto de K_2SO_4 recorrendo a um analisador de carbono orgânico elementar (Formac, Skalar Analytical B.V., Breda, Netherlands). Para o cálculo do teor de carbono da biomassa microbiana (CBM) expresso em mg C mic kg^{-1} solo utilizou-se um factor de conversão (K_c) igual a 0,45 (Wu et al., 1990; Rochette et al., 2000). O quociente metabólico (qCO_2) calculou-se através da razão entre o C-CO_2 emitido e o C da biomassa microbiana (CBM) das amostras, conforme descrito em Anderson & Domsch (1993).

Os dados obtidos foram sujeitos a uma análise de variância seguida de um teste de comparação de médias (Tukey), diferença mínima significativa $p < 0,05$.

4. Resultados e Discussão

A aplicação ao solo de FL ou FLA conduziu sempre a um aumento significativo ($p < 0,05$) do fluxo de CO_2 do solo relativamente à testemunha (Quadro 2), embora esse aumento tenha sido muito superior no tratamento solo+FL do que no solo+FLA. Também o fluxo de CO_2 no tratamento testemunha foi muito superior no primeiro dia de incubação do que nos restantes dias. Este pico de emissão observado no primeiro dia de incubação é característico e deve-se exclusivamente à adição de água e não ao efeito do pré-tratamento do solo por crivagem (Guerrero et al., 2007), uma vez que o solo foi submetido a um período de pré-incubação durante 7 dias. Durante os primeiros 5 dias de incubação, a intensidade dos fluxos de CO_2 seguiu a seguinte ordem: solo+ FL> solo + FLA> testemunha. No entanto, nos dias 6 e 7, observaram-se maiores fluxos de CO_2 no tratamento solo+FLA do que no tratamento solo+FL. A partir do dia 12, as diferenças nos fluxos de CO_2 entre os dois tratamentos solo+FLA e solo+FL foram menores embora estatisticamente significativas, excepto no dia 49.

Quadro 2. Fluxos de CO_2 emitido (mg C kg^{-1} solo seco d^{-1}) - média e desvio padrão de 5 réplicas.

Tempo (dias)	Solo + FLA	Solo + FL	Testemunha
1	$^{\alpha}24,3^{b}$	$176,1^{a}$	$18,0^{b}$
2	$24,6^{b}$	$34,3^{a}$	$1,8^{c}$
5	$37,4^{b}$	$47,8^{a}$	$3,7^{c}$
6	$33,6^{a}$	$21,4^{b}$	$2,3^{c}$
7	$28,5^{a}$	$15,9^{b}$	$0,0^{c}$
9	$18,2^{a}$	$16,4^{a}$	$2,3^{b}$
12	$14,4^{b}$	$18,6^{a}$	$3,0^{c}$
19	$6,7^{a}$	$6,4^{a}$	$2,8^{b}$
26	$5,0^{b}$	$6,6^{a}$	$3,1^{c}$
28	$1,7^{b}$	$4,1^{a}$	$0,7^{c}$
35	$3,3^{b}$	$4,9^{a}$	$2,1^{c}$
42	$2,7^{b}$	$4,3^{a}$	$1,9^{b}$
49	$2,3^{a}$	$2,2^{a}$	$1,4^{b}$

$^{\alpha}$ Valores seguidos de letras diferentes na linha são estatisticamente diferentes para $p < 0,05$ (Teste de Tukey)

Considerando que o chamado "priming effect" não é significativo (Lashermes et al., 2009), calculou-se qual a fracção aparente de C aplicado que foi emitida na forma de CO_2 (Figura 1), podendo observar-se que durante todo o ensaio, a quantidade de C perdida na forma de CO_2 foi sempre superior no tratamento solo+FL do que no tratamento solo+FLA. Assim, ao fim de 49 dias de ensaio, mais de 60% do C aplicado via FL tinha sido emitida, contra apenas 40% no caso da FLA. Este resultado parece indicar que houve maior dificuldade por parte dos microrganismos para utilizar o C aplicado via FLA relativamente ao da FL.

Com efeito, tal como referido por Fangueiro et al. (2010), grande parte do C inorgânico presente no chorume perde-se durante o processo de acidificação, pelo que todo o C da FLA estará em formas de mais difícil degradação pelos microrganismos. Por sua vez, no caso da FL, uma parte significativa do C deverá encontrar-se numa forma facilmente utilizada pelos microrganismos, o que estimula a sua actividade contribuindo para aumentar o consumo do C aplicado.

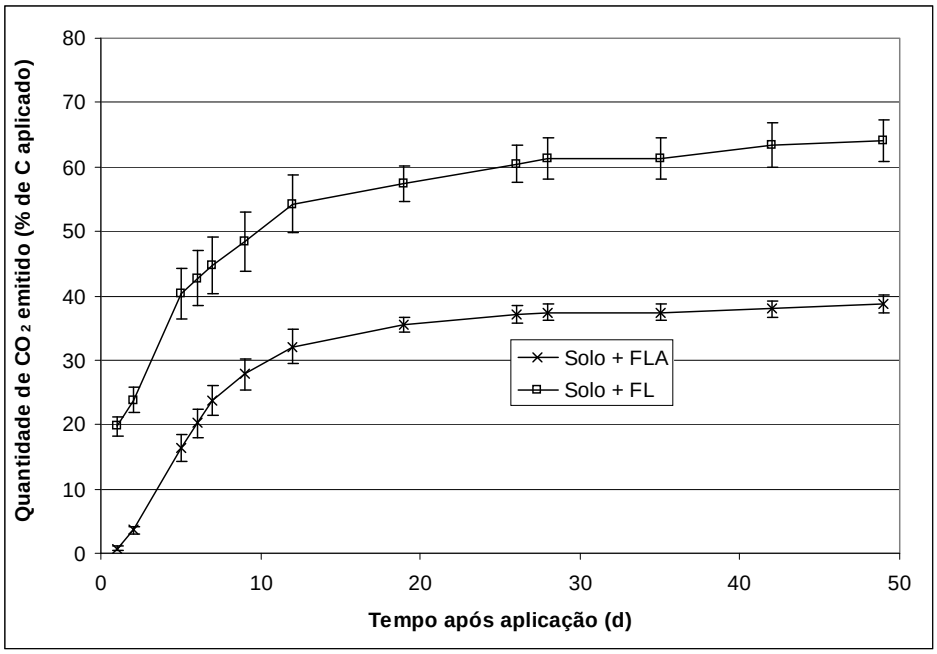


Figura 1. Quantidade acumulada de CO_2 emitido (% de C aplicado) - média e desvio padrão de 5 repetições.

A decomposição dos compostos orgânicos no solo, assim como o fluxo de nutrientes são controladas pela microbiota do solo, pelo que a biomassa microbiana e a sua actividade surgem geralmente como bons indicadores das alterações na qualidade do solo, consequência da aplicação de resíduos orgânicos, nomeadamente de chorumes de origem animal (Debosz et al., 2002).

Durante todo o ensaio, o valor médio de CBM na testemunha rondou os 400 mg C_{mic} kg^{-1} solo, o que corresponde a cerca de 5% do C orgânico do solo (Figura 2). Este valor encontra-se dentro do intervalo [0,2-6 %] referido por Insam et al. (1989).

Como previsível, a aplicação de FL ou FLA ao solo provocou um aumento do CBM, tal como previamente observado por Guerrero et al. (2007), após aplicação ao solo de fracção sólida de chorume de porco. Curiosamente, no tratamento solo+FLA, ao fim de 12 dias, o CBM era superior ao valor observado no tratamento solo+FL, embora o oposto se tenha verificado ao fim de 28 dias. O efeito da aplicação de FL ou FLA na biomassa microbiana foi de curta duração, uma vez que ao fim de 35 dias já não se encontraram diferenças significativas entre os valores de CBM obtidos para os vários tratamentos, contrariamente ao verificado por Guerrero et al. (2007) que encontraram valores superiores de CBM com a aplicação de resíduos orgânicos durante mais de 100 dias. O aumento que se observou no início de CBM reflecte o estímulo da actividade microbiana provocado pela adição ao solo de matéria orgânica e nutrientes.

O valor de qCO_2 foi introduzido por Brookes (1995) como sendo um indicador de eficiência microbiana, uma vez que este valor corresponde à energia utilizada durante a actividade metabólica relativamente à energia usada para a síntese de biomassa.

A aplicação ao solo de FL ou FLA provocou um aumento do qCO_2 sendo o efeito da FL significativamente superior ao da FLA. Os valores de qCO_2 foram baixando de forma gradual até ao dia 28 mantendo a ordem solo+FL> solo+FLA> solo.

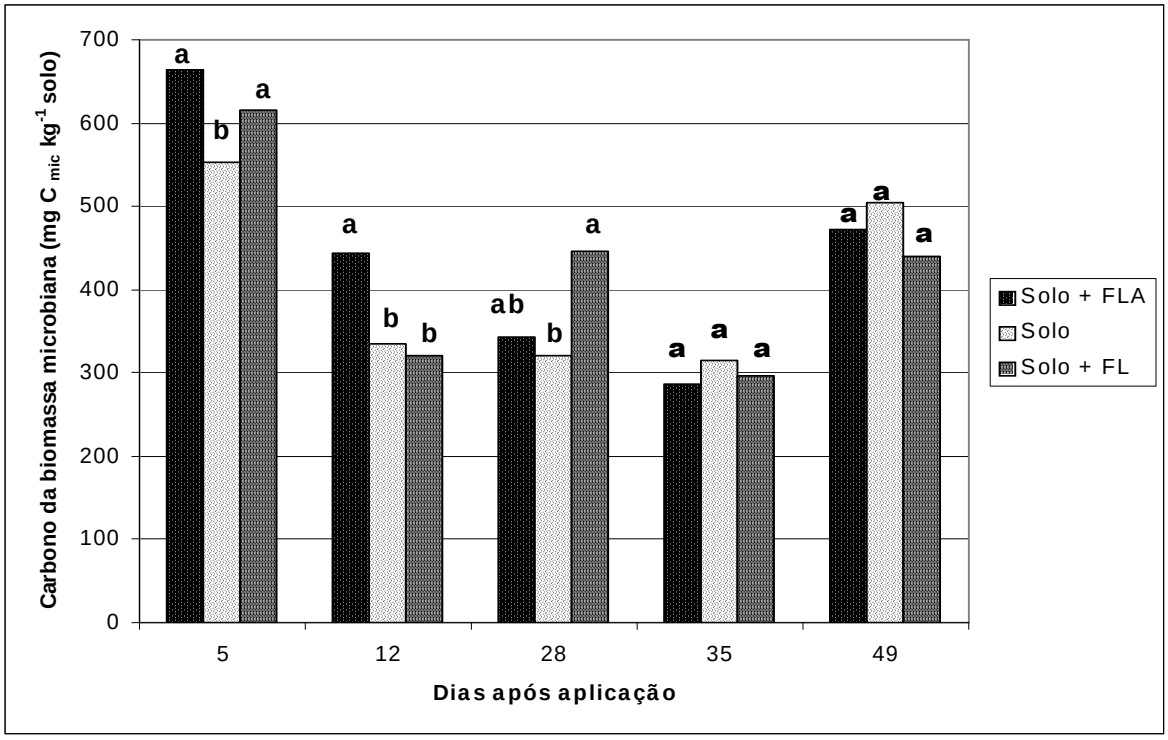


Figura 2 Carbono da biomassa microbiana (mg C kg-1 solo) – N=5, Letras diferentes indicam valores estatisticamente diferentes para P <0,05 (Teste de Tukey)

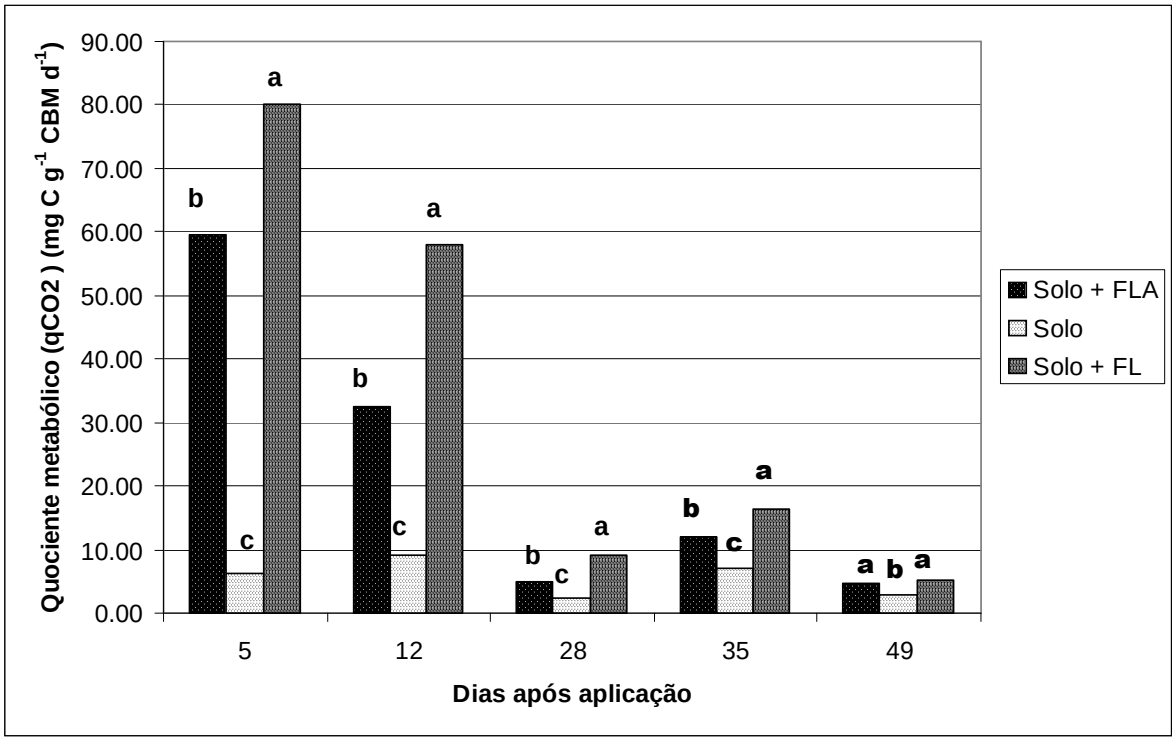


Figura 3 Quociente metábolico (qCO_2) (mg C g^{-1}CBM d^{-1}) – N=5, Letras diferentes indicam valores estatisticamente diferentes para p <0,05 (Teste de Tukey)

Assim, os dados aqui apresentados não permitem afirmar de forma conclusiva que a acidificação da FL tenha um efeito directo na actividade da biomassa microbiana do solo.

5. Conclusões

Os resultados obtidos neste estudo mostram que ocorrem menores perdas de carbono na forma de CO_2 após aplicação ao solo de fracção líquida de chorume de pato, quando esta é previamente submetida a acidificação. Por outro lado, a acidificação da FL parece não produzir efeitos na actividade microbiana do solo, pelo que podemos concluir que a acidificação de chorumes de origem animal como método de pré-tratamento para redução das emissões de amoníaco não tem consequências nefastas sobre a actividade biológica dos solos onde esses chorumes acidificados são aplicados.

6. Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), o apoio financeiro dado à Unidade de Investigação Química Ambiental (UIQA) e a bolsa de iniciação à investigação concedida a Sónia Surgy, assim como às técnicas de laboratório Isabel Carvalho e Madalena Simão.

7. Referências Bibliográficas

ANDERSON, T.H. & DOMSCH, K,H. 1993. The metabolic quocient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem*. 25: 393-395.

BROOKES, P.C. 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals, Biol, Fert, Soils, 19:269-279.

DEBOSZ, K., PETERSEN, S. O., KURE, L. K., AMBUS, P. 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties, *Appl. Soil Ecol*. 19: 237-248.

ERIKSEN, J., SORENSEN, P., ELSGAARD, L. 2008. The Fate of Sulphate in Acidified Pig Slurry during Storage and Following Application to Cropped Soil. *J. Environ. Qual.* 37: 280–286.

FANGUEIRO, D., RIBEIRO, H., COUTINHO, J., CARDENAS, L., TRINDADE, H., CUNHA-QUEDA, C., VASCONCELOS E., CABRAL F. 2010. Nitrogen mineralization and CO_2 and N_2O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions*, Biol. Fertil. Soils* 46: 383-391.

GUERRERO C., MORAL R., GÓMEZ I., ZORNOZA R., ARCENEGUI V. 2007. Microbial biomass and activity of an agricultural soil amended with the solid phase of pig slurries, *Bioresour. Technol*. 98: 3259–3264.

KAI P., PEDERSEN, P., JENSEN, J.E., HANSEN, M.N., SOMMER S.G. 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *Eur. J. Agron.* 28: 148–154.

LASHERMES, G., HOUOT, S., NICOLARDOT, B., PARNAUDEAU, V., THURIÈS, L., MORVAN, T., CHAUSSOD, R., LINÈRES, M., GUILLOTIN, M. L., METZGER, L., TRICAUD, A., VILLETTE, C., MARY, B. 2009. Indicator of potential carbon storage in

soils via exogenous organic matter application. *Eur. J. Soil Sci.* 60: 297–310.

ROCHETTE, P., DENIS, A. A., COTE, D. 2000. Soil Carbon and Nitrogen Dynamics Following Application of Pig Slurry for the 19th Consecutive Year: I, Carbon Dioxide Fluxes and Microbial Biomass Carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1389–1395.

SCHILS, R.L.M., VAN DER MEER, H.G., WOUTERS, A.P., GEURINK, J.H., SIKKEMA, K. 1999. Nitrogen utilization from diluted and undiluted nitric acid treated cattle slurry following surface application to grassland. *Nutr. Cycling Agroecosyst*. 53: 269–280.

SOMMER, S.G.& HUTCHINGS, N.J. 2001. Ammonia emission from field applied manure and its Reduction, *Eur. J. Agron.* 15: 1–15.

TIQUIA, S. M. & TAM N. F Y. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter, Environ. Pollut. 110: 535-541.

VANCE, E. D., BROOKES, P. C., JENKINSON D. S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biol. Biochem*. 19: 703–707.

VANDRÉ, R. & CLEMENS, J. 1997, Studies on the relationship between slurry pH, volatilization processes, and the influence of acidifying additives, *Nutr. Cycling Agroecosyst*. 47: 157–165.

WU, J., JOERGENSEN, R. G., POMMERENING B., CHAUSSOD, R., BROOKES, P.C. 1990. Measurement of soil microbial biomassC by fumigation–extraction—An automated procedure, *Soil Biol. Biochem*. 22: 1167– 1169.

Utilização de chorume de pato acidificado como fertilizante: efeito na composição mineral dos lixiviados e no crescimento inicial do trigo.

RIBEIRO, H.M., FANGUEIRO, D., BILHOTA, F., CABRAL, F., VASCONCELOS, E.

UIQA, Inst. Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal.

Resumo

A acidificação do chorume de diferentes espécies pecuárias é uma tecnologia de tratamento que permite reduzir de forma significativa as emissões de amoníaco (NH_3) durante o período de armazenamento e durante a operação de espalhamento no solo. No entanto, a acidificação tem consequências importantes nas características dos chorumes nomeadamente no que se refere à solubilidade dos seus constituintes. Torna-se assim importante avaliar o efeito que a fertilização das culturas com estes chorumes tratados por acidificação poderá ter na lixiviação de elementos minerais. Assim, no presente estudo, realizou-se um ensaio de vegetação em vasos com 10 litros de capacidade usando um Vertissolo e a cultura do trigo, com o objectivo de estudar o efeito da acidificação de um chorume de pato na lixiviação de diferentes elementos minerais. Os resultados obtidos permitiram concluir que o tratamento do chorume por acidificação conduziu a uma redução significativa da concentração de nitratos (NO_3^-) no lixiviado recolhido 14 dias após a aplicação do chorume ao solo (158,5 mg $N\text{-}NO_3^-$ L^{-1} com chorume não acidificado e 130,5 mg $N\text{-}NO_3^-$ L^{-1} com chorume acidificado). O mesmo efeito foi observado relativamente à concentração de fósforo (P) nos lixiviados, que sofreu uma redução de 0,40 mg P L^{-1} no solo com chorume não acidificado para 0,29 mg P L^{-1} com chorume acidificado. Verificou-se ainda que a aplicação do chorume acidificado não afectou o crescimento/produção inicial das plantas de trigo, quando comparado com a aplicação de chorume não acidificado. A redução da lixiviação de nitratos e fósforo a partir do solo, observada neste ensaio, consequência do tratamento do chorume por acidificação, permite concluir que o referido tratamento poderá contribuir para a redução dos impactos ambientais a nível dos cursos de água naturais, sem afectar negativamente o crescimento inicial das plantas de trigo.

Palavras chave

Chorume de pato, acidificação, valor fertilizante, lixiviados, composição mineral.

1. Introdução

Actualmente, são produzidos, a nível mundial, volumes significativos de chorumes de origem animal ricos em matéria orgânica e nutrientes, nomeadamente azoto (N) e fósforo (P). Estes chorumes são frequentemente incorporados a solos agrícolas como veículo de nutrientes para as culturas contribuindo para aumentar ou manter a fertilidade dos solos. No entanto, a aplicação de chorumes ao solo, consequência dos elevados teores em N amoniacal que apresentam na sua composição, pode dar origem a emissões de grandes quantidades de amoníaco (NH_3) o que representa não só uma perda de azoto disponível para as plantas mas também um sério problema ambiental (Sommer & Hutchings, 2001). Com efeito, as emissões de NH_3 são responsáveis pela acidificação dos ecossistemas (Erisman et al., 2007), para além de serem susceptíveis de ocasionar a formação de partículas secundárias que podem vir a ter consequências nefastas na saúde humana (Ndegwa et al., 2008). Por outro lado, parte do azoto

amoniacal inicialmente presente nos chorumes ou gerado pela mineralização do azoto orgânico é transformada em azoto nítrico que poderá ser lixiviado, levando à contaminação das águas subterrâneas (Vasconcelos et al., 1999). De igual forma, parte do fósforo proveniente dos chorumes poderá sofrer lixiviação conduzindo a problemas de eutrofização (Brock et al., 2007). A contaminação das águas por nitratos e fosfatos representa pois um problema ambiental de significativo impacto dada a actual tendência para a escassez no mundo inteiro de recursos em água utilizável (Pereira et al., 2009).

A acidificação do chorume, por sua vez, é uma tecnologia de tratamento que permite reduzir de forma significativa as emissões de amoníaco durante o período de armazenamento e durante a operação do seu espalhamento no solo (Stevens et al., 1989; Pain et al., 1994; Sommer & Hutchings, 2001). Esta tecnologia de tratamento tem sido utilizada principalmente em suiniculturas do Norte da Europa; contudo, melhoramentos introduzidos no desenvolvimento da tecnologia de acidificação têm conduzido a um aumento do seu número de utilizadores.

A acidificação afecta de forma significativa as características dos chorumes nomeadamente no que se refere à solubilidade dos seus constituintes (Fangueiro et al., 2009) bem como à sua actividade microbiana, influenciando os processos biológicos associados à mineralização do azoto e carbono (Schils et al., 1999; Eriksen et al., 2008; Fangueiro et al., 2010). Torna-se assim importante avaliar o efeito da acidificação no valor fertilizante dos chorumes tratados assim como na composição dos lixiviados recolhidos após a sua aplicação ao solo, nomeadamente no que se refere à concentração em elementos minerais.

2. Objectivos

Os efeitos da aplicação ao solo de chorumes de bovinos e suínos na dinâmica do azoto, do carbono e do fósforo têm sido objecto de numerosos estudos durante os últimos anos em vários países. No entanto, poucos estudos têm considerado a aplicação ao solo de chorume de pato apesar da produção mundial desta espécie ultrapassar já os 2000 milhões de animais por ano, o que gera grandes quantidades de chorume e estrume que deverão ser tratados ou aplicados ao solo como fertilizante (Cherry &Morris, 2008).

Assim, os principais objectivos do presente trabalho foram estudar o valor fertilizante do chorume de pato recorrendo a um ensaio em vasos lisimétricos, avaliando o efeito do seu tratamento por acidificação no crescimento inicial de plantas de trigo e na composição dos lixiviados recolhidos após a aplicação do chorume ao solo.

3. Materiais e métodos

Efectuou-se, no Horto de Química Agrícola do Instituto Superior de Agronomia, um ensaio de vegetação conduzido em vasos lisimétricos com a capacidade de 10 L. Cada vaso foi cheio com 9,5 kg de um Vertissolo, cujas principais características se apresentam no Quadro 1. Ensaiaram-se em quadruplicado seis tratamentos (quadro 2), três com aplicação de chorume de pato não acidificado (sem lixiviação, com lixiviação 7 dias após a aplicação do chorume e com lixiviação 14 dias após a aplicação do chorume) e outros três com chorume de pato acidificado (sem e com lixiviação aos 7º e 14º dias após aplicação do chorume). A acidificação do chorume efectuou-se por adição de ácido sulfúrico até pH 5,5.

Quadro 1. Algumas características físico-químicas do solo

Parâmetro	valor	Parâmetro	valor
pH (H_2O)	6,97	N-NH_4 mg kg^{-1}	2,48
P extraível mg kg^{-1}	187,9	Ca de troca cmol(+)kg^{-1}	27,23
K extraível mg kg^{-1}	248,0	Mg de troca cmol(+)kg^{-1}	6,57
Carbono orgânico g kg^{-1}	9,92	Na de troca cmol(+)kg^{-1}	0,48
N-NO_3 mg kg^{-1}	6,94	K de troca cmol(+)kg^{-1}	0,60

Quadro 2. Modalidades utilizadas no ensaio

Tratamentos	Chorume	Lixiviação
1	Chorume de pato não acidificado	Sem lixiviação
2	Chorume de pato não acidificado	Lixiviação no dia 7
3	Chorume de pato não acidificado	Lixiviação no dia 14
4	Chorume de pato acidificado	Sem lixiviação
5	Chorume de pato acidificado	Lixiviação no dia 7
6	Chorume de pato acidificado	Lixiviação no dia 14

A quantidade de chorume utilizada foi a equivalente a um aplicação de 0,62 g de N por vaso de acordo com a composição do chorume apresentada no Quadro 3. A instalação do ensaio ocorreu no dia 28 de Outubro de 2009. Passados dois dias semearam-se 40 sementes de *Triticum aestivum* cv Galeon por vaso tendo-se, após a emergência, acertado a 20 o número de plantas por vaso. O solo nos vasos foi mantido ao mesmo teor de humidade durante o período em que decorreu o ensaio (60% da capacidade máxima de retenção de água do solo). A lixiviação foi efectuada de modo a serem recolhidos 200 mL de lixiviado por vaso (equivalente a 5 L m^{-2}), nos dias 4 e 11 de Novembro, 7 e 14 dias após a aplicação dos chorumes, respectivamente. Os lixiviados recolhidos foram de imediato enviados para o laboratório para análise da sua composição mineral. A 15 de Janeiro colheram-se as plantas e registou-se o peso do material vegetal em verde e após secagem a 60-65 ºC em estufa ventilada com circulação forçada.

Quadro 3. Características físico-químicas do chorume de pato

Chorume de pato	pH	MS g L^{-1}	MO g L^{-1}	N-NH_4 g L^{-1}	N-NO_3 mg L^{-1}	P g L^{-1}	Mg mg L^{-1}
Não acidificado	7,9	17,66	9,61	1,79	36,29	0,43	179,38
Acidificado	5,5	17,08	7,82	1,81	25,61	0,34	135,63

	Ca mg L^{-1}	K mg L^{-1}	Na mg L^{-1}	Fe mg L^{-1}	Cu mg L^{-1}	Zn mg L^{-1}	Mn mg L^{-1}
Não acidificado	468,75	2,17	270	22,38	2,1	7,3	7,05
Acidificado	392,5	2,16	265	16.13	1,55	5,45	5,28

MS – matéria seca; MO – matéria orgânica

A determinação do pH no solo foi realizada numa suspensão aquosa 1:2,5 (p/v), o carbono orgânico foi determinado por oxidação por via húmida pelo método de Walkley&Black (Nelson & Somers, 1982), o P e K extraíveis pelo método de Egner-Riehm (Egner et al, 1960), o N mineral foi extraído com KCl 2M (1:5 p/v) tendo o N nítrico e o N amoniacal sido determinados espectrofotometricamente usando respectivamente os métodos

de Bertholet e da sulfalinamida (Houba et al., 1988) e as bases de troca foram extraídas pelo método do acetato de amónio 1M ajustado a pH 7 e doseadas por espectrofotometria de absorção atómica. No chorume a matéria orgânica determinou-se por calcinação a 450-500 ºC, o N nítrico e N amoniacal foram doseados da mesma forma do que no solo e os restantes nutrientes após mineralização ácida da cinza com HCl 3M, foram doseados por espectrofotometria de absorção atómica com excepção do fósforo que foi determinado por espectrofotometria de absorção molecular usando o método do vanadomolibdato de amónio.

Os dados obtidos foram sujeitos a uma análise de variância seguida de um teste de comparação de médias, diferença mínima significativa $p < 0,05$.

4. Resultados e discussão

Nos quadros 4 e 5 apresentam-se os resultados da composição dos lixiviados recolhidos nos diferentes tratamentos.

Na composição dos lixiviados recolhidos no dia 7, não se observaram diferenças significativas nos teores em nitratos entre os tratamentos em que se utilizou chorume de pato não acidificado e chorume de pato acidificado. Estes resultados estão em concordância com os obtidos por Fangueiro et al. (2010) que ao estudarem a cinética de mineralização do azoto utilizando um chorume de porco não acidificado e acidificado observaram igualmente que os teores em $N\text{-}NO_3^-$ no solo se mantinham constantes e sem diferenças significativas nos primeiros 6 a 10 dias de um ensaio laboratorial de incubação.

Contrariamente ao observado no dia 7, nos lixiviados recolhidos ao 14º dia a acidificação do chorume conduziu a uma diminuição significativa do teor em nitratos, correspondente a uma redução de 18% relativamente ao tratamento em que se aplicou chorume não acidificado. Esta redução da concentração do teor em nitratos nos lixiviados poderá estar relacionada com o efeito da acidificação na actividade das bactérias nitrificantes do solo. Com efeito, Fangueiro et al. (2010) ao compararem chorumes acidificados com não acidificados observaram que a acidificação originou uma redução da respiração microbiana no solo bem como um atraso no processo de nitrificação do $N\text{-}NH_4^+$, apresentando um comportamento semelhante aos dos adubos inibidores da nitrificação, embora o seu efeito se fizesse sentir durante um período de tempo mais curto do que o dos referidos inibidores.

Quadro 4. Composição dos lixiviados

Tratamentos	Recolha do lixiviado	$N\text{-}NO_3^-$ (mg L^{-1})	$N\text{-}NH_4^+$ (mg L^{-1})	P total (mg L^{-1})	pH
Chorume não acidificado	dia 7	144,7 ab	0,15 b	0,40 a	7,42 a
Chorume acidificado	dia 7	147,9 a	0,27 a	0,30 b	7,37 ab
Chorume não acidificado	dia 14	158,5 a	0,06 c	0,40 a	7,29 bc
Chorume acidificado	dia 14	130,5 b	0,10 bc	0,29 b	7,21 c

Observou-se ainda que os lixiviados apresentavam uma concentração de azoto amoniacal muito baixa em todos os tratamentos (quadro 4). De facto, tratando-se de um Vertissolo, com um elevado teor de argilas, é altamente provável que o ião NH_4^+ veiculado pelo chorume tenha ficado adsorvido nos colóides minerais do solo não sofrendo assim lixiviação. Efectivamente, a retenção de azoto mineral na forma de ião NH_4^+ é importante podendo contribuir para a redução da lixiviação de nitartos e das emissões gasosas de N_2O, produto da nitrificação ou desnitrificação.

Por outro lado, os lixiviados recolhidos neste ensaio apresentavam uma baixa concentração de fósforo (0,29 a 0,40 mg P L^{-1}), indiciando que o risco de lixiviação de fósforo, como resultado da aplicação de chorume de pato ao solo, é reduzido. Também Brock et al. (2007), ao estudarem a lixiviação de P de diferentes solos fertilizados com chorumes, verificaram que as perdas de P por lixiviação foram mínimas, apesar de em alguns desses solos se ter observado a ocorrência de uma acumulação de P na camada arável. Por sua vez, Vasconcelos et al. (1999), após aplicação de chorume de suínos a dois solos de características físico-químicas diferentes, observaram que a lixiviação de P no caso de um Arenossolo cambico foi cerca de dez vezes superior à lixiviação de P num Cambissolo districo, o que parece comprovar que a lixiviação de P depende das características do próprio solo, nomeadamente da sua capacidade de "retenção" para o fósforo aplicado. No presente trabalho usou-se um Vertissolo, solo cuja capacidade de "retenção" de P é bastante elevada, o que justifica a baixa concentração de P detectada nos lixiviados. No entanto, apesar desta baixa concentração, observou-se que nos tratamentos em que se aplicou chorume acidificado a concentração de P nos lixiviados foi significativamente inferior à concentração nos tratamentos em que não se acidificou (quadro 4).

A acidificação do chorume não afectou a concentração de K e Na nos lixiviados, verificando que não se encontraram diferenças significativas entre as diferentes modalidades (quadro 5). No entanto, no caso do Ca (dia 7) e do Mg (nas duas datas de recolha) a sua concentração foi superior nos lixiviados das modalidades com chorume acidificado. Esta maior lixiviação de bases estará relacionada com o menor pH e, consequentemente, com a maior concentração de protões no chorume acidificado.

Efectivamente, os fenómenos que conduzem à acidificação do solo levam a um aumento da disponibilidade de protões que através de fenómenos de troca iónica retiram bases do complexo de troca aumentando a sua concentração na solução do solo. Como consequência, estas bases ficam mais disponíveis e mais susceptíveis à lixiviação (Brady & Weil, 2008), tal como foi observado nos tratamentos em que se aplicou chorume acidificado.

Quadro 5. Composição dos lixiviados

Tratamentos	**Recolha do lixiviado**	**K (mg L^{-1})**	**Na (mg L^{-1})**	**Ca (mg L^{-1})**	**Mg (mg L^{-1})**
Chorume não acidificado	dia 7	2,57 a	21,7 a	140,0 b	27,8 c
Chorume acidificado	dia 7	3,02 a	22,9 a	183,4 a	36,8 ab
Chorume não acidificado	dia 14	2,71 a	23,1 a	177,6 a	32,8 bc
Chorume acidificado	dia 14	2,77 a	23,2 a	207,1 a	39,3 a

A produção do trigo não foi afectada pelo processo de acidificação do chorume, tendo a produção média nos tratamentos com chorume acidificado (17,45 g matéria seca por vaso) sido estatisticamente igual à produção média nos tratamentos com chorume não acidificado (17,08 g matéria seca por vaso). Contudo, a lixiviação teve um efeito significativo na produção (figura 1). Nas modalidades em que não se realizou lixiviação a produção média obtida (17,93 g matéria seca por vaso) foi significativamente superior à produção média das modalidades em que se fez lixiviação no dia 7 (16,94 g matéria seca por vaso) e no dia 14 (16,93 g matéria seca por vaso).

A lixiviação e a consequente remoção de nutrientes, sobretudo de azoto, justificam a redução de produção observada consequência da lixiviação do solo.

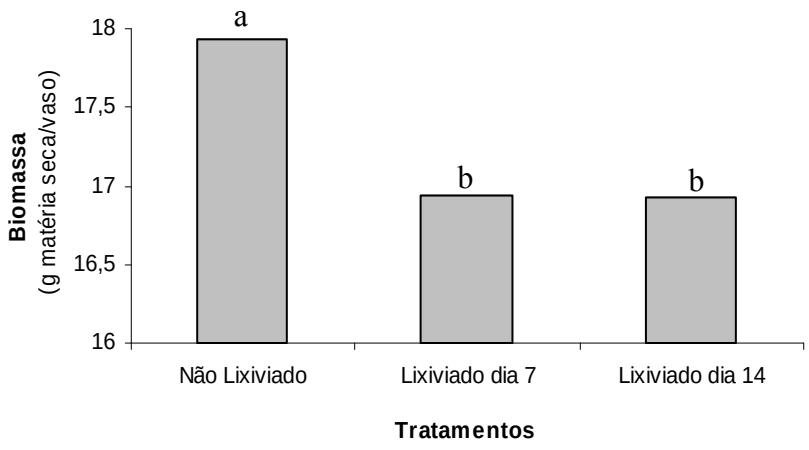


Figura 1. Produção de biomassa (g matéria seca por vaso)

5. Conclusões

Os resultados obtidos neste ensaio indicam, assim, que o tratamento por acidificação contribuiu para a redução significativa da lixiviação de nitratos e fósforo a partir do solo fertilizado com chorume de pato. Por outro lado, a utilização de chorume acidificado não teve nenhum efeito negativo sobre produção/crescimento inicial das plantas do trigo, quando comparada com a aplicação de chorume não acidificado. Assim, para além de permitir reduzir de forma significativa as emissões de amoníaco durante o período de armazenamento e durante a operação de espalhamento no solo, os resultados deste trabalho permitem concluir que o tratamento por acidificação reduz também de forma significativa a lixiviação de N e P a partir dos solos onde os chorumes são aplicados, o que tem importantes consequências positivas ao nível da redução dos impacto ambiental da sua utilização como fertilizantes.

6. Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), o apoio financeiro dado à Unidade de Investigação Química Ambiental (UIQA), e às técnicas de laboratório Isabel Carvalho e Madalena Simão.

7. Referências Bibliográficas

BRADY, N.C, WEIL, R.R., 2008. The nature and properties of soil. Pearson Education Inc., 965 pp, New Jersey, USA.

BROCK E.H., KETTERINGS QUIRINE M., KLEINMAN PETER, J. A., 2007. Phosphorus leaching through intact soil cores as influenced by type and duration of manure application. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 77: 269–281

CHERRY, P., MORRIS, T.R., 2008. Domestic Duck Production Science and Practice. CAB International. 256 pp. Wallingford, Oxfordshire, UK.

EGNER, H., RIEHM, H., DOMINGO, W.R., 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung dês Nährstoff-zustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zurPhosphor- und Kaliumbestimmung. Kungl. Lantbr.

Hdgsk. Ann. 26:199-215

ERIKSEN J., SORENSEN P., ELSGAARD L., 2008. The Fate of Sulfate in Acidified Pig Slurry during Storage and Following Application to Cropped Soil. *J. Environ. Qual.* 37: 280-286.

ERISMAN, J. W., BLEEKER, A., GALLOWAY, J., SUTTON, M. S., 2007. Reduced nitrogen in ecology and the environment. *Environ. Pollut*. 150: 140-149.

FANGUEIRO D , RIBEIRO H , VASCONCELOS E , COUTINHO J , CABRAL F., 2009. Treatment by acidification followed by solid-liquid separation affects slurry and slurry fractions composition and their potential of N mineralization. *Bioresour. Technol.* 100: 4914-4917

FANGUEIRO, D., RIBEIRO H., COUTINHO, J., CARDENAS, L., TRINDADE, H., CUNHA-QUEDA, C., VASCONCELOS, E., CABRAL, F., 2010. Nitrogen mineralization and CO_2 and N_2O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biol. Fertil. Soils* 46:383–391.

HOUBA V.J., VAN DER LEE J.J., NOVOZAMSKY I, WALINGA I., 1988. Soil and plant analysis. Agricultural University (ed) Soil analysis procedures. pp 154–158. Wageningen

NELSON, D.W., SOMMERS, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (eds.): Methods of soil analysis – chemical and microbiological properties. pp. 539-579. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, USA.

NDEGWA, P. M., HRISTOV, A. N., AROGO, J., & SHEFFIELD R. E., 2008. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Eng.*, 100: 453-469.

PAIN, BF, MISSELBROOK, T.H., REES, Y.J. 1994. Effects of nitrification inhibitor and acid addition to cattle slurry on nitrogen losses and herbage. *Grass For. Sci.* 49: 209-215.

PEREIRA, L.S., CORDERY, I., LACOVIDES, L. 2009. Coping with water scarcity. 382 pp. Springer.

SCHILS R.L.M., VAN DER MEER H.G, WOUTERS A.P., GEURINK J.H., SIKKEMA K. 1999. Nitrogen utilization from diluted and undiluted nitric acid treated cattle slurry following surface application to grassland. *Nutri. Cycl. Agroecosyst.* 53:269–280

SOMMER, S.G., HUTCHINGS, N.J. 2001.Ammonia emission from field applied manure and its reduction. *Eur. J. Agron.* 15: 1–15

STEVENS, R.J., LAUGHLIN R.J., FROST J.P. 1989. Effect of acidification with sulphuric acid on the volatilization of ammonia from cow and pig slurries. *J. Agri. Sci.* 113: 389-395.

VASCONCELOS, E., CABRAL, F., AND CORDOVIL, C. 1999. Wheat yield and leachability of phosphorus and mineral nitrogen in pig slurry amended soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 30: 2245–2257.

O efeito da cinza da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar e biomassa lenhosa no pH e na composição do complexo de troca de dois solos ácidos

PITA, V.[1], VASCONCELOS, E.[1], CABRAL, F.[1], MONTEIRO, F.[2], RIBEIRO, H.M.[1]

[1]UIQA, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa, Portugal.
[2]CEF, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda 1349-017 Lisboa.

Resumo

Com o presente trabalho pretendeu-se avaliar o valor fertilizante e o potencial de substituição dos calcários agrícolas por cinzas resultantes da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar com biomassa lenhosa, oriundas de uma destilaria localizada na Ilha da Madeira (Portugal). Para tal, instalou-se um ensaio laboratorial de incubação utilizando um Arenossolo e um Cambissolo, ambos de reacção ácida, e três correctivos alcalinizantes (cinza, calcário agrícola calcítico e calcário agrícola dolomítico) aplicados em 5 doses. Durante os 56 dias de duração do ensaio monitorizou-se o pH das diferentes modalidades e no final do ensaio determinou-se a composição do complexo de troca. A aplicação dos três correctivos originou aumentos significativos do pH dos solos, comparativamente com a testemunha. No entanto, no caso da cinza o aumento e a estabilização do pH ocorreram mais rapidamente do que nos calcários. Estas diferenças são consequência da diferente composição química dos correctivos utilizados, uma vez que os calcários são essencialmente constituídos por carbonatos enquanto que as cinzas têm na sua composição predominantemente óxidos e hidróxidos, mais reactivos que os carbonatos. A cinza foi o correctivo que mais influenciou a composição do complexo de troca dos solos. Com efeito, o calcário calcítico apenas afectou o Ca de troca enquanto que o calcário dolomitíco afectou os teores de Ca e Mg. Já a cinza, para além do Ca e Mg, conduziu igualmente a um aumento significativo dos teores de K e Na de troca. No entanto, para as doses de cinza correspondentes à necessidade em cal de cada solo, os aumentos de K e Na foram contrabalançados pelo aumento de Ca de troca, não sendo assim de prever problemas relacionados com a acumulação de iões monovalentes no complexo de troca. Os resultados obtidos indicam assim que a utilização de cinza em substituição dos calcários agrícolas, para além de neutralizar a acidez do solo, permite uma adição mais diversificada de bases de troca, nomeadamente magnésio e potássio, para além do cálcio, o que poderá ser mais vantajoso nas situações em que o teor destes elementos no solo seja baixo.

Palavras chave

Bagaço de cana, cinza de biomassa, correctivo alcalinizante, fertilizante.

1. Introdução

A valorização de resíduos na agricultura tem-se tornado numa prática cada vez mais recorrente, com vantagens evidentes para o ambiente e para a própria actividade agrícola. Por outro lado, a manutenção da fertilidade dos solos é, desde há muito, uma preocupação daqueles que os cultivam. A introdução de novas práticas e tecnologias na área da fertilização das culturas contribuíram para um efectivo aumento da produtividade vegetal: no entanto, estas práticas têm frequentemente privilegiado a utilização de fertilizantes minerais de sínteses industrial, marginalizando a restituição ao solo dos nutrientes presentes nos resíduos

da própria actividade ou nos resíduos resultantes do processamento dos seus produtos (Gliessman, 2001).

Na Ilha da Madeira (Portugal) a indústria da cana-de-açúcar é responsável pela produção de grandes quantidades de bagaço, um resíduo gerado durante o processo de extracção do sumo da cana que representa uma das maiores fontes de resíduos lenho-celulósicos da indústria agro-alimentar (Pandey, et al., 2000). O bagaço de cana-de-açucar é frequentemente utilizado como combustível na produção de vapor, embora, dado o seu elevado teor de humidade, seja usual o recurso à sua co-combustão com biomassa lenhosa, essencialmente eucalipto. Fruto deste processo surge um novo resíduo, a cinza, que se acumula em terrenos baldios na proximidade da própria fábrica, não lhe sendo atribuído nenhum destino em particular. Estas cinzas de biomassa têm na sua composição diferentes elementos minerais, pelo que a sua utilização como fertilizante agrícola poderá ser uma forma eficaz de restituir ao solo alguns nutrientes vegetais que foram extraídos pela própria cultura (Muse & Mitchell, 1995; Nkana et al., 1998). Por outro lado, devido aos elevados valores de pH que apresentam, estas cinzas possuem também um elevado potencial para neutralizar a acidez dos solos, pelo que poderão vir a ser utilizadas como uma alternativa viável aos calcários agrícolas tradicionais (Cabral et al., 2008; Maiwes, 1995; Nkana et al., 2002; Ohno & Erich, 1990; Ulery et al., 1998).

2. Objectivos

O objectivo do presente trabalho foi avaliar o valor fertilizante e o potencial de substituição dos calcários agrícolas por cinzas resultantes da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar com biomassa lenhosa. Para o efeito recorreu-se a um ensaio laboratorial de incubação, onde se comparou o efeito da aplicação de cinza de biomassa e de dois calcários agrícolas sobre o pH e a composição do complexo de troca de dois solos de reacção ácida.

3. Materiais e métodos

No ensaio utilizaram-se um Cambissolo Háplico (Eutrico) e um Arenossolo Háplico (Dístrico) (WRB, 2006), cujas principais características se apresentam no quadro 1.

Quadro 1. Principais características dos solos usados no ensaio.

Parâmetro	Solo		Parâmetro	Solo	
	Camb.	Aren.		Camb.	Aren.
Matéria Orgânica (g kg^{-1})	2,7	10,70	Cu extraível (mg kg^{-1}) [b]	0,92	1,91
pH H_2O	5,21	5,87	Zn extraível (mg kg^{-1}) [b]	1,94	1,53
pH KCl	3,10	4,79	Ca de troca ($cmol_c$ kg^{-1})	2,29	1,06
P extraível (mg kg^{-1}) [a]	58,42	47,18	Mg de troca ($cmol_c$ kg^{-1})	1,63	0,20
K extraível (mg kg^{-1}) [a]	8,39	15,48	K de troca ($cmol_c$ kg^{-1})	0,06	0,11
Fe extraível (mg kg^{-1}) [b]	19,67	34,50	Na de troca ($cmol_c$ kg^{-1})	0,11	0,17
Mn extraível (mg kg^{-1}) [b]	12,19	18,11			

[a] Método de Egner-Riehm; [b] Método de Lakanen-Ervio

A cinza utilizada foi colhida no Engenho Novo da Madeira Lda. localizado no município da Calheta, Região Autónoma da Madeira, a qual foi previamente moída e crivada, por crivo de malha de 2 mm. Neste ensaio também foram utilizados dois correctivos

comerciais, um calcário calcítico e um calcário dolomítico. No quadro 2 referem-se as características mais relevantes dos materiais utilizados.

*Quadro **2.** Principais características da cinza e dos dois calcários utilizados no ensaio*

Parâmetro	Cinza	Calcário calcítico	Calcário dolomítico	Parâmetro	Cinza	Calcário calcítico	Calcário dolomítico
ECC (% $CaCO_3$)*	34,60	95,60	99,50	Mn (mg kg^{-1})	1960,53	14,49	48,28
N (g kg^{-1})	0,35	-	-	Zn (mg kg^{-1})	84,57	5,80	5,91
P (g kg^{-1})	16,43	0,08	0,15	Cu (mg kg^{-1})	26,80	4,83	4,93
K (g kg^{-1})	116,13	0,08	0,03	Ni (mg kg^{-1})	33,58	-	-
Na (g kg^{-1})	0,51	0,12	0,24	Pb (mg kg^{-1})	1,64	-	-
Ca (g kg^{-1})	63,28	383,10	285,20	Cd (mg kg^{-1})	0,50	-	-
Mg (g kg^{-1})	32,84	1,80	61,00	Cr (mg kg^{-1})	24,77	-	-
Fe (mg kg^{-1})	13796,95	145,89	555,67	As (mg kg^{-1})	0,02	-	-

* equivalente de carbonato de cálcio (ECC), também designado por valor neutralizante.

Para a realização deste ensaio seguiu-se o procedimento descrito em Cabral *et al*. (2008), com algumas modificações. O ensaio foi delineado de acordo com um esquema factorial, tendo-se utilizado os 2 solos já referidos e 5 doses de cada um dos correctivos, estabelecidas em função do seu valor neutralizante ou equivalente de carbonato de cálcio (ECC) (Quadro 3). Por cada modalidade ensaiada fizeram-se 4 repetições. Utilizou-se igualmente uma modalidade testemunha por cada solo (só solo).

***Quadro 3 -** Quantidades de correctivo aplicadas no ensaio de incubação.*

Correctivo	**Quantidade aplicada** (g kg^{-1} solo)				
Cinza	0,0	1,45	2,89	5,78	11,57
Calcário calcítico	0,0	0,52	1,05	2,09	4,18
Calcário dolomítico	0,0	0,50	1,01	2,01	4,02
Dose equivalente de $CaCO_3$ (ECC)	0,0	0,5	1,0	2,0	4,0

Para sacos de polietileno negro pesou-se 1 kg de terra, adicionou-se a quantidade correspondente de correctivo alcalinizante (Quadro 3) e uma quantidade de água destilada correspondente a 65% da capacidade máxima de retenção de água do solo (166 ml kg^{-1} e 128 ml kg^{-1} para o Cambissolo e Arenossolo, respectivamente). Os sacos foram colocados numa estufa de incubação a uma temperatura constante de 25ºC durante 56 dias. Periodicamente os sacos foram abertos para permitir a renovação do ar e garantir condições de aerobiose durante todo o ensaio. Os sacos também foram pesados regularmente para avaliar as perdas de água por evaporação e, sempre que necessário, adicionou-se água destilada para repor a água evaporada.

Durante o período de incubação foram feitas 5 amostragens (dia 1, 7, 14, 28 e 56 após a instalação) e mediu-se o respectivo pH. No final do ensaio, dia 56, a terra de cada saco foi seca ao ar e posteriormente crivada num crivo de abertura de malha de 2 mm. Na terra fina assim obtida determinou-se o teor de bases de troca (Ca, Mg, K e Na) de acordo com as metodologias à frente descritas.

O pH do solo foi determinado numa suspensão solo/água (pH H_2O) e solo/solução de KCl 1M (pH KCl), na proporção 1:2,5 (m/v), após 1 hora de contacto (Póvoas & Barral,

1992), utilizando um medidor de pH Metrohm modelo 632. A matéria orgânica foi determinada por oxidação por via húmida, tal como descrito em Walkley & Black (1934). O fósforo e o potássio foram extraídos utilizando uma solução de lactacto de amónio e ácido acético, tamponizada a pH 3,75, designada por solução de Egner-Riehm (Egner et al. 1960) e quantificados por espectrofotometria de absorção molecular no caso do fósforo e por fotometria de emissão de chama no caso do potássio. As bases de troca (Ca, Mg, K e Na) foram determinadas pelo método do acetato de amónio 1M a pH 7 (Schollenberger & Simon, 1945) e quantificadas por espectrofotometria de absorção atómica. Os micronutrientes catiões Cu, Fe, Zn e Mn extraíveis foram quantificados por espectrofotometria de absorção atómica após extracção com uma solução de ácido acético 0,5 M, acetato de amónio 0,5 M e EDTA 0,02 M, de acordo com a metodologia descrita em Lakanen & Ervio (1971).

O valor neutralizante ou equivalente de carbonato de cálcio da cinza e dos calcários foi determinado de acordo com a metodologia descrita em AOAC (1990). Os elementos minerais P, K, Ca, Mg, Na, Zn, Fe, Mn e Cu foram quantificados no extracto obtido após mineralização da amostra a 550ºC, seguida da solubilização dos sólidos não voláteis remanescentes com HCl 3 M a 100ºC (Marti & Muñoz 1957). No extracto assim obtido, quantificou-se o fósforo por espectrofotometria de absorção molecular e os restantes elementos por espectrofotometria de absorção atómica. Para a determinação dos metais Ni, Pb, Cd, Cr e As, as amostras de cinza foram submetidas a uma digestão em microondas com uma solução de ácido nítrico a 65%. No extracto obtido quantificaram-se os elementos referidos por espectrofotometria de absorção atómica. O azoto foi determinado pelo método Kjeldahl, de acordo com a metodologia descrita em Horneck & Miller (1998).

Os dados obtidos foram sujeitos a uma análise de variância (ANOVA) e, posteriormente, a um teste de comparação de médias, utilizando o teste da diferença mínima significativa (dms ou LSD) a um nível de significância de 5% (Zar, 1996). A análise estatística foi executada recorrendo ao programa Statistix 7.0.

4. Resultados e Discussão

Evolução do pH

Atendendo ao elevado número de resultados obtidos com a metodologia adoptada, optou-se por fazer a sua apresentação em dois conjuntos de gráficos diferentes (Figuras 1 e 2). Na figura 1, apresenta-se, para cada correctivo e para cada solo, a evolução do pH das várias doses de material.

Relativamente à evolução do pH das modalidades testemunha (solo sem correctivo) observou-se um padrão de variação bastante diferente nos dois solos. O pH do Cambissolo não variou de forma significativa ao longo de todo o ensaio enquanto que, no Arenossolo, o pH baixou de forma significativa ao longo do período de incubação. O Arenossolo, com uma reacção inicial mais próxima da neutralidade e com um teor de matéria orgânica mais elevado, terá características mais favoráveis ao desenvolvimento dos microrganismos, cuja actividade tende a reduzir o pH, por exemplo, através da nitrificação e da dissolução do CO2 resultante da respiração microbiana (Maiwes, 1995; Santos, 2002). Muse & Mitchell (1995) observaram, igualmente, uma diminuição natural do pH do solo no decorrer de ensaios de incubação.

Na figura 1, constata-se ainda que para cada correctivo, existem diferenças significativas entre os valores de pH obtidos com as diferentes doses, logo a partir do primeiro dia de incubação, excepto nas doses 0,5 e 1,0 dos calcários calcítico e dolomítico aplicadas ao Cambissolo.

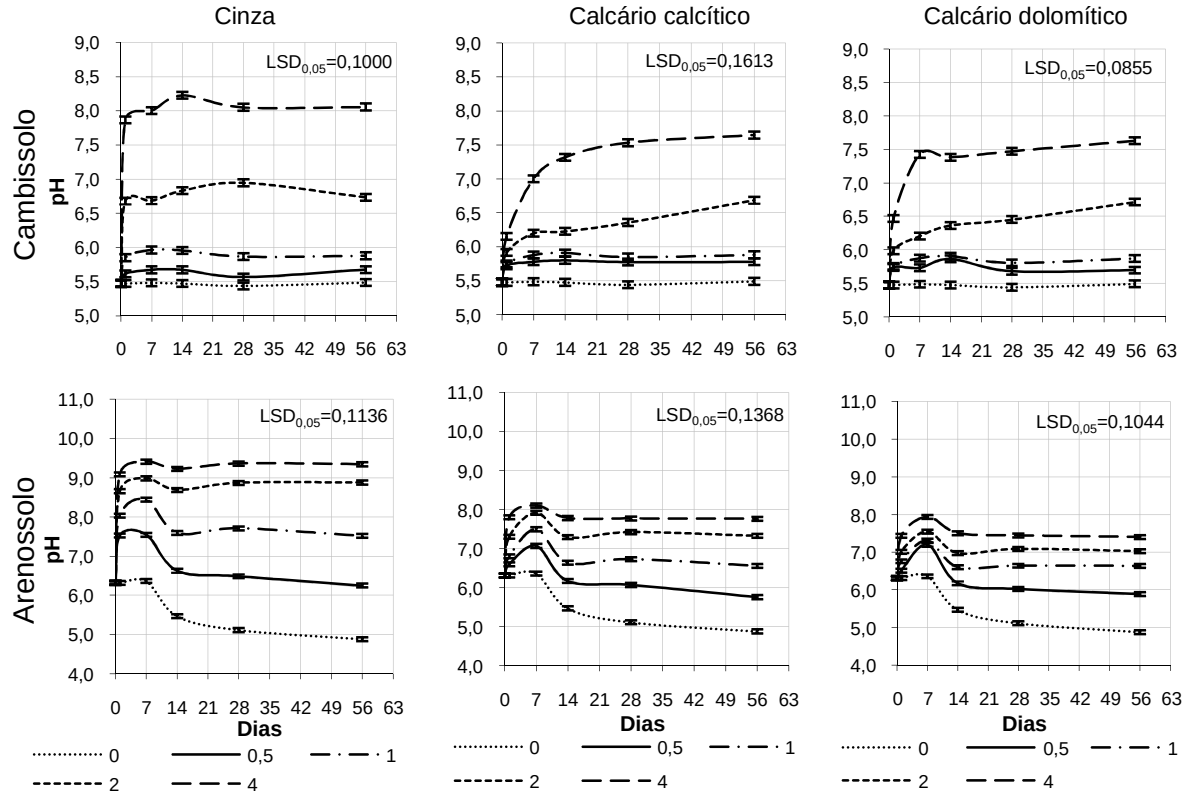


Figura 1. Evolução dos valores do pH ao longo do tempo no Cambissolo e Arenossolo, para cada correctivo estudado, nas diferentes doses equivalentes de carbonato de cálcio aplicadas (0, 0,5, 1, 2 e 4 g $CaCO_3$ kg^{-1}).

No Cambissolo, para todas as doses de cinza, ocorre um aumento acentuado do pH nos primeiros dias de incubação, não se observando posteriormente diferenças significativas entre os valores de pH aos 7º e 56º dias. Este resultado indica que, comparativamente aos calcários, a cinza teve uma acção mais rápida sobre o pH do solo, o que poderá ser vantajoso sempre que se queira efectuar uma rápida neutralização da acidez do solo, nomeadamente em culturas hortícolas ou arvenses de curto ciclo vegetativo. Ao contrário da cinza, para os dois calcários observaram-se valores de pH significativamente superiores no dia 56 comparativamente com os do dia 7, mais evidente nas doses mais elevadas (2 e 4 g equivalente CaCO3 kg-1). Este resultado significa que, em oposição à cinza, o pH nos calcários aumenta gradualmente ao longo do tempo de incubação até atingir a estabilização.

No caso do Arenossolo, a variação natural do pH que ocorreu durante a incubação, acabou por se repercutir no efeito neutralizante dos correctivos alcalinizantes, mascarando o efeito dos correctivos e dificultando a interpretação do real efeito sobre o pH do solo. Nas doses mais baixas (0,5 e 1 g equivalente de CaCO3 kg-1) constata-se que ao longo do tempo as modalidades com correctivo acompanharam esta descida natural do pH do solo, contudo com um pH sempre mais elevado do que a testemunha. Já nas doses mais elevadas (2 e 4 g equivalente CaCO3 kg-1) os correctivos ofereceram alguma resistência à descida natural do pH do solo, mantendo-o relativamente constante ao longo do tempo. Desta forma, e tendo em

conta o padrão de variação da modalidade testemunha, verificamos que, em termos gerais, o que foi referido para o Cambissolo também se aplica ao Arenossolo.

Na figura 2 apresenta-se, para igual dose equivalente de cada correctivo, o seu efeito no pH dos solos ao longo do tempo. No Cambissolo, nas doses equivalentes a 0,5 e 1,0 g CaCO3 kg-1, o pH determinado em cada data de amostragem foi idêntico nos 3 correctivos. No entanto, nestas modalidades, o pH final atingiu um valor inferior a 6,5, o qual é considerado adequado para a maioria das culturas (Mengel et al., 2001; Varennes, 2003).

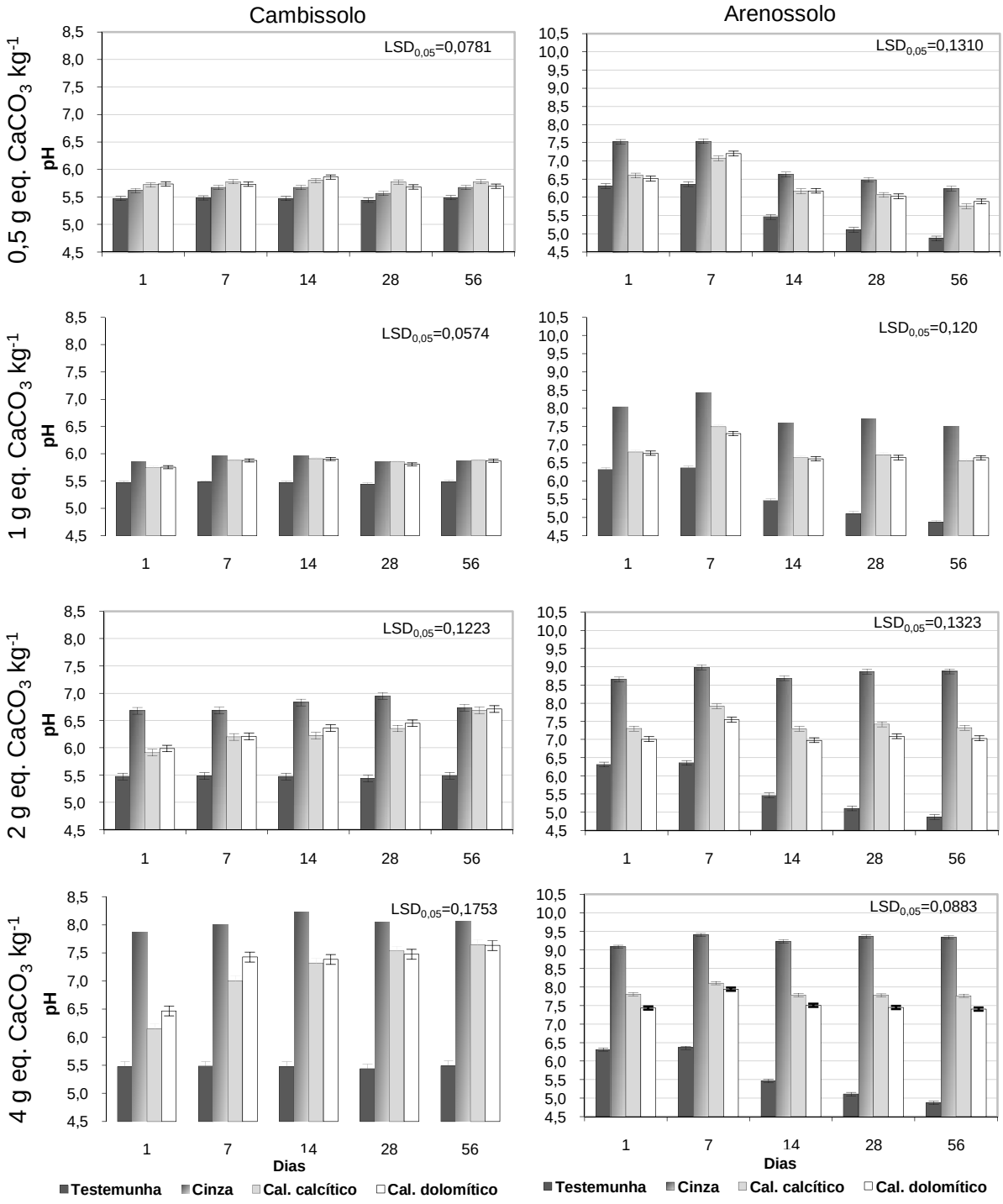


*Figura **2.** Evolução dos valores do pH no Cambissolo e A nossolo para cada dose dos três correctivos estudados.*

Nas restantes modalidades verificou-se que, para a mesma dose, foi a cinza o corrective que conduziu aos maiores acréscimos de pH no solo, tendo sido também o corrective que, após aplicação, mais rapidamente estabilizou o valor de pH. No caso do Arenossolo, a cinza foi o corrective que originou, para qualquer data ou dose, o pH mais elevado. Estes resultados estão de acordo com os obtidos por Muse & Mitchell (1995) que, aplicando vários correctivos alcalinizantes com base no equivalente de carbonato de cálcio, verificaram que a cinza originava um pH final do solo sempre superior ao das modalidades em que se aplicaram calcários. Também Nkana et al. (2002) ao avaliarem o efeito da aplicação de cinza e calcário ao solo, concluíram que o pH final do solo foi mais elevado nos tratamentos com cinza do que nos tratamentos com calcário.

Estas diferenças estarão, sobretudo, relacionadas com a composição dos três correctivos. O calcário calcítico é composto, maioritariamente, por carbonato de cálcio enquanto que o calcário dolomítico é constituído por carbonatos de cálcio e magnésio (Santos, 2002; Varennes, 2003). A composição da cinza é mais variada, possuindo vários metais alcalinos, alcalino-terrosos e de transição, sendo de destacar, para além do cálcio e do magnésio, a presença de potássio e sódio, entre outros. Comparativamente com o Ca e o Mg presentes nos calcários, o potássio e sódio são elementos que originam compostos com uma maior solubilidade (Ulery et al., 1993). Por outro lado, na cinza, para além dos carbonatos, existem também óxidos, hidróxidos, fosfatos e silicatos que em conjunto contribuem para o seu valor neutralizante (Steenari, et al., 1999; Vamvuka & Zografos, 2004). Os óxidos e hidróxidos são dos compostos mais abundantes nas cinzas e possuem uma reactividade mais elevada que os carbonatos (Muse & Mitchell, 1995, Varennes, 2003, Steenari, et al., 1999; Ulery et al., 1993). Deste modo, em igualdade de circunstâncias, a maior reactividade dos óxidos e hidróxidos e a maior solubilidade dos compostos contendo K e Na fazem com que o efeito neutralizante da cinza seja mais rápido e que, para quantidades equivalentes de corrective, se atinja um pH final mais elevado.

Bases de troca

Na figura 3 apresentam-se, para todas as modalidades e para cada dose, o teor médio das bases de troca no solo no final do ensaio.

O calcário calcítico foi o corrective que mais contribuiu para o aumento do teor de cálcio de troca, verificando-se que, relativamente à testemunha e em ambos os solos, este aumento foi significativo logo a partir da dose 0,5 g equivalente $CaCO_3$ kg^{-1}. No entanto, com os restantes correctivos, só se observaram diferenças significativas a partir das doses mais elevadas (2 e 4 g equivalente $CaCO_3$ kg^{-1}). Relativamente ao efeito da cinza e do calcário dolomítico verificou-se que o aumento da dose originou, também, aumentos dos teores de cálcio de troca relativamente à testemunha, embora inferiores aos observados para as mesmas doses de calcário calcítico. Por outro lado, observou-se, ainda, que não ocorreram diferenças significativas entre estes dois correctivos.

A cinza e o calcário dolomítico foram os correctivos que mais contribuíram para o enriquecimento do complexo de troca em magnésio, para todas as doses aplicadas e em ambos os solos. Contudo, os acréscimos observados com a aplicação de cinza foram significativamente superiores aos verificados com o calcário dolomítico. Em contrapartida, o calcário calcítico não afectou o teor de magnésio troca, exceptuando-se a dose mais elevada

aplicada ao Cambissolo, no qual ocorreu mesmo uma redução significativa do teor em magnésio de troca comparativamente à respectiva testemunha.

Relativamente ao potássio de troca, a cinza foi o único correctivo que afectou significativamente o seu teor. Efectivamente, observou-se uma tendência de aumento muito acentuado dos teores de potássio de troca com o aumento da dose de cinza. Por outro lado, os dois calcários não afectaram o teor de potássio de troca em nenhum dos solos utilizados. À semelhança do observado com o potássio, a cinza foi o único correctivo que conduziu a acréscimos significativos do teor em sódio de troca no solo. No entanto, esses acréscimos apenas foram significativos com as doses mais elevadas de cinza (2 e 4 g equivalente de $CaCO_3$ kg^{-1}) em ambos os solos. Os calcários não provocaram qualquer alteração significativa do teor de sódio no complexo de troca dos dois solos. Dos resultados apresentados é possível deduzir que a utilização da cinza para a neutralização da acidez do solo, em substituição dos calcários agrícolas, propicia uma adição mais diversificada de bases de troca, nomeadamente magnésio e potássio, para além do cálcio, o que poderá ser vantajoso nas situações em que o teor destes elementos no solo seja relativamente baixo. Resultados semelhantes foram também obtidos por Nkana *et al*. (1998).

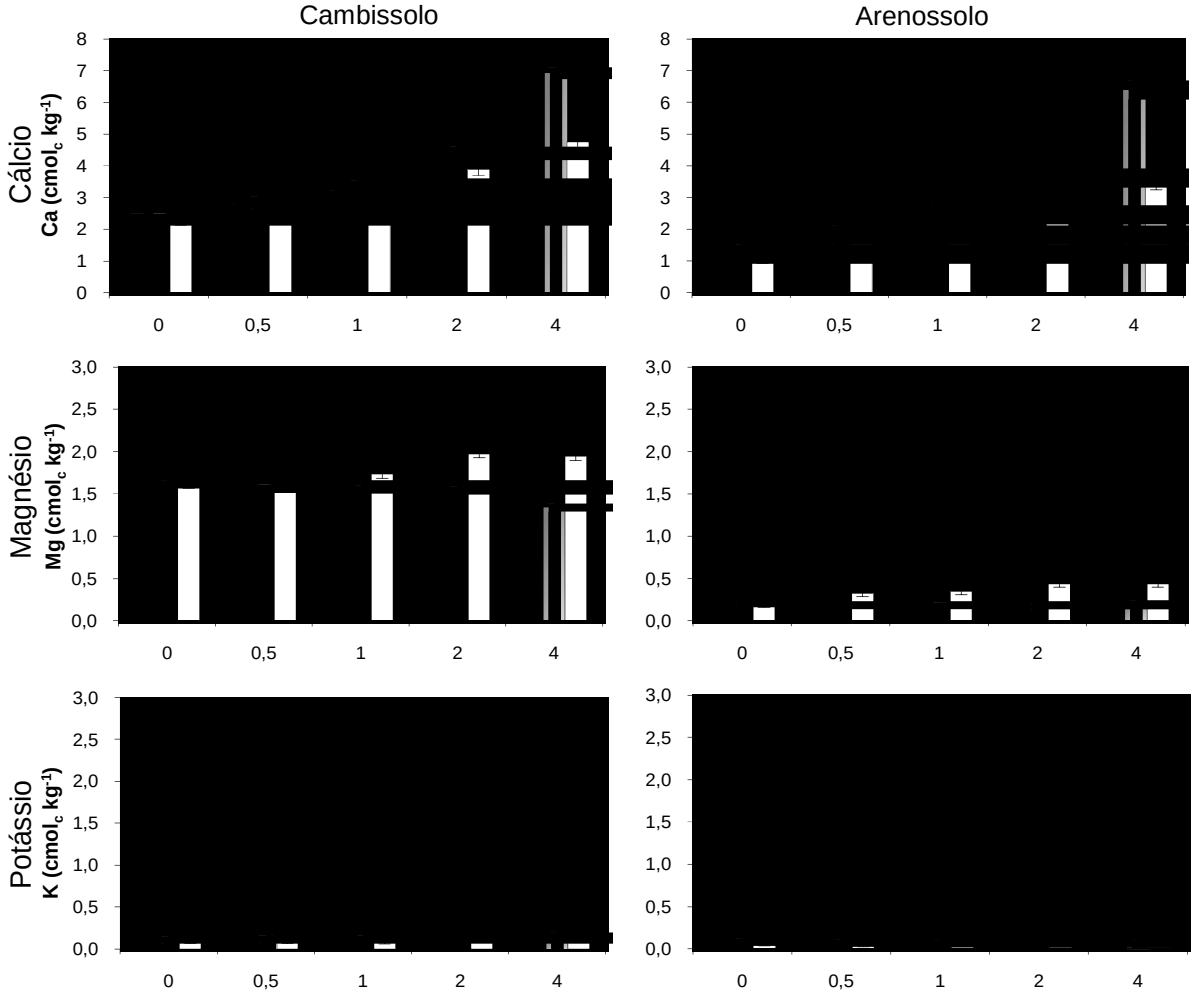




Figura 3.- Bases de troca no Cambissolo e no Arenossolo para cada dose dos três correctivos estudados

Para além do efeito sobre o teor individual da cada base de troca, a avaliação de um correctivo alcalinizante deve também incidir sobre o seu efeito na proporção de cada base no complexo de troca. De facto, a alteração da proporção entre as bases de troca em solos sujeitos à aplicação de correctivos alcalinizantes pode conduzir a efeitos indesejados no sistema solo/planta (Ohno & Erich, 1990), tais como o antagonismo entre elementos (Santos, 2002), ou a degradação das propriedades físicas do solo (LQARS, 2006; Mengel *et al*., 2001). Por este motivo, apresentam-se na figura 4 as proporções de cada base em relação à soma das bases de troca, proporcionadas por cada correctivo no Cambissolo e no Arenossolo.

Nos dois solos, verifica-se que a adição de cinza aumenta de forma muito acentuada a proporção do potássio no complexo de troca. Nkana et al. (2002) refere que além do "input" adicional de elementos minerais com a aplicação de cinza, o aumento do teor em potássio é o efeito mais evidente observado na alteração da composição do complexo de troca do solo. No entanto, o enriquecimento excessivo deste em potássio provoca um desequilíbrio entre as diferentes bases. No caso do potássio, o grau de saturação do complexo de troca deve variar entre 1 a 5% (LQARS, 2006), valor bastante inferior ao observado com as doses mais elevadas de cinza. Assim, quando as quantidades de cinza a aplicar para corrigir o pH do solo forem muito elevadas, poderão ser veiculadas quantidades excessivas de potássio que poderão provocar desequilíbrios nutricionais, resultantes de fenómenos de antagonismo iónico (K-Ca e K-Mg), que se traduzem na dificuldade das plantas em absorver outros catiões devido ao excesso de potássio (Mengel *et al*., 2001; Santos, 2002; Varennes, 2003) e instabilização da agregação do solo, devido ao pssível efeito de um catião monovalente como o potássio na desfloculação dos colóides do solo (Mengel *et al*., 2001).

Atendendo aos riscos associados a um excesso de potássio no complexo de troca, a cinza utilizada neste ensaio deverá ser encarada, sobretudo, como adubo potássico, uma vez que contém cerca de 11,6% de potássio (14 %, expresso em K_2O). A aplicação de cinza ao solo, tendo apenas por critério o seu teor em potássio, naturalmente não seria suficiente para que se observassem diferenças no pH da mesma ordem de grandeza das observadas neste ensaio de incubação. Note-se que a aplicação de 200 kg ha^{-1} de K_2O seria aproximadamente o equivalente a um terço da quantidade de cinza aplicada na dose mais baixa (0,5 g $CaCO_3$ kg^{-1} de solo), o que significa que a aplicação de doses superiores a esta poderão corresponder a quantidades muito elevadas de potássio.

Na figura 3 observa-se que a aplicação de cinza originou um aumento significativo do teor de sódio de troca. No entanto, na figura 4 verifica-se que a percentagem de sódio de troca no complexo de troca não aumentou. Isto acontece porque o aumento do sódio de troca foi compensado pelo aumento das restantes bases de troca. Assim, não é de prever que a

aplicação de cinza origine problemas de natureza física nos solos, resultantes da acumulação de sódio no complexo de troca, tal como previamente observado por Cabral *et al*. (2008) com cinza de biomassa florestal.

Os calcários também afectaram o equilíbrio das bases no complexo de troca. A adição de doses crescentes de calcário favoreceram a redução da proporção de Mg, K e Na naquele complexo, sendo o efeito mais acentuado com a aplicação de calcário calcítico do que com a de calcário dolomítico. Também Ohno & Erich, (1990) verificaram que a adição de calcário calcítico provocava um desequilíbrio mais acentuado nas fracções de K e Mg do complexo de troca do que a adição de cinza.

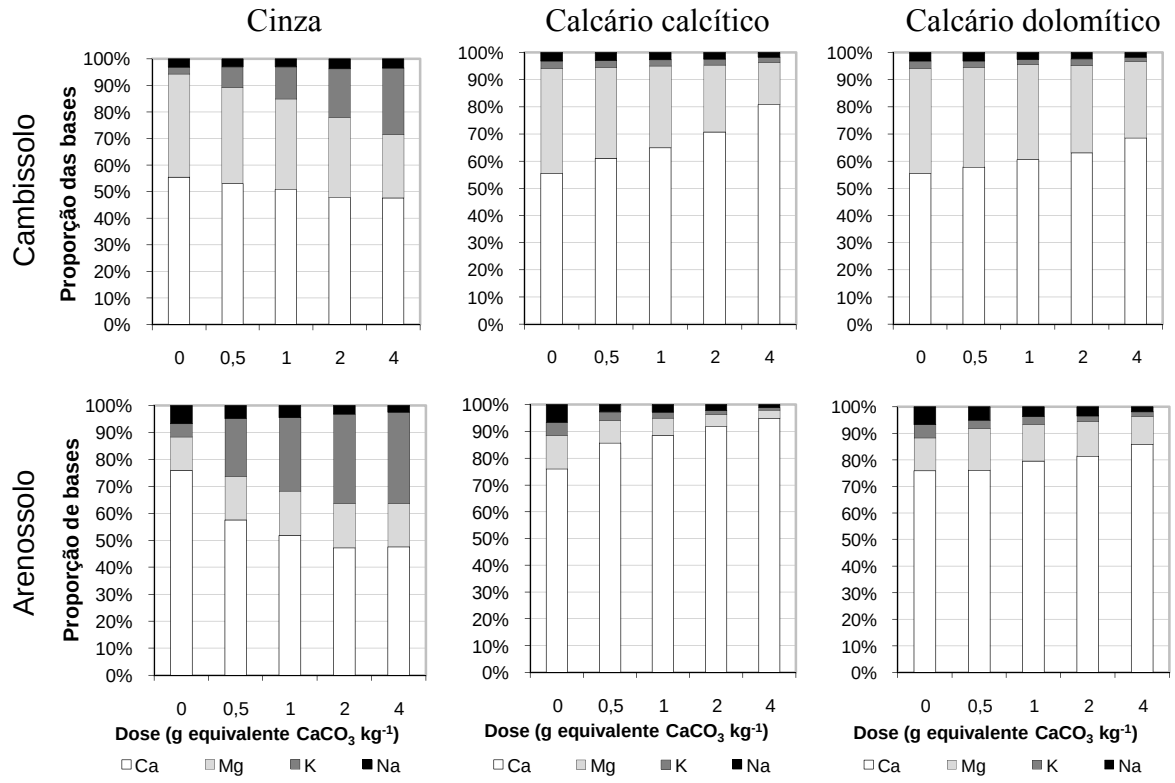


Figura 4. *Proporção das bases de troca em relação à SBT, proporcionada pelos três correctivos no Cambissolo e no Arenossolo.*

5. Conclusões

A cinza da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar e biomassa lenhosa conduziu a um aumento significativo do pH do solo podendo, por este motivo, ser encarada como um correctivo alcalinizante do solo. Comparativamente aos calcários agrícolas, a cinza foi o correctivo que originou maiores e mais rápidos aumentos do pH do solo, o que poderá ser vantajoso sempre que se pretenda efectuar uma rápida neutralização da acidez do solo.

O aumento da dose de cinza originou aumentos do teores de todas as bases de troca (Ca, Mg, K e Na) no solo, enquanto que o calcário dolomítico apenas aumentou o Ca e o Mg de troca e o calcário calcítico o Ca. O aumento da disponibilidade de potássio (K de troca), resultante da aplicação de cinza, poderá, originar um excesso de potássio relativamente aos catiões bivalentes (Ca e Mg). Esta situação, em condições de campo, pode conduzir a desequilíbrios nutricionais (antagonismo K-Ca ou K-Mg) ou à deterioração da estabilidade da agregação do solo devido ao excesso de catiões monovalentes. Para além dos macronutrientes

referidos, a cinza também demonstrou uma tendência para o enriquecimento do solo noutros nutrientes vegetais, nomeadamente micronutrientes.

No futuro, a aplicação ao solo de cinza da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar e biomassa lenhosa, deverá ter em conta, para além do seu valor neutralizante da acidez do solo, a composição da cinza e do solo sujeito a correcção. Assim, as doses a aplicar deverão ser estabelecidas de modo a que não se corra o risco de perturbar o equilíbrio entre nutrientes no solo, nem se contribua para a degradação das propriedades físicas do mesmo.

6. Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), o apoio financeiro dado à Unidade de Investigação Química Ambiental (UIQA), e às técnicas de laboratório Isabel Carvalho e Madalena Simão.

7. Referências Bibliográficos

AOAC, 1990. *Official Methods of Analysis*. Association of Official Analytical Chemists Inc., Virginia, EUA.

CABRAL, F., RIBEIRO, H.M., HILÁRIO, L., MACHADO, L., VASCONCELOS, E., 2008. Use of pulp mill inorganic wastes as alternative liming materials. *Bioresour. Technol*. 99: 8294-8398.

EGNER H., RIEHM H., DOMINGO W.R. 1960. Untersuchungen uber diechemische bodenanalyse als grundlage fur die beurteilung des nahrstof-zustandes der Boden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor-und Kaliumbestimmung. Kungliga Lantbr.-Hogsk. *Ann*. 26: 199-215.

GLIESSMAN, S.R., 2001. Agroecosystem sustainability: Developing practical strategies. CRC Press LLC, Boca Raton, 210 pp, Florida.

.

HORNECK, D.A. & MILLER, R.O., 1998. Determination of total nitrogen in plant tissue. Kalra, Y. (ed.). Handbook of Reference Methods for Plant Analysis, CRC Press LLC, Boca Raton, 75–83 pp, Florida.

LAKANEN, E. & ERVIO, R. (1971) A comparison of eight extractans for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* 123: 223-232.

LQARS, 2006. Manual de fertilização das culturas, 282 pp, Ministério da Educação, Sintra..

MAIWES, K.J., 1995. Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. *Water Air Soil Pollut*. 85:143-152.

MARTI, F. & MUÑOZ, J., 1957. Flame Photometry. Elsevier Publishing Company, London.

MENGEL, K & KIRKBY, E.A., KOSEGARTEN, H., APPEL, T., 2001. Principles of plant nutrition, 849 pp, Kluwer Academic, Holanda.

MUSE J.K., & MITCHELL, C.C., 1995. Paper mill boiler ash and lime by-products as soil liming materials. *Agron. J*. 87: 432-438.

NKANA, J.C.V., DEMEYER, A., VERLOO, M.G., 1998. Chemical effects of wood ash on plant growth in tropical acid soils. *Bioresour. Technol*. 63: 251-260.

NKANA, J.C.V., DEMEYER, A., VERLOO, M.G., 2002. Effect of wood ash application on soil solution chemistry of tropical acid soils: incubation study. *Bioresour. Technol*. 85: 323-325.

OHNO, T. & ERICH, M. S., 1990. Effect of wood ash application on soil pH and soil test nutrient levels. *Agric. Ecosyst. Environ*. 32: 223-239.

PANDEY, A., SOCCOL, C.R., NIGAM, P., SOCCOL, V.T. 2000. Biotechnological potential of agro-industrial residues. I: sugarcane bagasse. *Bioresour. Technol*.74: 69-80.

PÓVOAS, I. & BARRAL, M.F. 1992. Métodos de análise de solo. Commun. IICT série Ciências Agrárias nº 10, IICT, 61.pp, Lisboa.

SANTOS, J.Q., 2002. Fertilização, fundamentos da utilização dos adubos e correctivos. 3.ª Edição. Europa-América, colecção EUROAGRO, 547 pp, Sintra.

SCHOLLENBERGER, C.J. & SIMON, R.H., 1945. Determination of Exchange capacity and exchangeable bases in soil-amonium acetate Method. *Soil Sci.* 59: 13-24.

STEENARI, B.-M., KARLSSON, L.G., LINDQVIST, O., 1999. Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. *Biomass Bioenergy* 16: 119-136.

ULERY, A.L., GRAHAM, R.C., AMRHEIM, C., 1993. Wood-ash composition and soil pH following intense burning. Soil Sci. 156: 358-364.

VAMVUKA & ZOGRAFOS, 2004. Predicting the behaviour of ash from agricultural waste during combustion. Fuel 83: 2051-2057.

VARENNES, A., 2003. Produtividade dos solos e ambiente. Escolar Editora, 490 pp, Lisboa.

WALKLEY, A. & BLACK, I.A. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.

WRB, 2006. World reference base for soil resources. 2ª Edição. World Soil Resources Reports Nº 103. FAO, Roma.

ZAR, J. R., 1996. Biostatistical analysis. 3ª edição, Prentice Hall Inc. 662 pp.

Análise das características físico-químicas de substratos comerciais e comparação com as de um composto de resíduos orgânicos

BRITO, L.M.[1], PAIVA, A.[1], REIS, M.[2], RIBEIRO, H.M.[3]

[1] Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, IPVC, Refóios, 4990-706 Ponte de Lima, Portugal (miguelbrito@esa.ipvc.pt)
[2] Faculdade de Ciências e Tecnologia de Gambelas, Universidade do Algarve, 8005-139 Faro, Portugal
[3] UIQA, Inst. Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal.

Resumo
As crescentes limitações na exploração da turfa, por razões ambientais, fundamentam a procura de materiais orgânicos alternativos para a produção de substratos, incluindo os produtos resultantes da compostagem de resíduos sólidos orgânicos. Neste estudo compararam-se as características físicas e químicas mais importantes de 16 substratos comerciais com um composto de resíduos orgânicos, com diferentes tempos de maturação, com o objectivo de analisar as limitações deste composto como componente dos substratos e recomendar alterações na compostagem, de forma a incrementar a sua utilização na formulação de substratos. Identificaram-se como principais problemas, para a utilização do composto na composição de substratos, a sua razão C/N muito baixa, o seu baixo teor de humidade, o elevado valor de pH e de condutividade eléctrica, e os valores muito elevados em N amoniacal, sódio e potássio. Estes problemas poderão ser minimizados através da selecção dos materiais utilizados na compostagem, que deverão ser mais ricos em carbono e possuir menor salinidade, e através do aumento do teor de humidade durante o processo de maturação, evitando a secagem do material, para promover a mineralização da matéria orgânica degradável remanescente e a nitrificação do ião amónio.

Palavras-chave
Composto, turfa, substrato, propriedades físicas, propriedades químicas.

1. Introdução

Os substratos são materiais, naturais ou artificias, onde se desenvolvem as raízes das plantas na ausência de solo e que devem servir para fixá-las e suprir as suas necessidades de ar, água e nutrientes. Entre as propriedades (físicas, químicas e biológicas) dos substratos destacam-se as propriedades físicas por causa das relações entre o ar e a água nos substratos (Verdonck et al., 1983). A granulometria, que determina a densidade e a porosidade do substrato, tem uma influência fundamental sobre o volume do ar e de água retida pelo substrato (Waller & Wilson, 1984). Quanto menor o recipiente, mais baixa deve ser a densidade (Fermino, 2002) para não ocorrer uma restrição ao crescimento das raízes das plantas (Singh & Sinju, 1998).

A porosidade de arejamento (ou capacidade de ar de um substrato) é igual à diferença entre a porosidade total (que corresponde à humidade das amostras saturadas sob tensão de 0 kPa) e o volume de água na tensão de 1 kPa. A água disponível inclui a água facilmente disponível (1 a 5 kPa) e a água de reserva para as plantas (5 a 10 kPa). A água remanescente (indisponível) corresponde ao volume de água que é retida no material após ter sido submetido à tensão de 10 kPa (De Boodt & Verdonck, 1972).

A fertilidade de um substrato depende também da sua disponibilidade em nutrientes essenciais para as plantas, a qual, depende da forma química em que os nutrientes se encontram e de outras características químicas, como o pH e a capacidade de troca catiónica (CTC) que influenciam o movimento dos nutrientes entre formas menos e mais disponíveis para as plantas. O valor de pH, por exemplo, é fundamental porque afecta fortemente a disponibilidade dos micronutrientes. Tal como para o pH, as plantas variam na sua tolerância a níveis de salinidade, sendo o valor da condutividade eléctrica (CE) indicativo da concentração de sais ionizados no substrato.

Os materiais orgânicos mais utilizados nos substratos incluem turfa, casca de árvore triturada, serradura e fibra de coco, e materiais de origem mineral como vermiculite, perlite e pedra-pomes (Kampf, 2000). A substituição da turfa por cascas de árvores, pedra-pome (pumice), fibra de coco, vermiculite, perlite e lã-de-rocha por parte dos produtores profissionais, na última década, deve-se, à performance destes materiais para determinados fins específicos. Outras matérias-primas utilizadas em misturas para substratos incluem: casca de arroz (natural, carbonizada ou queimada); poliestireno expandido; espuma fenólica; areia; sub-produtos da madeira como serradura e fibra; compostos de resíduos domésticos e de restos de poda; vermicomposto; e solo mineral (Verdonck, 1984; Fonteno, 1996; Burger et al., 1997; Schie, 1999; Kämpf, 2000).

As crescentes limitações na exploração da turfa, por razões ambientais, fundamentam a procura de materiais orgânicos alternativos para a produção de substratos. Entre estes, os produtos resultantes da compostagem de resíduos sólidos orgânicos têm sido frequentemente experimentados em misturas com turfa e cascas de pinheiro, designadamente para a produção de substratos para utilização em vasos. Entre os problemas que têm limitado a utilização de elevadas proporções destes compostos, destacam-se os elevados valores de CE, de pH e de metais pesados, a baixa porosidade e as grandes variações nas propriedades físico-químicas destes materiais (Raviv, 1998; Ribeiro et al., 2000; Spiers & Fietje, 2000; Vavrina, 1995). No entanto, tem sido sugerida a possibilidade de substituírem a turfa nos substratos até concentrações de 30% e mesmo, em determinadas situações, até 50% em volume. Em algumas situações de cultivo pode mesmo chegar-se a utilizar alguns compostos estremes (Reis et al., 2000; Ribeiro et al., 2007).

2. Objectivos

Neste estudo compararam-se as características físicas e químicas mais importantes de 16 substratos comerciais com compostos de resíduos orgânicos (RO), com diferentes tempos de maturação, com o objectivo de analisar as limitações destes compostos como componentes dos substratos e de preconizar alterações na compostagem dos RO para melhorar as suas características, de forma a incrementar a sua utilização nos substratos

3. Materiais e métodos

Analisaram-se 16 substratos (em triplicado) e 1 composto de resíduos orgânicos separados na origem, em 3 diferentes estádios de maturação (Quadro 1). Incluíram-se substratos recomendados para mottes (2), tabuleiros de alvéolos (4), vasos (7) e sacos de cultivo (3). A compostagem dos resíduos orgânicos decorreu durante um período de 30 dias, seguido de 45 dias de maturação com arejamento forçado, e um período de maturação sem arejamento forçado variável entre 22 dias para o composto pouco maturado (COPM), 95 dias para o maturado (COM) e 488 dias para o muito maturado (COMM). Os materiais originais

utilizados na compostagem possuíam a seguinte composição: orgânicos; verdes; e refugos; em proporções semelhantes (v/v). Os orgânicos incluíram o material proveniente de restaurantes e de grandes produtores (cooperativas, mercado abastecedor, centrais hortícolas). Os verdes incluíram materiais resultantes das podas e da limpeza de jardins, e os refugos os materiais rejeitados pelos crivos que andam em recirculação no processo, especialmente materiais lenhosos de grandes dimensões.

Quadro 1. Identificação dos substratos recomendados para mottes (M), tabuleiros de alvéolos (A), vasos (V) ou sacos de cultivo (SC) e do composto (CO).

Sigla	Materiais do substrato	Sigla	Materiais do substrato
M1	Produzido à base de tufa negra	V5	TL (68%), turfa mista, fibra de coco e argila
M2	Produzido à base de tufa negra	V6	C de casca de pinho, turfa, E animal e argila
A1	TL (60%) e TN (40%)	V7	TL, TN e fibra de coco (30%)
A2	TL (80%) e TN (20%)	SC1	Casca de pinho compostada e turfa
A3	TL (50%) e TN (50%)	SC2	Fibra de coco, casca de pinho e perlite
A4	TL (70%) e TN (30%)	SC3	C de materiais orgânicos e H de minhoca
V1	TN e perlite	CO PM	Composto de RO pouco maturado
V2	C de resíduos florestais e de jardins	CO M	Composto de RO maturado
V3	TL (70%) e TN (30%)	CO MM	Composto de RO muito maturado
V4	H de casca de pinho, turfa e E de equinos		

TL: Turfa loira. TN: Turfa negra. C: Composto. H: Húmus. E: Estrume. RO: Resíduos orgânicos

Os teores de humidade e de matéria seca (MS) foram determinados secando 40 a 50 g de material a 105ºC, até peso constante e o teor de MO determinou-se por calcinação das amostras a 560 ºC (Martinez, 1992). A matéria mineral (MM) foi calculada por diferença da matéria orgânica (MO) para o peso seco total. O carbono orgânico foi determinado foi determinado a partir da concentração da MO e da constante 1,8 (Gonçalves & Baptista, 2001).

Para a determinação da densidade aparente (do material seco) utilizou-se uma adaptação do método de De Boodt et al. (1974). A porosidade total (espaço poroso total) foi calculada com base na razão entre a densidade aparente e a densidade real de acordo com o método de De Boodt et al. (1974). Denominou-se por contracção de volume, a perda de volume experimentada pelo substrato, quando em condições normalizadas de humidade, foi sujeito a um processo de secagem, conforme proposto por Martinez (1992).

Para análise da composição granulométrica utilizou-se uma série de crivos com as medidas da malha (mm) seguintes: 40; 25; 16; 10; 5; 2; 1; 0,5; 0,25 e 0,125. A capacidade de retenção de água avaliou-se sujeitando as amostras de substrato humedecido a uma força de sucção determinada, até um máximo equivalente a uma coluna de água de 100 cm (≈ 10 kPa), limite a partir do qual se admite que as plantas cultivadas em substratos podem começar a sofrer restrição de crescimento. Os teores de ar e de água com o aumento da tensão aplicada, foram calculados de acordo com o método de De Boodt et al. (1974). O pH e a CE foram determinados de acordo com o método proposto por Gabriëls & Verdonck (1991), no extracto aquoso 1:2 (v/v). A capacidade de troca catiónica (CTC) determinou-se pelo método proposto por Harada & Inoko (1979) e o resultado expressou-se em relação à MS e à MO do substrato.

O azoto Kjeldahl foi determinado pelo método convencional sendo a digestão realizada com ácido sulfúrico. O azoto nítrico ($N\text{-}NO_3^-$) e azoto amoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) foram extraídos com uma solução de $CaCl_2$ e DTPA (Alt & Peters, 1993). O N amoniacal foi quantificado por destilação directa do extracto e o N nítrico por destilação após prévia redução com liga Devard. O N total foi calculado pelo somatório do N Kjeldahl com o N nítrico enquanto o N orgânico foi calculado pela diferença entre o N Kjeldahl e o N amoniacal.

Determinou-se o teor de nutrientes (P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Cu, Zn, Mn) e de metais pesados extraíveis (Pb, Cd), num extracto obtido com solução aquosa de $CaCl_2$ e DTPA (Alt & Peters, 1993). Para obtenção do extracto utilizou-se uma amostra contendo 25 g de matéria fresca, tomando em consideração o teor de humidade do material, a que se adicionaram 200 mL de solução extractante. Colocou-se em agitador de movimento transversal durante 1 hora e filtrou-se. A leitura do fósforo fez-se por colorímetria, o potássio e o sódio em fotometria de chama e os restantes nutrientes em espectrofotometria de absorção atómica.

4. Resultados e Discussão

O teor de MS dos substratos variou (com a excepção do substrato A1) entre 26% e 53% (Quadro 2). No entanto, foi muito superior no CO (76% - 83%), sendo necessário elevar o seu teor de humidade para o utilizar na formulação de substratos. Os substratos recomendados para mottes e para tabuleiros de alvéolos são constituídos por turfas, como tal, possuem valores muito elevados de MO, com variações entre 87% e 98% (Quadro 2) e os substratos recomendados para vasos, com a excepção do V2, possuem sempre mais de 75% de MO. O teor de MO do CO é inferior (53% - 71%) e diminui com o aumento do período de maturação. Se para manter as características físicas do composto é recomendável um longo período de maturação, este poderá não ser necessário para o crescimento de plantas que necessitem de um teor mais elevado de nutrientes disponíveis, o que pode ser conseguido, de forma gradual, com a degradação de alguma MO facilmente mineralizável, remanescente no CO menos maturado.

Quadro 2. Teores de matéria seca (MS, matéria orgânica (MO), pH, condutividade eléctrica (CE) e capacidade de troca catiónica (CTC) referente a 100 g de MS e a 100 g de MO de substratos comerciais para mottes (M), tabuleiros de alvéolos (A) vasos (V) e sacos de cultivo (SC) e do composto (CO). Valores das médias ± desvios padrão.

Substrato	MS (%)	MO (%, MS)	pH	CE (dS m^{-1})	CTC ($cmol_+ kg^{-1}$) MS	MO
M1	27 ± 0,0	89 ± 0,2	6,1 ± 0,02	0,57 ± 0,03	157 ± 5	177 ± 6
M2	30 ± 0,2	89 ± 0,1	5,6 ± 0,12	0,79 ± 0,03	140 ± 11	157 ± 12
A1	68 ± 1,3	87 ± 0,1	3,8 ± 0,06	0,19 ± 0,02	146 ± 11	167 ± 12
A2	39 ± 0,1	92 ± 0,1	5,8 ± 0,09	0,46 ± 0,01	98 ± 1	106 ± 0
A3	31 ± 0,1	98 ± 0,1	6,2 ± 0,05	0,70 ± 0,24	151 ± 8	155 ± 8
A4	26 ± 0,0	94 ± 0,7	5,1 ± 0,03	0,97 ± 0,02	142 ± 3	152 ± 3
V1	32 ± 0,2	94 ± 3,8	5,7 ± 0,08	1,52 ± 0,04	79 ± 10	84 ± 12
V2	53 ± 0,7	56 ± 1,5	7,2 ± 0,11	0,27 ± 0,05	55 ± 10	99 ± 20
V3	35 ± 1,1	85 ± 0,2	5,3 ± 0,04	0,91 ± 0,02	76 ± 3	89 ± 4
V4	44 ± 1,0	88 ± 0,2	6,2 ± 0,02	1,59 ± 1,19	58 ± 6	67 ± 7
V5	33 ± 0,7	86 ± 0,6	5,9 ± 0,09	0,66 ± 0,02	112 ± 8	130 ± 10
V6	41 ± 0,5	76 ± 1,1	6,8 ± 0,00	0,15 ± 0,00	66 ± 13	88 ± 16
V7	52 ± 1,4	77 ± 0,4	4,8 ± 0,10	1,13 ± 0,09	66 ± 3	86 ± 4
SC1	37 ± 0,7	72 ± 0,5	6,6 ± 0,13	0,33 ± 0,02	68 ± 5	94 ± 8
SC2	35 ± 0,3	86 ± 0,5	5,6 ± 0,22	0,37 ± 0,04	58 ± 3	68 ± 3
SC3	26 ± 1,0	86 ± 1,7	6,8 ± 0,02	0,18 ± 0,01	81 ± 6	93 ± 5
CO PM	76 ± 0,3	71 ± 1,1	8,5 ± 0,03	5,35 ± 0,43	53 ± 1	77 ± 2
CO M	79 ± 0,2	62 ± 1,9	8,5 ± 0,02	5,89 ± 0,34	52 ± 3	85 ± 8
CO MM	83 ± 0,2	53 ± 1,3	7,9 ± 0,04	9,53 ± 0,50	54 ± 3	94 ± 16

A generalidade dos substratos possui uma reacção neutra a ligeiramente ácida, sendo muito ácida nos substratos A1 e V7. Pelo contrário, o CO possui uma reacção alcalina (Quadro 2). Apesar da maioria das culturas crescer melhor com um pH variável entre 5,4 e 6,4 algumas culturas, com por exemplo, as azáleas e as hidranjas, preferem uma reacção mais ácida (Bailey et al., 2000). Por isso, é necessário conhecer o valor de pH ideal para cada espécie. No que respeita ao CO, verifica-se que durante o seu armazenamento, por um período

superior a 1 ano, ocorreu uma ligeira diminuição de pH, presumivelmente devido à nitrificação e à volatilização de amoníaco (NH_3).

A condutividade eléctrica (CE) da generalidade dos substratos (Quadro 2) é inferior a 1 dS m^{-1}. Por isso, é provável que estes substratos não causem prejuízos à germinação das sementes ou ao crescimento das raízes. Nos casos em que a CE é superior a 1 dS m^{-1} é provável que se deva ao facto de se adicionarem adubos aos substratos. Pelo contrário, o CO apresentou uma CE muito elevada, por isso, será necessário rejeitar materiais com elevado teor de sais no processo de compostagem do CO, designadamente alguns resíduos provenientes da restauração.

A capacidade de troca catiónica (CTC), em média, foi muito superior (Quadro 2) nos substratos para mottes e alvéolos (152 $cmol_+$ kg^{-1} MS), que possuíam uma MO mais humificada (devido à presença de turfa negra) do que nos recomendados para vasos (92 $cmol_+$ kg^{-1} MS) ou dos sacos de cultivo (85 $cmol_+$ kg^{-1} MS). Apesar de o CO possuir uma CTC semelhante à dos substratos dos sacos de cultivo quando esta se expressa em função da MO, o mesmo já não acontece quando se expressa em função da MS. Neste caso, o CO apresenta, em média, uma CTC de 53 $cmol_+$ kg^{-1} MS e os substratos dos sacos de cultivo de 69 $cmol_+$ kg^{-1} MS. A menor CTC no substrato está directamente relacionada com a necessidade de maior tecnologia de controlo da fertilização do produtor.

A densidade real (DR) reflecte a relação que existe entre o teor de MO e de MM, pelo que se justifica que apenas um substrato (V2) possua uma DR superior ao do CO porque possuía, também, um teor de MO inferior. A DR do CO aumenta com o tempo (resultados não publicados) porque aumenta a mineralização e assim o teor de cinzas, aumentando a relação entre a MM e a MO. O aumento da DR de um substrato encarece o transporte e exige maior esforço para a sua manipulação. A densidade aparente (DAp) foi sempre inferior ao limite de 0,4 (Quadro 3) recomendado por Reis (2007), e o espaço poroso total (EPT) ultrapassou (excepto no CO MM) o valor de 85% do volume total do substrato recomendado por Verdonck & Gabriëls (1992). O EPT variou entre 84% no CO MM (Quadro 3) e 94% nos substratos A1 e V7 que possuíam uma DAp mais baixa, o que se explica pelo facto dos valores destas duas características físicas serem inversamente proporcionais. A diminuição da porosidade do CO com a duração do período de maturação (tal como o aumento da DAp) explica-se pela compactação do composto nas pilhas ao longo do tempo.

A elevada contracção dos substratos recomendados para mottes e tabuleiros de alvéolos (39%) resulta destes possuírem um elevado teor de turfa negra (Quadro 3). A contracção média dos sete substratos recomendados para vasos foi 26% e a dos três substratos dos sacos de cultivo foi 23%. Em comparação com estes substratos, o composto apresenta uma contracção muito inferior (15%). Do ponto de vista do tamanho das partículas de um substrato, o mais adequado para permitir o fornecimento de água e suficiente arejamento, é normalmente um material com textura grosseira a média, com partículas entre 0,25 e 2,5 mm ou com um tamanho mínimo entre 0,5 e 1,0 mm (Reis, 2007). Nestes substratos (Figura 1), as partículas com dimensão superior a 2 mm aumentam de 26% para 37% e 45% (p/p) respectivamente dos substratos recomendados para mottes e alvéolos, para os recomendados para vasos e para os travesseiros, pelo contrário, as partículas de dimensão inferior a 0,5 mm diminuem de 30% para 28% e 22% respectivamente pela mesma ordem de substratos. O que se compreende porque à medida que aumenta o tamanho do recipiente, maiores podem ser as partículas.

Quadro 3. Densidade aparente (DAp), espaço poroso total (EPT), contracção (CTR), capacidade de ar (CAr), água facilmente utilizável (AFU) e água de reserva (AR) de substratos comerciais para mottes (M), tabuleiros de alvéolos (A) vasos (V) e sacos de cultivo (SC) e do composto (CO). Valores das médias ± desvios padrão.

Substrato	DAp	EPT (%, v/v)	CTR (%, v/v)	CAr (%, v/v)	AFU (%, v/v)	AR (%, v/v)
M1	0,14 ± 0,001	91 ± 0,1	46 ± 6,9	10 ± 5	32,2 ± 4,5	5,5 ± 0,6
M2	0,17 ± 0,006	89 ± 0,4	48 ± 0,6	15 ± 1	24,8 ± 1,4	4,6 ± 0,4
A1	0,09 ± 0,003	94 ± 0,2	21 ± 6,8	27 ± 5	33,5 ± 5,4	3,3 ± 0,7
A2	0,13 ± 0,001	91 ± 0,1	32 ± 5,4	27 ± 2	26,8 ± 0,8	5,4 ± 1,0
A3	0,12 ± 0,004	92 ± 0,3	39 ± 2,8	9 ± 5	33,2 ± 5,4	9,5 ± 4,1
A4	0,10 ± 0,006	93 ± 0,4	50 ± 3,4	3 ± 1	43,5 ± 1,8	9,4 ± 0,3
V1	0,16 ± 0,005	89 ± 0,3	33 ± 1,7	22 ± 4	25,9 ± 4,0	4,4 ± 0,3
V2	0,25 ± 0,012	86 ± 0,7	21 ± 3,7	27 ± 5	28,5 ± 3,8	3,4 ± 1,5
V3	0,10 ± 0,004	93 ± 0,3	29 ± 1,6	39 ± 20	24,6 ± 18,4	4,0 ± 0,7
V4	0,21 ± 0,003	86 ± 0,2	15 ± 1,8	22 ± 16	24,6 ± 14,5	3,3 ± 1,1
V5	0,12 ± 0,008	92 ± 0,5	31 ± 1,6	29 ± 4	21,5 ± 4,7	3,9 ± 1,6
V6	0,21 ± 0,005	87 ± 0,3	25 ± 5,7	42 ± 1	12,5 ± 1,4	2,8 ± 0,1
V7	0,09 ± 0,008	94 ± 0,5	26 ± 2,1	12 ± 14	47,0 ± 11,9	7,8 ± 0,8
SC1	0,18 ± 0,011	89 ± 0,6	20 ± 2,1	39 ± 6	18,8 ± 5,9	3,5 ± 0,7
SC2	0,15 ± 0,006	91 ± 0,4	23 ± 2,6	44 ± 10	14,8 ± 8,8	2,0 ± 0,2
SC3	0,14 ± 0,005	91 ± 0,3	27 ± 4,1	36 ± 1	14,5 ± 0,7	4,1 ± 0,1
CO PM	0,18 ± 0,003	90 ± 0,1	17 ± 1,7	43 ± 3	21,2 ± 1,8	1,4 ± 0,1
CO M	0,24 ± 0,009	86 ± 0,4	15 ± 3,5	35 ± 5	22,4 ± 3,5	2,3 ± 1,5
CO MM	0,30 ± 0,019	84 ± 1,0	12 ± 4,5	37 ± 2	19,2 ± 3,3	3,2 ± 0,7

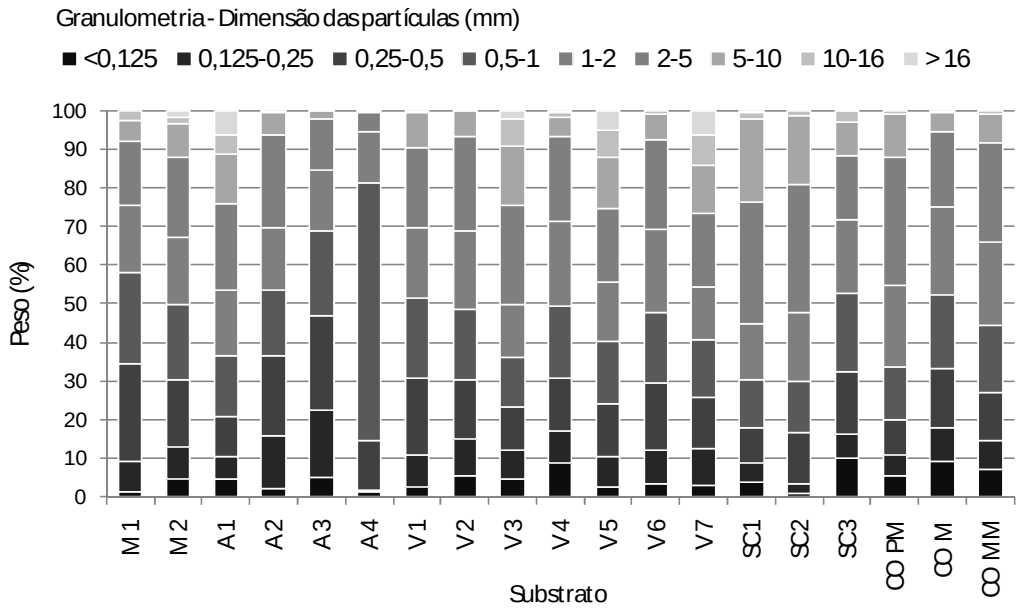


Figura 1. Distribuição granulométrica (% v/v) de substratos comerciais para mottes (M), tabuleiros de alvéolos (A) vasos (V) e sacos de cultivo (SC) e do composto (CO).

De Boot & Verdonck (1972) consideram que a capacidade para o ar (CAr) deve ser superior a 20% (v/v) do volume total do substrato. No entanto, este valor varia em função da finalidade a que se destina o substrato. Para a germinação e a propagação vegetativa a CAr pode variar entre 10 a 15% do volume do substrato, ou inferior, enquanto para o crescimento das plantas em estufa deve variar entre 15 e 25% e para culturas perenes este valor poderá ser superior a 25%. De acordo com Fonteno (1996) a CAr deveria ser 20% para vasos com 15 cm de diâmetro, 13% para vasos com 10 cm de diâmetro e inferior a 8% para alvéolos. A CAr foi igual ou inferior a 10% em três substratos para mottes ou alvéolos mas foi igual ou superior a

15% nos outros 3 substratos (Quadro 3). Nos substratos recomendados para vaso, com a excepção do V7, a CAr foi sempre superior a 20% e nos sacos de cultivo variou entre 35% e 43%. O CO apresentou uma CAr (25% e 46%) semelhante aos sacos de cultivo o que limita a sua utilização em substratos para mottes ou tabuleiros de alvéolos.

De acordo com de Boot & Verdonck (1972) a água facilmente utilizável (AFU) deve representar 20 - 30% do volume do substrato e a água de reserva (AR) 4 - 10%. Os valores de AFU são alcançados ou ultrapassados pela generalidade dos substratos, com a excepção do substrato V6 e dos sacos de cultivo. O CO (em média) com 21% de AFU e 2% de AR excede o valor mínimo apontado para AFU mas não o da AR. O volume para a água dificilmente utilizável (ADU) é superior a 43% nos substratos para mottes mas diminui para os restantes substratos sendo, em média, 32% para os que são recomendados para vaso e 31% para os sacos de cultivo. O CO apresenta valores variáveis entre 22% e 27% de ADU (Figura 2).

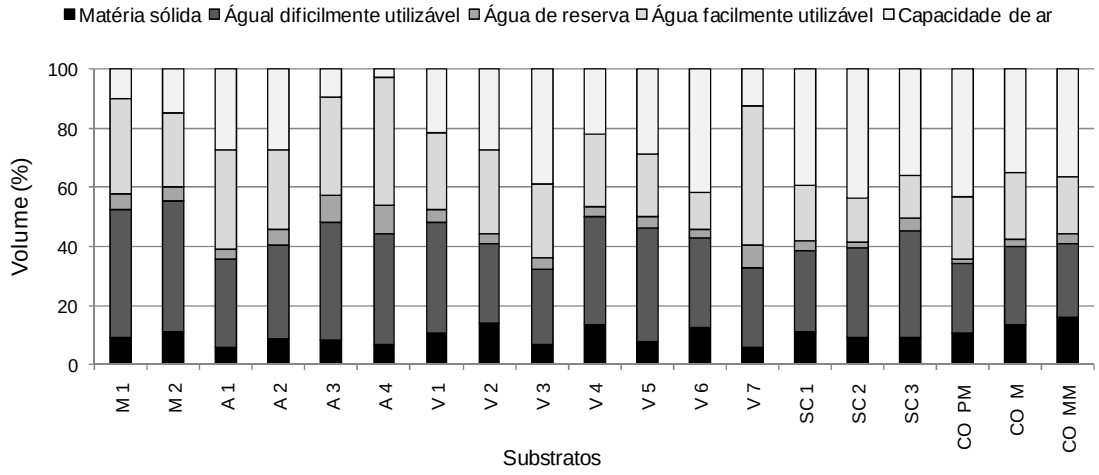


Figura 2. Capacidade de ar, disponibilidade de água e matéria sólida (%, v/v) de substratos comerciais para mottes (M), tabuleiros de alvéolos (A) vasos (V) e sacos de cultivo (SC) e do composto (CO).

A razão C/N (Quadro 4), em média, é superior nos substratos dos sacos de cultivo (44) do que nos substratos para vasos (39) ou para mottes e alvéolos (35). O valor mais elevado do substrato V6 (76) terá explicação na casca de pinheiro que é utilizada neste substrato. Em contrapartida, a razão C/N foi muito mais baixa no CO (11-13). A diminuição da razão C/N entre tipos de substratos, e entre estes e o CO, relaciona-se directamente com os respectivos teores de azoto (N). O N orgânico (Quadro 4), que representa a quase totalidade do N, aumentou ligeiramente para os substratos recomendados para mottes e alvéolos (14 g kg^{-1}), em comparação com os que são recomendados para vasos (13 g kg^{-1}) ou sacos de cultivo (10 g kg^{-1}). Em comparação com os substratos, o teor de N orgânico no CO foi muito superior (25 - 30 g kg^{-1}). A baixa razão C/N do CO resulta da baixa razão C/N da mistura dos materiais originais utilizados no processo de compostagem. Os resíduos da restauração, os detritos vegetais como as aparas de relva, ou os restos de vegetais dos mercados, por exemplo, são materiais frequentemente utilizados na produção do CO que possuem uma razão C/N muito baixa e que necessitam de ser misturados com materiais ricos em C para garantir uma compostagem eficiente e para minimizar a perda de N por volatilização, de que resultam prejuízos agronómicos e ambientais.

O teor de N nítrico ($N\text{-}NO_3^-$) é muito variável entre os substratos (Quadro 4), porque uns são fertilizados com doses variáveis de adubos azotados enquanto outros não são

suplementados com qualquer fertilizante mineral, ou são apenas com doses baixas de adubo de libertação controlada, como acontece com os substratos dos sacos de cultivo, que são fertilizados durante o crescimento da cultura por fertirrega. O CO, apesar de possuir um elevado teor de N orgânico e de N amoniacal, tem um teor de $N\text{-}NO_3^-$ relativamente baixo, provavelmente porque a nitrificação é reduzida por falta de humidade no composto e porque não é suplementado com qualquer fertilizante mineral.

Quadro 4. Razão C/N, e teores de N orgânico e N mineral. P e K (na matéria seca) de substratos para mottes (M), tabuleiros de alvéolos (A) vasos (V) e sacos de cultivo (SC) e do composto (CO). Valores das médias ± desvios padrão.

Substrato	C/N	N org. ($g\ kg^{-1}$)	$N\text{-}NH_4^+$ ($mg\ kg^{-1}$)	$N\text{-}NO_3^-$ ($mg\ kg^{-1}$)	P ($g\ kg^{-1}$)	K ($g\ kg^{-1}$)
M1	33 ± 0,5	14 ± 0,2	153 ± 9	748 ± 9	4,5 ± 0,1	22 ± 0,2
M2	35 ± 1,2	13 ± 0,5	447 ± 45	546 ± 9	4,6 ± 0,2	15 ± 0,1
A1	31 ± 0,2	15 ± 0,1	216 ± 1	183 ± 6	2,3 ± 0,1	5 ± 0,1
A2	39 ± 0,8	12 ± 0,3	205 ± 7	634 ± 7	2,4 ± 0,2	21 ± 0,1
A3	41 ± 0,7	12 ± 0,2	196 ± 8	634 ± 9	4,7 ± 0,1	22 ± 0,1
A4	31 ± 0,3	15 ± 0,1	190 ± 1	1490 ± 10	5,2 ± 0,1	27 ± 0,2
V1	26 ± 0,8	19 ± 0,2	74 ± 8	805 ± 8	7,6 ± 0,7	38 ± 0,8
V2	51 ± 2,7	6 ± 0,2	48 ± 5	51 ± 9	0,4 ± 0,1	26 ± 0,1
V3	37 ± 0,6	11 ± 0,2	390 ± 19	1468 ± 32	4,1 ± 0,1	28 ± 0,1
V4	29 ± 0,3	17 ± 0,1	98 ± 6	256 ± 15	0,4 ± 0,3	27 ± 0,2
V5	25 ± 0,3	18 ± 0,3	121 ± 14	1039 ± 14	9,7 ± 0,7	30 ± 0,4
V6	76 ± 1,0	5 ± 0,1	36 ± 6	33 ± 0	0,5 ± 0,1	22 ± 0,1
V7	30 ± 0,4	11 ± 0,1	1462 ± 10	1525 ± 8	1,7 ± 0,2	22 ± 0,3
SC1	41 ± 1,2	10 ± 0,2	119 ± 12	92 ± 7	0,5 ± 0,1	22 ± 0,1
SC2	42 ± 0,5	11 ± 0,1	78 ± 13	61 ± 8	1,2 ± 0,1	23 ± 0,1
SC3	49 ± 1,3	10 ± 0,2	59 ± 10	77 ± 10	0,4 ± 0,1	37 ± 0,2
CO PM	13 ± 0,1	30 ± 0,5	1355 ± 19	243 ± 2	7,0 ± 0,6	237 ± 0,5
CO M	12 ± 0,4	26 ± 0,2	1579 ± 11	206 ± 5	4,1 ± 0,4	244 ± 1,5
CO MM	11 ± 0,2	25 ± 0,1	1179 ± 15	298 ± 6	6,8 ± 0,2	278 ± 1,0

O teor de N amoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dos substratos é geralmente baixo. Pelo contrário, o teor de $N\text{-}NH_4^+$ do CO é muito elevado porque possui quantidades apreciáveis de MO facilmente mineralizavel e porque a amónia resultante da mineralização não é toda utilizada pelos microrganismos decompositores, para atacar o carbono potencialmente biodegradável ainda existente no CO, ou pelas bactérias nitrificantes, provavelmente, em ambos os casos, por falta de humidade no CO que é necessária ao desenvolvimento microbiano.

Os teores de fósforo (P) e de potássio (K) disponíveis nos substratos são muito variáveis, devido à composição dos materiais orgânicos e inorgânicos que incorporam e aos adubos utilizados para suplementar os substratos. Contudo, o teor de P (Quadro 4) tende a diminuir para os substratos recomendados para recipientes menores, enquanto o recíproco se verifica para o K. O teor de P do CO é ligeiramente superior ao da generalidade dos substratos, enquanto o de K é dez vezes superior, o que sugere que os materiais utilizados para produzir o CO sejam seleccionados tomando em consideração a composição em K, para que não se verifiquem desequilíbrios entre nutrientes no CO.

As variações nos teores de cálcio (Ca) e de magnésio (Mg) entre a generalidade dos substratos não é muito elevada (Quadro 5). Contudo, quando se comparam os substratos para recipientes de menor dimensão (mottes e alvéolos) com os substratos recomendados para vasos e para sacos de cultivo, há uma tendência para aumentar o teor de Ca e para diminuir o teor de Mg. Ao contrário do P e do K, os teores destes nutrientes (Ca e Mg) no CO são inferiores aos dos substratos. Este facto verifica-se com maior expressão para o Ca que é, aproximadamente, dez vezes inferior no CO do que na média dos substratos, apesar de possuir

um valor de pH superior. O que sugere que o elevado valor de pH do CO se deva à presença da amónia e não à presença de substâncias alcalinas ricas em cálcio como o carbonato de cálcio. O teor de sódio (Na) é muito variável entre os substratos (Quadro 5) mas não depende destes serem utilizados para recipientes de pequena ou grande dimensão. O teor de Na no CO é muito elevado sendo, por isso, um elemento limitante para a utilização do CO na formulação de substratos. Entre os materiais originais que veiculam o Na encontram-se os resíduos provenientes da restauração, o que confirma a sugestão apontada anteriormente de que os compostos para substratos deveriam resultar da compostagem de mais resíduos lenhosos dos jardins ou outros materiais com uma razão C/N mais elevada e uma salinidade mais reduzida.

Quadro 5. Teor de nutrientes (na matéria seca) de substratos comerciais para mottes (M), tabuleiros de alvéolos (A) vasos (V) e sacos de cultivo (SC) e do composto (CO). Valores das médias ± desvios padrão.

Substrato	Ca ($g\ kg^{-1}$)	Mg ($g\ kg^{-1}$)	Na ($g\ kg^{-1}$)	Fe ($g\ kg^{-1}$)	Cu ($mg\ kg^{-1}$)	Zn ($mg\ kg^{-1}$)
M1	40 ± 0,4	9 ± 0,1	7 ± 0,1	11 ± 0,1	487 ± 44	530 ± 17
M2	16 ± 0,4	18 ± 0,3	8 ± 0,1	7 ± 0,3	489 ± 69	296 ± 15
A1	19 ± 0,3	4 ± 0,1	2 ± 0,1	5 ± 0,1	145 ± 18	203 ± 10
A2	52 ± 0,8	11 ± 0,2	9 ± 0,1	12 ± 0,1	220 ± 54	243 ± 12
A3	32 ± 1,3	9 ± 0,2	7 ± 0,0	9 ± 0,1	404 ± 1	448 ± 15
A4	33 ± 0,9	30 ± 0,5	12 ± 0,1	10 ± 0,1	673 ± 46	385 ± 10
V1	51 ± 0,7	11 ± 0,3	15 ± 0,3	8 ± 0,2	243 ± 37	379 ± 14
V2	30 ± 0,6	8 ± 0,1	6 ± 0,1	13 ± 0,1	175 ± 23	544 ± 5
V3	49 ± 0,6	12 ± 0,1	9 ± 0,1	9 ± 0,5	281 ± 34	254 ± 13
V4	32 ± 0,5	8 ± 1,2	10 ± 0,1	7 ± 0,1	191 ± 1	302 ± 6
V5	49 ± 0,4	8 ± 0,2	7 ± 0,1	8 ± 0,2	277 ± 36	292 ± 21
V6	34 ± 0,8	10 ± 0,4	8 ± 0,1	15 ± 0,2	274 ± 29	469 ± 7
V7	24 ± 0,4	13 ± 0,2	9 ± 0,1	8 ± 0,1	559 ± 0	286 ± 9
SC1	42 ± 0,3	8 ± 0,1	5 ± 0,1	6 ± 0,1	208 ± 32	238 ± 12
SC2	42 ± 1,1	7 ± 0,2	5 ± 0,1	9 ± 0,1	227 ± 35	368 ± 14
SC3	67 ± 1,3	8 ± 0,1	16 ± 0,1	13 ± 0,4	559 ± 48	1454 ± 11
CO PM	6 ± 0,1	6 ± 0,1	139 ± 0,1	5 ± 0,1	112 ± 14	675 ± 16
CO M	4 ± 0,2	5 ± 0,1	131 ± 0,3	5 ± 0,1	94 ± 1	692 ± 13
CO MM	3 ± 0,1	6 ± 0,1	154 ± 0,5	5 ± 0,1	86 ± 7	597 ± 10

O teor de ferro (Fe) é pouco variável entre os diversos substratos (Quadro 5) e não depende da dimensão do recipiente para que são recomendados. Em média, o teor de Fe extraível no CO é aproximadamente metade daquele que se encontra nos substratos. O mesmo se verifica para o cobre (Cu) cujo teor no CO é inferior a um terço da que se verifica para a média dos substratos (Quadro 5), não existindo uma tendência explícita na variação do teor de Cu em função da dimensão do recipiente para o qual o substrato é recomendado. O teor de zinco (Zn) é pouco variável entre a generalidade dos substratos (Quadro 5), com excepção do substrato SC3, que possui um teor muito elevado neste nutriente. O teor de Zn do CO é um pouco mais elevado do que aquele que se verifica para a generalidade dos substratos, não devendo, contudo, constituir um factor limitante à sua utilização como componente dos substratos. O teor de Mn (resultados não publicados) é um pouco mais elevado no CO do que na generalidade dos substratos

Entre os metais pesados que não são micronutrientes das plantas, analisaram-se o chumbo (Pb) e o cádmio (Cd). Relativamente ao Cd extraível (pela solução aquosa de $CaCl_2$ e DTPA) não foi detectada a sua concentração em qualquer dos substratos ou no CO. O teor de Pb não foi detectado em algumas das repetições das amostras analisadas (resultados não publicados) e não difere significativamente entre os substratos analisados.

5. Conclusões

A análise comparativa entre o CO e os substratos analisados permitiu identificar como principais problemas, para a utilização do CO na composição de substratos, a sua baixa razão C/N, o seu baixo teor de humidade, o elevado valor de pH e de CE, e os teores muito elevados em $N\text{-}NH_4^+$, Na e K. Estes problemas poderão ser minimizados através da selecção dos materiais utilizados na compostagem, que deverão ser mais ricos em carbono e possuir menor salinidade, e através do aumento do teor de humidade durante o processo de maturação, evitando a secagem do material, para promover a mineralização da MO degradável remanescente e a nitrificação do NH_4^+. Devido às limitações apontadas, a incorporação do composto em substratos para sementeiras - mottes e tabuleiros de alvéolos - não é recomendável. Pelo contrário, poderá ser incorporado nos substratos para envasamento e para sacos de cultivo, em teores variáveis com a dimensão do recipiente e a cultura a que se destina, principalmente se for produzido com materiais orgânicos com uma razão C/N mais elevada. Nestas circunstâncias, com a melhoria da qualidade dos compostos, e a pressão para reduzir a exploração de turfa, é provável que cresça o seu aproveitamento para a produção de substratos.

6. Bibliografía

ALT, D., PETERS, I., 1993. Analysis of macro and trace elements in horticultural substrates by means of the $CaCl_2$/DTPA method. *Acta Hort.* 342:287-292.

BAILEY, D.A., NELSON, P.V., FONTENO, W.C., 2000. Substrates pH and water quality. North Carolina State University, Raleigh.

BURGER, D.W., HARTZ, T.K., FORISTER, G.W., 1997. Composted green waste as a container medium amendment for the production of ornamental plants. *HortSci.*, 32: 57-60.

DE BOODT, M., VERDONCK, O., 1972. The physical properties of the substrates in horticulture. *Acta Hort.* 26: 37-44.

DE BOODT, M., VERDONCK, O., CAPPAERT, I., 1974. Method for measuring the water release curve of organic substrates. *Acta Hort.* 37: 2054-2062.

FERMINO, M.H., 2002. O uso da análise física na avaliação da qualidade de componentes e substratos. Em: Furlani, A.M.C, et al. (Coords.): Caracterização, manejo e qualidade de substratos para a produção de plantas, pp. 29-37. Instituto Agronômico, Campinas

FONTENO, W.C., 1996. Growing media: types and physical/chemical properties. Em: Red, D.W. (Ed.) A Growers Guide to Water, Media, and Nutrition for Greenhouse Crops, pp. 93-122. Ball Publishers. Batavia.

GABRIELS, R., VERDONCK, O., 1991. Physical and chemical characterization of plant substrates: towards a European standardization. *Acta Hort.* 294, 249-259.

GONÇALVES, M.S., BAPTISTA, M. 2001. Proposta de regulamentação sobre qualidade do composto para utilização na agricultura. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, INIA, MADRP, Lisboa.

HARADA, Y., INOKO, A. 1979. The measurement of the Cation-Exchange Capacity of compost for the estimation of the Degree of Maturaty. *Soil Sci and Plant Nut.* 26:127-134.

KAMPF, A.N., 2000. Substrato. Em: Kampf, A.N. (Coord.) Produção comercial de plantas ornamentais. Agropecuária, Guaíba, Brasil.

MARTINEZ, F.X., 1992. Propuesta de metodología para la determinación de las propiedades físicas de los substratos. Actas de las I Jornadas de Substratos de la SECH 294, 55-65.

RAVIV, M., 1998. Horticultural uses of composted material. *Acta Hort.* 469, 225–234.

REIS, M., INÁCIO, H., ROSA, A., CAÇO, J., MONTEITO, A., 2000. Grape marc compost as an alternative growing media for greenhouse tomato. *Acta Hort.* 554:75-81.

REIS, M., 2007. Material vegetal e viveiros. Em: Mourão, I. (ed.) Manual de Horticultura no Modo de Produção Biológico, pp. 19-52. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima.

RIBEIRO H.M., ROMERO, A.M., PEREIRA, H., BORGES, P., CABRAL, F., VASCONCELOS, E., 2007. Evaluation of a compost obtained from forestry wastes and solid phase of pig slurry as a substrate for seedlings production. *Bioresour. Technol.* 98: 3294-3297.

RIBEIRO, H.M., VASCONCELOS E., SANTOS, J.Q. 2000. Fertilisation of potted geranium with a municipal solid waste compost. Bioresour. Technol. 73 : 247-249.

SCHIE, W. VAN., 1999. Standardization of substrates. Acta Hort. 481: 71-77.

SINGH, B.P., SINJU, U.M., 1998. Soil physical and morphological properties and root growth. Hort Science, 33: 966-971.

SPIERS, T.M., FIETJE, G., 2000. Green waste compost as a component in soilless growing media. Compost Sci. Util. 8, 19–23.

VAVRINA, C., 1995. Municipal solid waste materials as soilless media for tomato transplant. Proc of the Florida State Hortic. Soc. 108, 232–234.

VERDONCK, O. F., 1984. Reviewing and evaluation of new materials used as substrates. Acta Hort. 150: 155-160.

VERDONCK, O., DE VLEESCHAUWER, D., PENNINCK, R., 1983. Bark compost a new accepted growing medium for plants. Acta Hort. 133: 221-227.

VERDONCK, O., GABRIËLS, R., 1992. Reference method for the determination of physical and chemical properties of plant substrates. Acta Hort. 302: 169-179

WALLER, P.L., WILSON, F.N., 1984. Evaluation of growing media for consumer use. *Acta Hort.* 150: 51-58.

Eficiencia de un fertilizante mineral complejo NPK con lignosulfonato de cinc en cultivo de maíz

DEL CAMPO NOVALES, P.[1], EMBID FRANCO, A.[1], GIMENO PÉREZ, H.[1], GARCÍA-SERRANO, P.[1], BRANAS LASALA, J.[1], MARTÍN-ORTÍZ, D.[2], GÁRATE, A.[2]

[1]Fertiberia S.A.
[2]Dpto. de Química Agrícola, Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid

Resumen
En una amplia variedad de suelos, fundamentalmente neutros y básicos, la disponibilidad de cinc es mínima. En los suelos calizos de alto pH es donde se presentan mayores deficiencias de este nutriente. En este trabajo, se estudió la eficiencia de 2 fuentes de cinc en un abono complejo NPK sobre cultivo de maíz: Zn complejado por lignosulfonato y Zn añadido como sal de sulfato. El lignosulfonato es un polímero biodegradable que compleja cationes manteniéndolos disponibles para el cultivo. Se realizaron 2 ensayos de campo en cultivo de maíz comparando las fuentes de cinc a la dosis de 0,1% de cinc aportado con el NPK. En ambos casos, se obtuvo una mayor producción en los tratamientos que aportaron el Zn complejado por lignosulfonato. Asimismo, se realizó un ensayo de maíz en invernadero en el que se comparó un tratamiento de lignosulfonato de cinc al 0,1% con dos tratamientos de sulfato de cinc a dosis diferentes (0,1% y 0,5%). El NPK con lignosulfonato de cinc (0,1% Zn) produjo mayor peso seco y concentración de cinc en parte aérea con respecto al NPK con sulfato de Zn hexahidrato, independientemente de la dosis de sulfato de Zn empleada.

Palabras clave
Lignosulfonato, maíz, cinc, fertilización.

1. Introducción

La FAO estima en su informe "Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030" que para alimentar a la población mundial en 2030 habrá que incrementar la producción de alimentos por encima del 50%. Además del aumento de población mundial, conforme aumenta el nivel de renta de los países en desarrollo, se modifican sus hábitos alimenticios, demandando además, una mayor calidad y sofisticación en sus dietas.

La producción de alimentos en cantidad y calidad, considerando la limitación de los recursos naturales y de la superficie cultivable, requiere una fuente de nutrientes adicionales que los suelos no poseen y que sólo los fertilizantes minerales pueden proveer en las cantidades, formas y épocas, que las plantas requieren para el desarrollo de cada uno de sus estados fenológicos (CADAHIA, 2005).

Los fertilizantes son esenciales tanto para incrementar el rendimiento y calidad de las cosechas, como para mejorar la salud humana, ya que aportan elementos esenciales al cultivo que será base de una dieta equilibrada. Además, la aplicación de los mismos, dentro de un contexto racional y sostenible, mejora la fertilidad del suelo y contribuye a reducir la erosión al facilitar la formación de una cubierta vegetal protectora del suelo.

ALLOWAY (2008) estimó que la mitad de suelos en los que se cultivan cereales presentan deficiencias de cinc disponible para el cultivo. La nutrición de cinc es necesaria para las plantas. MAZÉ (1915) observó esta esencialidad de Zn por primera vez en maíz a comienzos del siglo XX. Tradicionalmente, la deficiencia de cinc en cultivos se ha mitigado adicionando sales inorgánicas como $ZnSO_4$ (NAYYAR & TAKKAR, 1980). El problema de esta aplicación es la falta de efectividad en zonas alcalinas por fijación del elemento en el suelo al formar especies insolubles (ARCE et al., 1992). Una alternativa para una corrección eficaz de esta deficiencia es el aporte de quelatos sintéticos. El problema de aplicar estos productos estriba en el alto coste de los mismos por lo que se recomienda su aplicación en cultivos de alto valor añadido (LUCENA, 2006). Unido a esto y como consecuencia de su permanencia en el suelo largos períodos de tiempo, su uso podría aumentar la lixiviación a horizontes inferiores del fertilizante (ÁLVAREZ et al., 1996). Una alternativa a este conjunto de productos sería la utilización de complejos naturales. Estos son moléculas, generalmente subproductos de la industria, más económicas que los quelatos sintéticos, que al formar un complejo más débil con el metal presentan menores riesgos de contaminación (JOYCE et al, 1988). Un ejemplo de estos complejos son los lignosulfonatos (LS). Los LS son subproductos de la industria de fabricación de pasta de papel. Son baratos y pueden ser utilizados como dispersantes, estabilizantes, emulsionantes, etc.

Los lignosulfonatos de Zn ya han sido estudiados como fertilizantes por varios autores: en suelos ácidos, los lignosulfonatos de cinc producían un aumento en maíz con respecto al tratamiento control (LÓPEZ-VALDIVIA et al., 2002). ÁLVAREZ et al. (2001) y GONZÁLEZ et al., (2008) comprobaron la escasa movilidad relativa del Zn-LS en comparación con Zn-EDTA en suelos calizos mediante columnas de lixiviación. Los lignosulfonatos de cinc suelen aplicarse en disoluciones nutritivas o a hojas de plantas (LUCENA, 2003). Mediante la incorporación de ZnLS en suelo aportado con el fertilizante mineral ha mostrado evidencias de ser válidos como fuente de Zn (MARTÍN-ORTÍZ, 2009b). En cosechas de maíz donde la deficiencia de cinc se observa en un estado inicial, suelen aplicarse cantidades cercanas a 25 kg de $ZnSO_4$ ha^{-1}. Así teóricamente, el aporte de Zn recomendado en forma complejada por lignosulfonato debería ser inferior ya que es aprovechado por el cultivo en una proporción superior.

2. Objetivos

El objetivo principal es la evaluación de un abono mineral NPK con Zn adherido, complejado por lignosulfonato, en cultivo de maíz mediante dos ensayos de campo y un ensayo en invernadero mediante:

- Comparación de diversas fuentes de Zn y cuantificación de la dosis de sal de Zn a suministrar para obtener los mismos efectos que los logrados mediante el aporte de Zn complejado por lignosulfonato al 0,1% de Zn.
- Evaluación de la movilización de Zn aportado en forma de sal o en forma complejada en el perfil del suelo.

3. Metodología

Para abordar los objetivos propuestos, se realizaron tres ensayos de maíz. Dos de ellos se llevaron a cabo en campo durante el ciclo completo de cultivo y posteriormente, se realizó un tercer experimento en invernadero para completar el estudio planteado inicialmente.

Los parámetros determinados fueron: producción de grano kg ha^{-1}), peso seco de la parte aérea de la planta (g) y de Zn en parte aérea y grano (mg Zn kg^{-1}). En los fertilizantes aplicados se determinó: la fracción de Zn disponible mediante el método de extracción propuesto por SOLTANPOUR & WORKMAN (1979) y la fracción de Zn total mediante extracción en medio ácido (Método 9.1 CE 2003/2003).

A) Ensayos de campo

Los dos experimentos de campo se realizaron durante el año 2007 abarcando el ciclo completo del cultivo.

Se realizó un ensayo agronómico de maíz de seis meses de duración en una parcela de Barrax (39º02'34'', N 2º11'08'' O, altitud 708 m), Albacete. La siembra se realizó en el mes de mayo y se cosechó en noviembre. El maíz plantado fue ciclo 700 corto (variedad NK Factor de Syngenta). Los datos climáticos se obtuvieron del Instituto Nacional de Meteorología (INM) (medias del ciclo de cultivo): temperatura 18 ºC; temperatura máxima 26 ºC; temperatura mínima 11 ºC; humedad relativa 58% y precipitación 15 mm. La pluviometría media de la zona era de 367 mm año. En este experimento la parcela se regó por aspersión durante todo el tiempo de cultivo. Se realizaron las labores típicas de la zona a lo largo del ciclo del cultivo. Previamente al desarrollo de los dos ensayos de campo, se realizó un análisis del suelo cuyos resultados se muestran en la Tabla 1.

Ambos suelos presentaron características similares; baja relación C/N, alcalinos, bajos en materia orgánica y altos en carbonatos. El suelo de Zaragoza presentó ligeramente mayor salinidad que el de Albacete.

Tabla 1. Análisis físico y químico del suelo de la parcelas de ensayo agronómico

Determinaciones	**Albacete**	**Zaragoza**
Textura	Franco arenoso	Franco arenoso
Conductividad ($mS.cm^{-1}$)	0,14	0,42
pH	8,22	8,23
Relación C/N	8,25	6,25
	%	
Materia orgánica	1,47	1,72
Nitrógeno total	0,10	0,16
Fósforo asimilable	0,05	0,04
	meq $100g^{-1}$	
Fósforo asimilable	0,05	0,04
Potasio de cambio	0,83	0,18
Magnesio de cambio	4,00	2,56
Calcio de cambio	23,31	29,66
Sodio de cambio	0,18	1,50

El diseño experimental de Albacete fue un split-plot con 4 sub-parcelas aleatorias por tratamiento. Las sub-parcelas fueron de 18x18 (324 m^2), con un total de 26 líneas, con separación de 0,69 m entre líneas, lo que supuso 99 plantas por línea y 2592 plantas por ensayo. La población de plantas por hectárea fue de 80000. Los tratamientos ensayados fueron NPK, NPK + $ZnSO_4$ (0,1% Zn) y NPK+ ZnLS (0,1% Zn). La dosis aplicada fue la misma para los tres tratamientos de 925 kg de abono ha^{-1} y se aplicaron 500 kg ha^{-1} de urea en cobertera para toda la parcela.

Paralelamente al ensayo anterior, se llevó a cabo un ensayo de campo en la localidad de Quinto de Ebro (41º25'32'' N, 0º31'00' O, altitud 199 m), Zaragoza. El diseño experimental (condiciones del ensayo y tratamientos) fue similar al ensayo de Albacete. El ensayo comenzó en mayo de 2007 con la aplicación del abonado de fondo y siembra del cultivo y finalizó en el mes de noviembre del mismo año con la cosecha de las sub-parcelas. Los datos climáticos medios (durante el ciclo del cultivo), se obtuvieron del Instituto Nacional de Meteorología (INM), fueron los siguientes: temperatura 19 ºC; temperatura máxima 26 ºC y temperatura mínima 13 ºC; humedad relativa 56 % y precipitación 27 mm.

El diseño experimental, número y tamaño de las subparcelas fueron muy similares al anterior. Los tratamientos NPK, NPK+$ZnSO_4$ (0,1% Zn) y NPK+ZnLS (0,1% Zn) fueron aplicados antes de la siembra a una dosis de 1000 kg ha^{-1}. La distancia entre líneas de cultivo fue de 0,69 m, y la población de plantas fue de aproximadamente 2600 por sub-parcela. Un mes después de la germinación se añadió urea en cobertera a una dosis de 500 kg ha^{-1}. La parcela experimental se regó durante toda la temporada. Las prácticas agrarias llevadas a cabo en el experimento fueron las que usualmente se realizaban en esa región para ese cultivo determinado.

B) Ensayo en invernadero

Tras los ensayos de maíz en campo se quiso evaluar si un aumento de hasta 5 veces la cantidad de cinc aportado como sal, podría obtener mejores resultados sobre el cultivo que la dosis de 0,1% de Zn complejado por lignosulfonato.

Para ello, se seleccionó una variedad de maíz (Zea mays L. cv PR5500) sensible a la carencia de Zn. El ensayo se llevó a cabo en suelo en invernadero del Departamento de Química Agrícola de la Universidad Autónoma de Madrid. El pH medido en el suelo fue 7,8 y el Zn disponible (AB-DTPA) fue de 0,4 mg Zn kg^{-1} de suelo (nivel bajo).

Las semillas de maíz germinaron y se sometieron a deficiencia de Zn durante 4 días. Al mismo tiempo, tiestos Riviera de 5 L se rellenaron con 4,5 kg de mezcla al 50 % de suelo:arena. Los tratamientos consistieron en la aplicación de 1,5 g de 4 fertilizantes; NPK, NPK+$ZnSO_4$ (0,1% Zn), NPK+$ZnSO_4$ (0,5% Zn) y NPK+ZnLS (0,1% Zn) en los 5 primeros cm de cada tiesto. Una vez cubierto el dispositivo con mezcla de suelo:arena se humedeció la superficie y se trasplantaron 5 plántulas de maíz a cada tiesto (3 tiestos por tratamiento dispuestos al azar). En la parte inferior de los tiestos se dispusieron 0,5 kg de grava para favorecer la aireación. Pasadas 3 semanas, tanto la parte aérea de las plantas como el suelo (a 10 y 20 cm de profundidad) fueron muestreados. Las determinaciones realizadas en este material fueron: peso seco, y las concentraciones de Zn en parte aérea de la planta. En el suelo muestreado a 10 y 20 cm se determinó el Zn disponible (SOLTANPOUR & WORKMAN, 1979) residual al finalizar el ensayo.

Para el tratamiento de resultados de los ensayos, se realizaron análisis de varianza (ANOVA) y en el caso de que a un nivel de confianza del 95% el valor de $P \leq 0,05$, se realizó el Test de Duncan (expresado mediante letras en las tablas de resultados).

4. Resultados

A) Ensayos de campo

En la Tabla 2 se muestran los resultados del ensayo de maíz en Albacete. Tanto en producción de grano como en contenido de Zn en parte aérea de las plantas se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos. Los mayores valores se obtuvieron en plantas fertilizadas con el producto NPK+ZnLS. Sin embargo, no se observaron diferencias de concentración de Zn en grano de maíz. Se comprobó que pese a no obtener mejoras en rendimiento de cosecha, el tratamiento de sulfato de cinc aplicado junto al NPK consiguió transportar mayor cantidad de Zn a la parte aérea que el tratamiento control.

Tabla 2. Resultados del ensayo de campo de Albacete. Valores seguidos de la misma letra no son estadísticamente significativos al nivel de significación del 5%

Tratamientos	Producción (kg ha^{-1})	Zn parte aérea (mg kg^{-1})	Zn grano (mg kg^{-1})
NPK	13666 ± 303 b	9 ± 1c	16 ± a
NPK+$ZnSO_4$	13680 ± 828 b	19 ± 2 b	17 ± a
NPK+ZnLS	16307 ± 221 a	28 ± 1 a	18 ± a

Los datos obtenidos en los tratamientos de NPK y NPK+$ZnSO_4$ coinciden con los resultados medios de la zona para dicha variedad, según el Boletín 73 de marzo de 2007 del Instituto Técnico Agronómico Provincial de Albacete (ITAP). Los datos obtenidos para NPK+ZnLS fueron superiores a la media de la zona para dicha variedad, según el citado boletín.

En la Tabla 3 se muestran los resultados del cultivo de maíz de Zaragoza. Pese a haber un aumento de producción de 1000 kg ha^{-1} del tratamiento de NPK+ZnLS con respecto a los otros dos, las diferencias de cantidad de grano obtenido en Quinto no llegaron a ser estadísticamente significativas entre tratamientos. El tratamiento de NPK+ZnLS produjo una mayor concentración de Zn en parte aérea. Sin embargo, no se obtuvo con este tratamiento una mejora significativa de concentración de Zn en grano respecto al tratamiento de NPK+$ZnSO_4$.

Tabla 3. Resultados del ensayo de campo de Zaragoza. Valores seguidos de la misma letra no son estadísticamente significativos al nivel de significación del 5%

Tratamientos	Producción (kg ha^{-1})	Zn parte aérea (mg kg^{-1})	Zn grano (mg kg^{-1})
NPK	15947 ± 352 a	23 ± 2 c	19 ± 3 b
NPK+$ZnSO_4$	15923 ± 532 a	42 ± 7 b	26 ± 4 ab
NPK+ZnLS	17229 ± 756 a	69 ± 5 a	30 ± 2 a

B) Ensayo en invernadero

La Tabla 4 muestra la concentración de Zn total y Zn disponible de los fertilizantes aplicados en el ensayo. El tratamiento NPK+ZnLS (0,1% Zn) pese a tener una menor cantidad de Zn presentó mayor cantidad de Zn disponible (SOLTANPOUR & WORKMAN, 1979).

Tabla 4. Concentraciones de Zn total y asimilable en fertilizantes. Cada columna representa las medias de tres repeticiones ± el error típico (n=3)

Tratamiento	Zn total (g Zn kg^{-1} NPK)	Zn disponible (g Zn kg^{-1} NPK)
NPK	198 ± 30	47 ± 9
NPK + $ZnSO_4$ (0,1%)	857 ± 50	357 ± 40
NPK + $ZnSO_4$ (0,5%)	4030 ± 130	609 ± 70
NPK + ZnLS (0,1%)	1500 ± 100	1080 ± 10

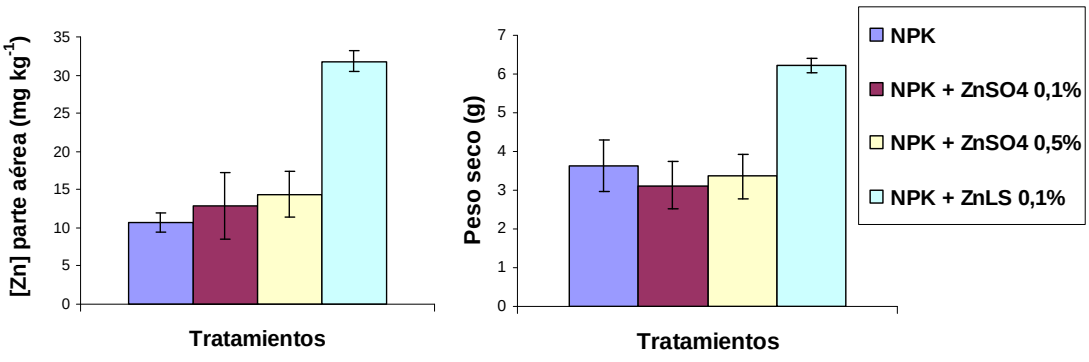
Por otro lado, en la Tabla 5, se muestran los resultados de concentración de Zn medidos en la parte aérea de las plantas tratadas. El tratamiento de NPK+ZnLS aportó Zn de una forma mucho más eficiente que el sulfato, incluso a dosis 5 veces superior de Zn en forma de sal no existiendo diferencias significativas entre los demás tratamientos.

Tabla 5. Concentración de Zn total en parte aérea de la planta para cada tratamiento. Valores seguidos de la misma letra no son estadísticamente significativos al nivel de significación del 5%

Tratamiento	Zn total (mg kg^{-1})
NPK	11 ± 1 b
NPK + $ZnSO_4$ (0,1%)	13 ± 4 b
NPK + $ZnSO_4$ (0,5%)	14 ± 3 b
NPK + ZnLS (0,1%)	32 ± 1 a

Sólo en la parte aérea de las plantas del tratamiento de NPK+ZnLS (0,1% Zn) estos tratamientos se encontraron niveles de Zn por encima del nivel óptimo (20 mg Zn kg^{-1} PS) establecido por JONES Jr. et al. (1991) para plantas de maíz a los 28 días de crecimiento.

Respecto al peso seco de la parte aérea del cultivo de maíz (Figuras 1 y 2), no existieron diferencias significativas entre los tratamientos en los que el Zn fue aportado como sulfato y el tratamiento control (NPK). Sin embargo, en plantas tratadas con NPK+ZnLS (0,1%) se observó un incremento del peso seco en la parte aérea, respecto a los tratamientos anteriores. A raíz de los resultados de peso seco y de concentración de Zn en parte aérea de la planta se concluyó que el producto NPK+ZnLS (0,1%) fue el producto más eficiente como fertilizante de Zn para las plantas de maíz.



Figuras 1 y 2. Peso seco y concentración de cinc en parte aérea de la planta mostrando barras de error típico

Por otra parte, los datos de Zn disponible medidos en 2 profundidades del suelo al término del ensayo (Figura 3) mostraron que la mayor concentración de Zn disponible se midió en la parte superior de los tiestos donde se aplicó NPK+ZnLS y sólo en estos tiestos se observó retención de Zn en la zona donde fueron aplicados los fertilizantes (primeros 5 cm). El Zn determinado en los tiestos fertilizados sin ninguna fuente de Zn (NPK) pudo provenir de las materias primas del fertilizante aplicado.

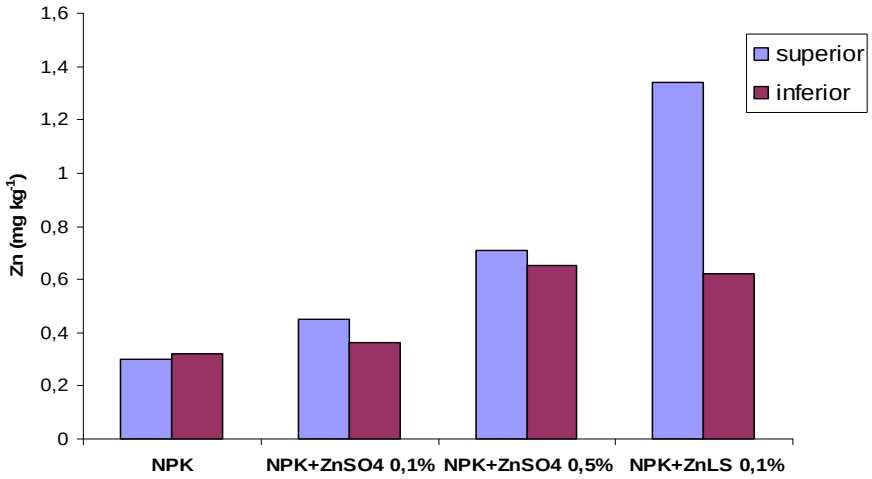


Figura 3. AB-DTPA Zn extraído al suelo al finalizar el ensayo a dos profundidades de los dispositivos experimentales

A la luz de los resultados obtenidos en la Figura 3, se comprobó cómo el tratamiento de NPK+ZnLS (0,1% Zn) mantuvo más Zn disponible en el suelo que el resto de tratamientos. Este dato coincide con los obtenidos por ÁLVAREZ et al. (1996) y MARTÍN-ORTÍZ et al. (2009b) en los que no observaron movilización de Zn a través de la columna de lixiviación para al aplicar ZnLS. Sin embargo, en horizontes inferiores comprobaron una mayor proporción de Zn procedente de $ZnSO_4$ lo que mostraba que la lixiviación de Zn estaba condicionada a la forma de aplicación del mismo (complejado o en forma de sal). Sin embargo, otros autores como GANGLOFF et al. (2006), no observaron movilización del Zn añadido como sulfato hacia horizontes inferiores del suelo.

5. Discusión

El Zn total en un fertilizante, no es un buen indicador de la eficiencia de Zn en los cultivos (SLATON et al., 2005) ya que no proporciona suficiente información acerca de sus posibilidades de absorción por la planta. Al incorporar Zn en un NPK la solubilidad del micronutriente puede disminuir debido a las interacciones fisicoquímicas entre ambos (MORTVEDT & GILKES, 1996). Por este motivo, se determinó el Zn disponible por AB-DTPA.

Por otra parte, al aplicar productos de Zn con NPK de forma granulada, se podrían producir reacciones adversas, que podrían influir negativamente en la disponibilidad del Zn para la planta. MORVEDT & GIORGANO (1969) compararon la eficiencia de varios extractantes químicos para intentar predecir la efectividad de Zn para maíz cuando se incorporaba el Zn a fertilizantes con macronutrientes. Estos autores concluyeron que una

extracción con AB-DTPA del Zn adherido al fertilizante podría dar indicios de su eficiencia como fuente de este elemento.

En el ensayo de maíz en suelo realizado en invernadero se obtuvieron diferencias significativas del tratamiento de NPK+ZnLS con respecto a los otros dos tratamientos en peso seco de parte aérea de la planta y en concentración de Zn en planta, lo que coincide con los resultados de los ensayos hidropónicos de trigo y maíz a pH alcalino realizados por MARTÍN-ORTÍZ et al. (2009a).

En los ensayos agronómicos expuestos, el ZnLS ha demostrado ser la fuente de Zn que produce un aumento de producción de grano. Sin embargo, no se obtuvieron diferencias en producción de grano del tratamiento de NPK+$ZnSO_4$ y NPK. En ensayos de trigo en campo en los que se aplicó Zn en forma de lignosulfonato (MARTÍN-ORTÍZ, 2009) se observó que pese a no haber diferencias en producción de grano, el ZnLS mostraba evidencias de ser una fuente adecuada de Zn en suelos calcáreos. En otros ensayos realizados en los que los que la fuente de Zn no fue acompañada de macronutrientes (GOOS et al., 2000), la disponibilidad de Zn para el cultivo fue superior cuando el Zn fue añadido complejado por humato-lignosulfonato frente al Zn aportado como sulfato. Finalmente, autores como CAKMAK (2008) recomiendan la aplicación de fertilizantes NPK enriquecidos con Zn, ya que ofrecen una rápida solución a la deficiencia de Zn en cereales.

6. Conclusiones

El NPK+ZnLS (0,1 % Zn) es un producto útil para aportar Zn en suelos calcáreos.

El Zn aportado mediante un complejo con lignosulfonato aporta más Zn a la planta que dosis 5 veces más elevadas de Zn adicionadas en forma de sulfato.

Los resultados obtenidos muestran que la aplicación de NPK+ZnLS en cultivos de maíz es una alternativa que produce mejoras respecto a la aplicación de enmiendas tradicionales de Zn ($ZnSO_4$) en condiciones calcáreas.

7. Bibliografía

ALLOWAY, B.J., 2008. Micronutrients and Crop Production: An Introduction. En: Alloway, B.J. XXVI. 1 pp, Springer Science + Business Media B.V.

ÁLVAREZ, J.M., NOVILLO, J., OBRADOR, A. y LÓPEZ-VALDIVIA, L.M., 2001. Mobility and Leachability of Zinc in Two Soils Treated with Six Organic Zinc Complexes. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 49, 3383-3840

ÁLVAREZ, J.M., RICO, M.I. y OBRADOR, A., 1996. Lixiviation and Extraction of Zinc in Calcareous Soil Treated with Zn-Chelated Fertilizers. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 44, 3383-3387

ARCE, J.P., STOREY, J.B. Y LYONS, C.G., 1992. Effectiveness of Three Different Zinc Fertilizers and Two Methods of Application for the Control of "Little Leaf" in Peach Trees in South Texas. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 23, 1945-1962

CADAHIA,C., 2005. Situación actual de la fertilización. Cultivos leñosos. *I Jornadas del Grupo de Fertilización de la SECH, Moncada (Valencia), Octubre*

CAKMAK, I., 2008. Enrichment of Cereal Grains with Zinc. Agronomic or Genetic Biofortification. *Plant and Soil*, 302, 1-17

GANGLOFF, W.J., WESTFALL, D.G., PETERSON, G.A. Y MORVEDT, J.J., 2006. Mobility of Organic and Inorganic Zinc Fertilizers in Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 37, 199-209*

GONZÁLEZ, D., OBRADOR, A., LÓPEZ-VALDIVIA, L.M. Y ÁLVAREZ, J.M., 2008. Effect of Zinc Source Applied to Soils on its Avaibility to Navy Bean. *Soil Science Society of America Journal, 72, 641-649*

GOOS, R.J., JOHNSON, B.E. Y THIOLLET, M.A., 2000. A Comparison of the Availability of Three Zn Sources to Maize (Zea mays L.) under greenhouse conditions. *Biology and Fertility of Soils, 31, 343-347*

JONES, J.B., Jr., WOLF., B. y MILLS, H.A., 1991. Plant analysis handbook. *Micro-Macro Publishing*

JOYCE, D.C., BELL, L.C., ASHER, C.J. y EDWARDS, D.G.,1988. Thermoplastic matrix controlled-release Zn fertilizers. Laboratory characterization. *Fertilizer Research*, 17, 235-250

LÓPEZ-VALDIVIA, L.M., FERNÁNDEZ, M.D., OBRADOR, A. y ÁLVAREZ, J.M., 2002. Zinc Transformations in Acidic Soil and Efficiency on Maize by Adding Six Organic Zinc Complexes. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50, 1455-1460

LUCENA, J.J., 2003. Fe Chelates for Remediation of Fe Chlorosis in Strategy I Plants. *Journal of Plant Nutrition*, 26, 1969-1984

LUCENA, J.J., 2006. Synthetic Iron Chelates to Correct Iron Deficiency in Plants. En: Barton., L., and Abadia, J. Iron Nutrition in Plants and Rhizospheric Microorganisms. (Eds) Springer. Dordrecht. 103-128

MARTIN-ORTIZ, D. 2009. Lignosulfonatos de Zn Adheridos en NPK como Fertilizantes en Cultivos de Trigo y Maíz. Tesis Doctoral, Madrid

MARTIN-ORTIZ, D., HERNANDEZ-APAOLAZA, L. y GARATE, A., 2009a. EEfficiency of a Zinc Lignosulfonate as a Zinc Source for Wheat (Triticum aestivum L.) and Maize (Zea Mays L.) Under Hydroponic Culture Conditions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57, 226-231

MARTIN-ORTIZ, D., HERNANDEZ-APAOLAZA, L. y GARATE, A., 2009b. Efficiency of a Zinc Lignosulfonate as a Zinc Source for Maize (Zea Mays L.). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57, 9071-9078

MAZÉ, P., 1915. Déterminatation des Elements Minéraux Rares Mécessaires au Développement du Mäis. *Comptes Rendus Hebdomadaires des Séances de L´acdémie des Sciences*, 160, 211-214

MORVEDT, J.J. Y GILKES, R.J., 1993. Zinc Fertilizers. In Zinc in Soils and Plants. Robson, A.D., and Mortvedt, J.J. (Eds.), Kluwer Academic Publisher. Washington D.C. pp 38-45

MORVEDT, J.J. Y GIORDANO, P.M., 1969. Extractability of Zinc Granulated with Macronutrient Fertilizers in Relation to its Agronomic Effectiveness. *Journal of Agricultural and Food Chemistry,* 17, 1272-1275

NAYYAR, V.K. Y TAKKAR, P.N., 1980. Evaluation of Various Zn Sources for Rice Grown on Alkali Soil. *Pflanzenarnaehr. Bodenkd*, 143, 489-493.

SLATON, N.A., GBUR Jr., E.E., WILSON Jr., C.E. Y NORMAN, R.J. 2005. Rice Response to Granular Zinc Sources Varying in Water-Soluble Zinc. *Soil Science Society of America Journal,* 69, 443-452

SOLTANPOUR, P.N. y WORKMAN, S., 1979. Modification of the NH_4HCO_3-DTPA Soil Test to Omit Carbon Black. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 11, 1411-1420

http://www.itap.es

http://www.fao.org

Efecto de la aplicación de compost de lodo de depuradora y residuo del arroz sobre el pH, nitrógeno, materia orgánica y las sustancias húmicas de un Luvisol cálcico dedicado al cultivo de cítricos

ROCA-PÉREZ, L.[1], GIL, C.[2], RAMOS-MIRAS, J.[2], SORIANO, A.[3], BOLUDA, R.[1]

[1]Departamento de Biología Vegetal. Universitat de València.
[2]Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería.
[3]Departamento de Producción Vegetal. Universidad Politécnica de Valencia

Resumen

Numerosos estudios ponen de relieve que la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo mejora sus funciones y su calidad; no obstante, en función de las características de los distintos tipos de enmiendas, se puede presentar un efecto diferente sobre las propiedades del suelo. Por ello, se requiere optimizar su manejo para evitar efectos nocivos sobre el sistema suelo-planta. En este trabajo se evaluó el efecto de la aplicación de compost obtenido con lodo de depuradora y residuo del arroz sobre el pH, nitrógeno, la materia orgánica (MOS) y las sustancias húmicas del suelo. El estudio fue llevado a cabo en un Luvisol cálcico dedicado al cultivo de cítricos situado en la población de Albal (Valencia). Se seleccionaron ocho parcelas experimentales aplicando, por duplicado, las siguientes dosis de compost 0, 6, 12 y 36 Mg ha^{-1}. Se muestreó el horizonte Ap1 (0-10 cm) y el Ap 2 (10-20 cm) y se realizó un seguimiento durante siete meses a partir de la aplicación del compost. En las muestras de suelo se determinaron los siguientes parámetros: pH, MOS, nitrógeno mineral, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos. Los resultados mostraron que el uso de este compost disminuyó el pH del suelo, e incrementó su contenido de MOS, nitrógeno total y sustancias húmicas a medida que se aumentó la dosis de enmienda aplicada. La dosis más efectiva fue de 36 Mg ha^{-1}. Estos resultados indican la viabilidad de la utilización de este tipo de compost como enmienda orgánica para suelos calcáreos de texturas finas. No obstante, es necesario estudiar otros aspectos como son la acumulación de metales pesados y/o la salinidad del suelo con objeto de obtener la dosis óptima que no conlleve riesgos medioambientales.

1.Introducción

El suelo es un elemento de los ecosistemas que juega un papel fundamental para el mantenimiento de la calidad ambiental. En este sentido, la materia orgánica del suelo (MOS) es muy importante para que el edafosistema cumpla esta función; su incremento tiene efectos beneficiosos ya que reduce la erosión, mejora las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo incrementando la productividad, mejorando la calidad ambiental y fijando parte del CO_2 atmosférico. Existen diversos factores que contribuyen a mantener bajos niveles de materia orgánica en los suelos; dentro de estos destaca las prácticas agrícolas tradicionales que provocan elevadas tasas de mineralización. Así pues, aumentar el contenido de la MOS en los agroecosistemas y áreas con suelos degradados es un objetivo clave para la protección del suelo y el mantenimiento de sus funciones. Por otro lado, la necesidad de reciclar residuos orgánicos y sus nutrientes, ha favorecido que en los últimos años se haya incrementado el uso de enmiendas orgánicas como el compost. Por todo ello, existe una necesidad imperiosa de

conocer los mecanismos que intervienen en la interacción compost-suelo-cultivo (BARRAL et al., 2009; ROCA-PÉREZ et al., 2009).

La aplicación de compost a suelos de cultivo proporciona ventajas más allá de los beneficios del incremento del contenido de la MOS, ya que también mejora las propiedades físicas, químicas y biológicas. En diversos estudios se ha investigado la influencia de la aplicación de una enmienda orgánica al suelo sobre el incremento o disminución del pH (CARAVACA et al., 2002; ERDEM y SÖZÜDOGRU, 2002; DE MELO et al., 2002; AGUILAR et al., 2003), el incremento de la MOS (PINAMONTI, 1998; VETTERLEIN y HÜTTL, 1999; KORBOULEWKY et al., 2002; FERNANDEZ et al., 2007; WEBER et al., 2007; HEMMAT et al., 2010) la composición de las sustancias húmicas, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos (FERNANDEZ et al., 2007; WEBER et al., 2007), el N y su mineralización (BOYLE y PAUL, 1999; CARAVACA et al., 2002; ERDEM y SÖZÜDOGRU, 2002; DROZD, 2003; ROTENBERG et al., 2005; AZEEZ y VAN AVERBEKE, 2010).

En el caso concreto de la aplicación de compost, elaborado con lodos de depuradora, sobre el sistema suelo-planta ha sido estudiado por numerosos autores (DE MELO et al., 2002; KORBOULEWSKY et al., 2002; FERNANDEZ et al., 2007; ROCA-PÉREZ et al., 2009; HEMMAT et al., 2010). Sin embargo, no existen trabajos en revistas científicas de ámbito internacional en las que se estudie el efecto de la aplicación, en campo, de compost elaborado exclusivamente con lodo de depuradora y residuo del arroz sobre los parámetros del suelo anteriormente mencionados.

2. Objetivos

El objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto de la aplicación de diferentes dosis de un compost, elaborado con lodo procedente de la depuradora de Pinedo y residuo del arroz del Parque Natural de la Albufera (Valencia), sobre el pH, nitrógeno, la MOS y las sustancias húmicas, en un Luvisol cálcico dedicado al cultivo de cítricos en la Huerta de Valencia.

3. Metodología

3.1. Área de estudio y muestreo

El estudio se realizó en una parcela dedicada al cultivo de cítricos ubicada en el municipio de Albal (Valencia), perteneciente a la comarca de L'Horta de València. El suelo de la parcela objeto de estudio fue clasificado como un Luvisol cálcico (FAO, 1998).

La parcela experimental fue dividida en 8 subparcelas (cuatro tratamientos repetidos dos veces), siendo las dimensiones de cada subparcela de 8,75 m x 7,5 m. El compost aplicado se elaboró a partir de lodo de depuradora y residuo del arroz, y cumplía las condiciones de un compost maduro para aplicación agronómica. Sus características se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Características del compost aplicado al suelo. Media ± Desviación Estándar. Todos los valores están expresados en peso seco.

Características	Compost
Color en muestra fresca	10YR 3/2 Pardo grisáceo muy oscuro
Humedad total (%)	32
pH (extracto acuoso 1:5)	7,5 ± 0,0
CE (extracto acuoso 1:5) (dS m^{-1}) *	5,29 ± 0,02

Materia Orgánica Total (%)	50 ± 1
Carbono Orgánico Oxidable (%)	21,4 ± 0,4
Nitrógeno total (%)	2,9 ± 0,1
Nitrógeno mineral (mg $100g^{-1}$)	627 ± 15
Nitrógeno amoniacal (mg $100g^{-1}$)	610 ± 14
Relación C/N	7,4
Fósforo (% P_2O_5)	3,7 ± 0,1
Potasio (% K_2O)	0,77 ± 0,02
Calcio (% CaO)	10,03 ± 0,04
Magnesio (% MgO)	1,07 ± 0,03
Sodio (% Na_2O)	0,18 ± 0,00
Hierro (mg kg^{-1})	19477 ± 1147
Manganeso (mg kg^{-1})	144 ± 3
Zinc (mg kg^{-1})	550 ± 26
Cobre (mg kg^{-1})	241 ± 4
Níquel (mg kg^{-1})	36 ± 1
Plomo (mg kg^{-1})	36 ± 4
Cadmio (mg kg^{-1})	2,8 ± 0,3
Cromo (mg kg^{-1})	158 ± 16
Lignina (%)	14
Celulosa (%)	21

* Conductividad eléctrica.

La dosis máxima de compost a aplicar se estableció en función de los resultados obtenidos a partir de la curva dosis-respuesta presentada en un trabajo previo (ROCA-PÉREZ et al., 2009). Los tratamientos aplicados fueron: Control (0 Mg ha^{-1} de compost en peso húmedo), T1 (6 Mg ha^{-1}), T2 (12 Mg ha^{-1}), T3 (36 Mg ha^{-1}).

En la Tabla 2 se presentan las principales características del suelo en el que se aplicó el compost. El suelo presenta una textura franco-arcillosa, es ligeramente básico, y su contenido en carbonatos es bajo. La conductividad eléctrica es ligeramente elevada 0,3 dS m^{-1}. El porcentaje de materia orgánica es ligeramente alto, para un suelo de cultivo, y la capacidad de intercambio catiónico es normal-alta según LEGAZ et al. (1995).

Tabla 2. Características físicas y químicas del suelo enmendado con diferentes dosis de compost. Media ± Desviación Estándar. Todos los valores están expresados en peso seco. Todos los valores están expresados en peso seco.

	Profundidad del horizonte	
	Ap1 (0-10 cm)	Ap2 (10-20 cm)
pH (H_2O)	8,00 ± 0,04	8,10 ± 0,06
pH (KCl)	7,60 ± 0,05	7,45 ± 0,30
$CaCO_3$ (%)	1,95 ± 0,02	2,30 ± 0,01
M.O. (%)*	2,78 ± 0,12	1,80 ± 0,29
CE 1:5 (dS m^{-1})**	0,31 ± 0,01	0,32 ± 0,02
CIC ($cmol^{+}$ kg^{-1})#	20,35 ± 2,42	19,38 ± 1,01
Arena (%)	42,40 ± 4,02	40,90 ± 2,52
Limo (%)	27,80 ± 2,10	28,10 ± 2,15
Arcilla (%)	29,80 ± 0,89	31,20 ± 2,04
Textura	Franco-arcillosa	Franco-arcillosa

* Materia orgánica

** Conductividad eléctrica.

Capacidad de intercambio catiónico

Se llevó a cabo un muestreo sistemático, tomando varias muestras de suelo cumpliendo una equidistancia de 2 m entre los puntos de muestreo. Las muestras se tomaron en el horizonte Ap a una profundidad de 0-10 cm (Ap1) y 10-20 cm (Ap2). Tras la aplicación del compost se tomaron muestras del suelo en intervalos de tiempo de 0, 11, 17, 28, 114 y 204 días.

3.2. Determinaciones realizadas en el suelo

La determinación de la humedad, pH, Materia orgánica, N total en el suelo se realizaron según los métodos oficiales de análisis (MAPA, 1994). El N mineral y amoniacal se determinó según KEENEY y NELSON (1982). Para la determinación del extracto húmico total, ácidos húmicos y fúlvicos se empleó el método basado en la utilización de pirofosfato sódico para extraer del suelo las sustancias húmicas, elaborado por BELCHIKOVA (1961).

4. Resultados y discusión

El pH es un parámetro de gran importancia para la fertilidad química del suelo ya que determina la solubilidad y disponibilidad de los elementos químicos contenidos en él pudiendo corregir, mediante su modificación, tanto deficiencias como toxicidades. Nuestros resultados mostraron que el pH disminuyó tras la aplicación del compost para los tres tratamientos en el horizonte Ap1 y Ap2 (Fig. 1), manteniéndose sin variaciones destacables durante el periodo de muestreo. Esta disminución fue más acusada en los tratamientos con mayor dosis aplicada (T2 y T3) en el horizonte superior. Resultados similares fueron obtenidos por CARAVACA et al. (2002), ERDEM y SÖZÜDOGRU (2002), DE MELO et al. (2002), AGUILAR et al. (2003) en estudios realizados con diferentes tipos de enmiendas orgánicas aplicadas a suelos distintos. Este hecho podría estar relacionado con los ácidos orgánicos liberados durante la mineralización de la MOS y liberación de electrolitos solubles a la solución del suelo (BLACK, 1993). Este resultado indica un efecto beneficioso de la aplicación del compost y sugiere que podría mitigar el problema de la clorosis férrica en suelos fuertemente calcáreos.

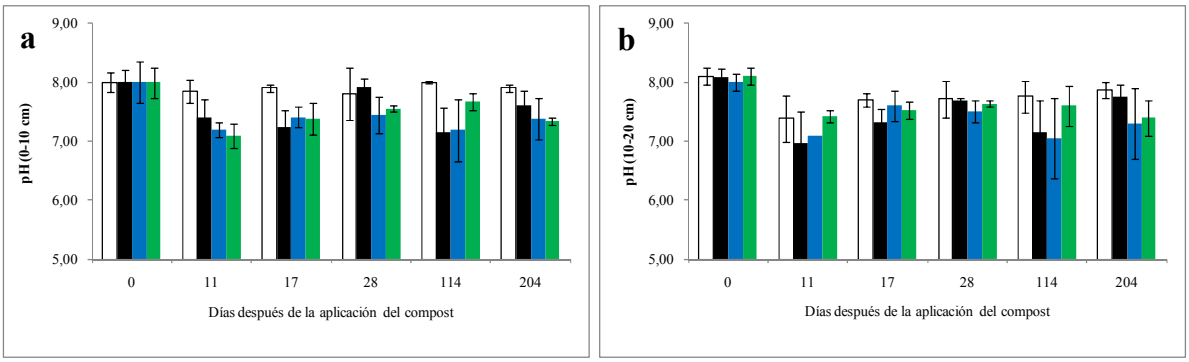


Figura 1. Evolución temporal del pH tras la aplicación del compost en el horizonte de 0-10 cm (a) y 10-20 cm (b) para los tratamientos control (blanco), T1 (negro), T2 (azul) y T3 (verde).

Como ya se ha indicado, es bien conocido que la aplicación de enmiendas orgánicas incrementa el contenido de materia orgánica del suelo (PINAMONTI, 1998; VETTERLEIN y HÜTTL, 1999; KORBOULEWKY et al., 2002; FERNANDEZ et al., 2007; WEBER et al., 2007; HEMMAT et al., 2010); sin embargo, es necesario estudiar el efecto de la dosis aplicada sobre el incremento de porcentaje de C en el suelo y la evolución de la MOS. En la Figura 1 se muestra la evolución de la MOS tras la aplicación del compost durante. Como se puede observar el contenido de materia orgánica aumentó en los tres tratamientos. Es particularmente destacable el efecto de la dosis T3 (36 Mg ha^{-1}), donde se pudo apreciar un aumento muy significativo respecto al de los otros tratamientos. También es interesante señalar que después de 28 días se produjo un descenso importante, mientras que en el resto de tratamientos se mantuvieron sin cambios destacables. Estos resultados son similares a los obtenidos por KORBOULEWKY et al. (2002), en un experimento de adición de compost

procedente de lodos de depuradora a suelos de viñedos. Esta rápida descomposición de la materia orgánica del suelo se puede deber al incremento de la biomasa microbiana y a un aumento de las tasas de mineralización durante el periodo siguiente a la aplicación del compost (PERUCCI, 1990). El efecto de la dosis de aplicación de distintas enmiendas orgánicas sobre el incremento del contenido de carbono orgánico en el suelos calcáreos ha sido estudiado por HEMMAT et al. (2010) concluyendo que el porcentaje de incremento de C orgánico del suelo fue mayor en las menores dosis de aplicación lo cual contrasta con los resultados obtenidos en este trabajo.

Los efectos beneficiosos de la incorporación MOS puede ser debidos a las sustancias húmicas y en mayor medida a los ácidos húmicos, estos contribuyen a la mejora de las propiedades físicas y químicas del suelo. Esta es la razón por la que se recomienda la aplicación de enmiendas orgánicas estabilizadas en los frágiles agroecosistemas Mediterráneos (FERNANDEZ et al., 2007).

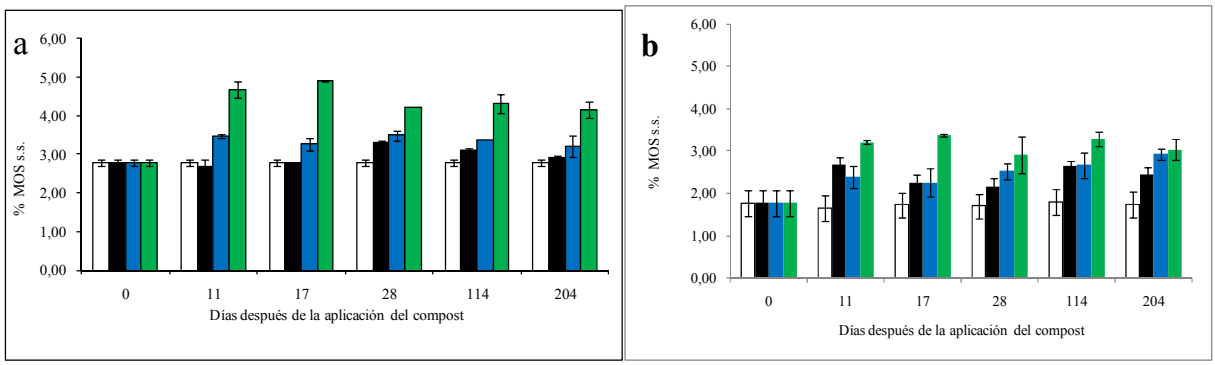


Figura 2. Evolución temporal de la MOS tras la aplicación del compost en el horizonte Ap1 (a) y Ap2 (b) para los tratamientos. Control (blanco), T1 (negro), T2 (azul) y T3 (verde).

Por otro lado, además del interés de incrementar la MOS y las sustancias húmicas del suelo, otro aspecto particularmente interesante en los últimos años, es evaluar la capacidad del suelo para fijar C a partir de residuos orgánicos mediante el aumento de la fracción orgánica recalcitrante. En la Figura 3, se muestran los resultados obtenidos sobre el contenido y evolución de sustancias húmicas en el suelo medido a partir del porcentaje de C presente en los extractos correspondientes. El primer hecho interesante es que inicialmente el suelo presentó mayor cantidad de ácidos fúlvicos y que tras la aplicación de compost se invirtió, incrementándose la cantidad de ácidos húmicos. Esto puede ser debido al aporte de una enmienda orgánica rica en este tipo de compuestos. En el horizonte superficial, el índice de polimerización (datos no mostrados) tendió a aumentar respecto al control como consecuencia de ése aumento de ácidos húmicos. Estos resultados son similares a los obtenidos tras la aplicación de compost elaborado con lodos de depuradora (FERNANDEZ et al., 2007) y compost procedente de plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos (WEBER et al., 2007), en ambos casos se observó que la aplicación al suelo del compost incrementó el contenido de ácidos húmicos y el grado de polimerización con respecto al suelo sin enmendar. En este sentido CHEN et al., 1997 (en WEBER et al., 2007) indica que un elevado índice de polimerización observado en un suelo enmendado con compost podría ser debido a la composición de sustancias húmicas del propio compost.

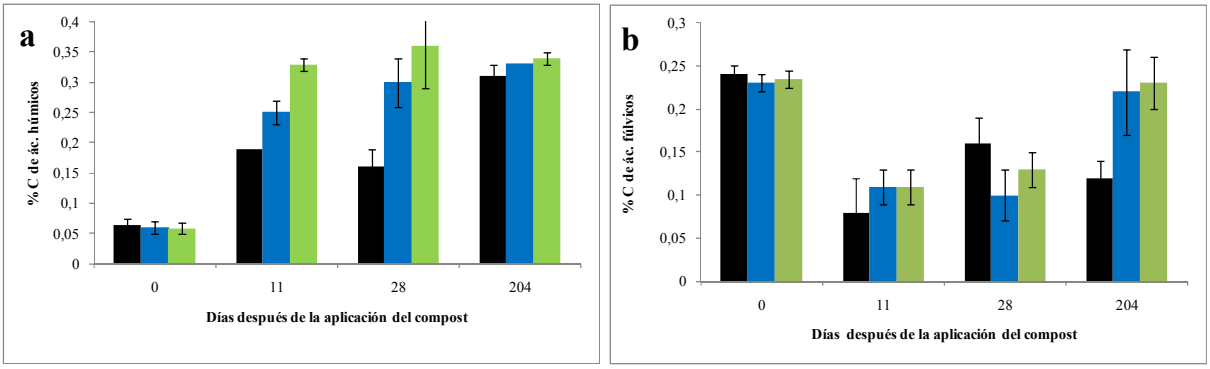


Figura 3. Evolución del % C de los ácidos húmicos y fúlvicos tras la aplicación del compost en el horizonte de 0-10 cm para los tratamientos T1 (negro), T2 (azul) y T3 (verde).

Para el caso del N total (Fig. 4) se observó, en general, un aumento de N en el suelo para los tres tratamientos realizados, siendo más pronunciado en el caso del T3. Otro hecho a destacar es que a partir del día 17 se observó una disminución generalizada, más acusada para el T3. Este hecho fue, muy posiblemente, debido al proceso de transformación de N orgánico en N mineral. En el horizonte Ap2 se puede apreciar que, tras la aplicación el compost, también se produjo un incremento del contenido en N total en todos los tratamientos, obteniéndose una diferencia significativa para el T3. Esto se debió a la mayor dosis de compost aplicada. Todos estos resultados son consistentes con los obtenidos por otros autores como CARAVACA et al. (2002), ERDEM y SÖZÜDOGRU (2002), y ROTENBERG et al. (2005).

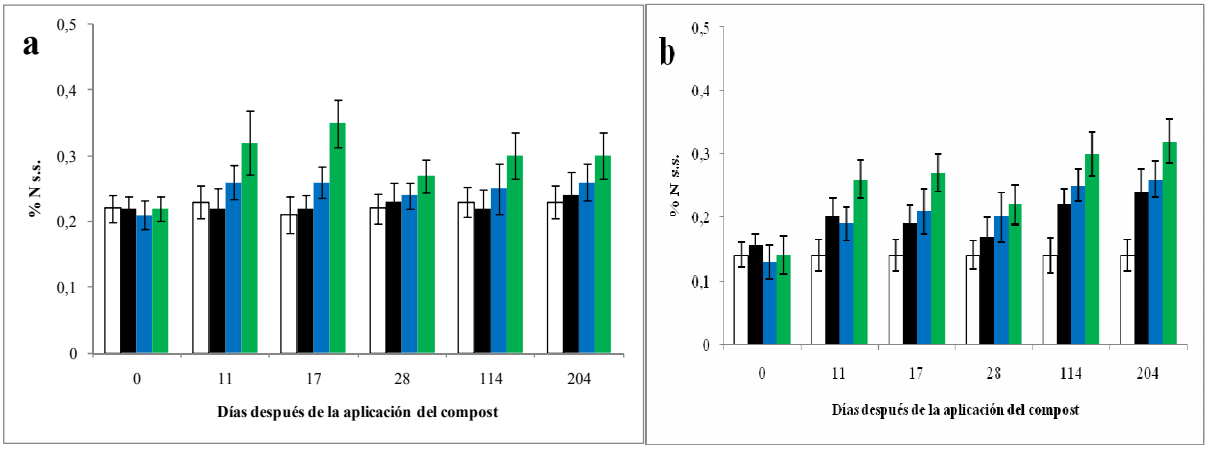


Figura 4. Evolución temporal del N total tras la aplicación del compost en el horizonte de 0-10 cm (a) y de 10-20 cm (b) para los tratamientos control (blanco), T1 (negro), T2 (azul) y T3 (verde).

Finalmente, el porcentaje de mineralización del N es normalmente alto pocas semanas después de la aplicación del compost, y decrece con el tiempo (BOYLE y PAUL, 1999; DROZD, 2003). Según KORBOULLEWSKY et al., (2002), el compost libera nitrógeno mineral principalmente en los primeros cuatro meses siguientes de la aplicación del compost. Mientras AZEEZ y VAN AVERBEKE (2010) en un estudio en el que aplicaron distintos estiércoles al suelo concluyeron que gran parte del N se liberaba en los primeros 30 días. En este trabajo, los resultados de la evolución temporal del contenido en N mineral después de la

aplicación del compost se muestran en la Figura 5. Podemos observar como hubo un incremento después de los 17 días de la aplicación debido a liberación de N inorgánico y a la mineralización de la MOS provocando una disminución del contenido de N mineral en ambos horizontes. El incremento fue más pronunciado para el horizonte Ap2, este hecho particular puede estar relacionado con la absorción por la planta y por la lixiviación de los nitratos formados, puesto que en ese período de tiempo se efectuaron varios riegos. Como se observa en la figura 5, la diferencia más significativa de la evolución del contenido de N inorgánico se produjo para los tratamientos T2 y T3. Este incremento del N mineral fue proporcional a la dosis de compost aplicada. Estos resultados, son similares a los obtenidos por KORBOULEWSKY et al. (2002) y sugieren que la época ideal para la aplicación de este compost coincidiría con la primavera.

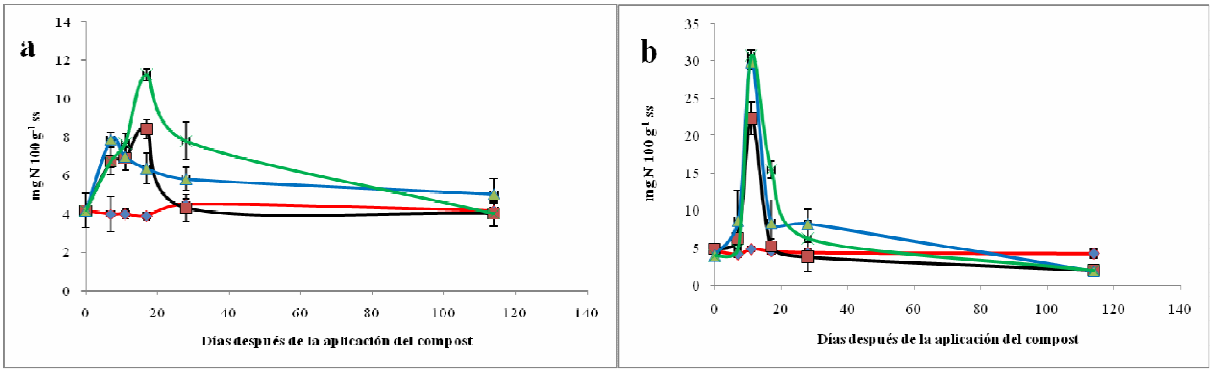


Figura 5. Evolución temporal del N mineral tras la aplicación del compost en el horizonte de 0-10 cm (a) y de 10-20 cm (b) para los tratamientos control (rojo), T1 (negro), T2 (azul) y T3 (verde).

5. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este trabajo indicaron que la aplicación de compost maduro elaborado con lodo de depuradora y residuo del arroz, sobre un Luvisol cálcico dedicado al cultivo de cítricos en Valencia, provocó una mejora de la calidad del suelo medida en parámetros de fertilidad química y nutricional (pH, MOS, sustancias húmicas, N total y N mineral). La magnitud de esos cambios para estas propiedades edáficas fue dependiente de la cantidad de compost aplicada. En general, los resultados obtenidos indicaron una respuesta directa e inmediata del suelo a la aplicación de esta enmienda orgánica, mostrando que la aplicación del compost provocó una disminución del pH y un incremento del contenido de materia orgánica, ácidos húmicos y N. Por otra parte, el seguimiento temporal de estas propiedades también indicó que estos efectos positivos están limitados en el tiempo por las tasas de mineralización de la materia orgánica en el suelo. La dosis más efectiva fue de 36 Mg ha^{-1}. Estudios posteriores deberán realizarse con objeto de evaluar el posible efecto de la aplicación reiterada del compost sobre otros atributos del suelo como la salinidad o la acumulación de elementos potencialmente peligrosos, así como sobre el contenido nutricional de la planta.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido subvencionado en parte por el Gobierno de España (proyectos MIMAN4.3-141-2005-2007 y MICINN CGL2006-09776).

7. Bibliografía

AGUILAR, M.A., GONZÁLEZ, P., ORDÓÑEZ, R., 2003. Utilización de compost de lodos de depuradora en olivar. Ed. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca. 98 pp. Sevilla.

AZEEZ, J.O., VAN AVERBEKE, W., 2010. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. *Biores. Technol.* 101, 5645–5651

BARRAL, M.T., PARADELOA, R., MOLDES, A.B., DOMÍNGUEZA, M., DÍAZ-FIERROS F., 2009. Utilization of MSW compost for organic matter conservation in agricultural soils of NW Spain. *Resour. Conser. Recycling*. 53, 529–534.

BELCHIKOVA, N., 1961. Rapid method of determining the humus composition of mineral soil. *Sov. Soil Sci*. 10, 75- 87.

BLACK, C.A., 1993. Soil testing and line requeriments. En: Soil fertility evaluation and control. 661-663. Lewis Publishers. USA.

BOYLE, M., PAUL, E.A., 1999. Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 99–103.

CARAVACA, M., BAREA, J.M., FIGUEROA, D., ROLDÁN, A., 2002. Assessing the effectiveness of mycorrhizal inoculation and soil compost addition for enhancing reafforestation with Olea europaea subsp. sylvestris though changes in soil biological and physical parameters. *Appl. Soil Ecol.* 20, 107-118.

CHEN, Y., INBAR, Y., CHEFEZ, B., HADAR, Y., 1997. Composting and recycling of organic waste. En: Rosen, D., Tel-Or, E., Hadar, Y., Chen, Y. (eds.), Modern Agriculture and the Environment. (Developments in Plant and Soil Sciences). 341–362. Kluwer Academic Publishers. London.

DE MELO, W.J., MARQUES, M.O., FERREIRA, M.E., PERUCA DE MELO, G.M., PERUCA DE MELO, V., 2002. Chemical properties and enzyme activity in a sewage sludge-treated soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 33, 1643-1659.

DROZD, J., 2003. The risk and benefits associated with utilizing composts from municipal solid waste (MSW) in Agriculture. En: Lynch, J.M., Schepers, J.S., Unver, I. (eds.), Innovative Soil–Plant Systems for Sustainable Agricultural Practices. 211–226. OECD. Paris.

ERDEM, N., SÖZÜDOGRU, S., 2002. Effect of brewery sludge amendments on some chemical properties of acid soil in pot experiments. *Biores. Technol*. 84, 271-273.

FERNÁNDEZ, J.M., HERNÁNDEZ, D., PLAZA, C., POLO A., 2007. Organic matter in degraded agricultural soils amended with composted and thermally-dried sewage sludges. *Sci. Total Environ*. 378, 75–80.

FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. Ed. FAO, ISRIC and ISSS. Rome.

HEMMAT, A., AGHILINATEGH , N., REZAINEJAD , Y., SADEGHI, M., 2010. Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. *Soil Tillage Res*. 108, 43–50.

KEENEY, D. y D. NELSON. 1982. Nitrogen-inorganic forms. In: Page et al. (eds.). Methods of Soils Analysis. Part 2. A. 2 ed. Agronomy 9. American Society of Agronomy. pp. 643-698. Madison.

KORBOULEWSKY, N., DUPOUYET, S., BONIN, G., 2002. Environmental risk of applying swage sludge compost to vineyards: Carbon, Heavy metals, Nitrogen, and Phosphorus accumulation. *J. Eviron. Qual.* 31, 1522-1527.

LEGAZ, F., SERNA, M.D., FERRER, P., CEBOLLA, V., PRIMO-MILLO, E., 1995. Análisis de hojas, suelos y aguas para el diagnóstico nutricional de plantaciones de cítricos. Procedimiento de toma de muestras. Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació. Generalitat Valenciana. 26. Valencia.

MAPA, 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Vol. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

PERUCCI, P., 1990. Effect of addition of municipal solid-wastes compost on microbial biomass and enzyme activities in soil. *Biol. Fertil. Soil*. 10, 221-226.

PINAMONTI, F., 1998. Compost mulch effects on soil fertility, nutritional status and performance of grapevine. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*. 51, 239-248.

ROCA-PÉREZ, L., MARTÍNEZ, C., MARCILLA, P., BOLUDA R., 2009. Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil–plant system. *Chemosphere* 75, 781–787.

ROTENBERG, D., COOPERBAND, L., STONE, A., 2005. Dynamic relationships between soil properties and foliar disease as affected by annual additions of organic amendment to a sandy-soil vegetable production system. *Soil Biol. Biochem*. 37, 1343-1357.

VETTERLEIN, D., HUTTL, R., 1999. Can applied organic matter fulfill similar functions as soil organic matter? Risk benefit analysis for organic matter aplication as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems. *Plant Soil*. 213, 1-10.

WEBER, J., KARCZEWSKA, A., DROZD, J., LICZNAR, M., LICZNAR, S., JAMROZ, E., KOCOWICZ A., 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biol. Biochem*. 39, 1294–1302.

Influência de compostados maturados da fracção sólida do chorume em combinação com um adubo mineral azotado no crescimento da alface em estufa

BRITO. L. M. [1], AMARO. A. L. [1], MOURÃO, I, [1], COUTINHO, J. [2]

[1] Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Refóios, 4990-706 Ponte de Lima, Portugal. E-mail: miguelbrito@esa.ipvc.pt
[2] C Química, DeBA, EC Vida e Ambiente, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, ap 1013, 5001-911 Vila Real, Portugal. E-mail: j_coutin@utad.pt

Resumo
Avaliou-se o efeito da aplicação de dois compostados da fracção sólida do chorume (FSC) da pecuária leiteira intensiva bem maturados, no crescimento e na acumulação de azoto (N) pela alface, no período do Outono-Inverno, através de uma experiência de campo numa estufa não climatizada, com 3 blocos e 4 colheitas. Cada bloco incluiu 9 tratamentos resultantes da estrutura factorial de dois factores: i) compostado (30 t ha^{-1}), com três níveis (sem compostado, e com a aplicação dos dois compostados diferentes da FSC); e ii) adubo mineral azotado (0, 90 e 180 kg N ha^{-1}). A produtividade da alface não variou significativamente com a aplicação do adubo mineral, provavelmente porque a alface foi precedida por uma cultura de tomate fortemente fertilizada. A quantidade de N mineral no solo (114 kg ha^{-1}) no inicio da experiência da alface, foi superior à quantidade de N acumulado (64-89 kg ha^{-1}) na cultura em qualquer dos tratamentos. Pelo contrário, a produção de alface e a acumulação de N aumentou de forma semelhante com a aplicação dos compostados, o que poderá sugerir outras vantagens, para além da disponibilidade de N, resultantes da sua utilização como correctivo orgânico do solo. Conclui-se que a aplicação dos compostados maturados da FSC pode ser recomendada com benefícios agronómicos para a horticultura intensiva e que a adubação mineral azotada deve ser reduzida em estufa, quando a cultura de alface sucede a outra cultura fortemente adubada.

Palavras-chave
Compostado, adubação azotada, matéria orgânica, mineralização.

1. Introdução

A utilização excessiva de adubos minerais de síntese preocupa o consumidor que revela um interesse crescente pela qualidade dos alimentos e pelo seu modo de produção (Sorensen, 1999), para além de ser uma das principais causas da contaminação das águas subterrâneas com nitratos (Ten Berge, 2002). Apesar da aplicação de fertilizantes minerais permitir disponibilizar nutrientes para as culturas de forma a obter produtividades dificilmente alcançadas apenas com recurso aos fertilizantes orgânicos (Jakse & Mihelic, 1999), estes últimos, particularmente no modo de produção biológico e em zonas onde exista restrição à aplicação de fertilizantes minerais, podem ser utilizados para aumentar fertilidade do solo, a disponibilidade de nutrientes e a produtividade das culturas. Contudo, a aplicação de compostados pode ser restringida devido a problemas de excesso de salinidade, fitotoxicidade, contaminação da cadeia alimentar e de poluição ambiental (Brito, 2001).

Em anos recentes, a separação entre a fracção sólida (FSC) e a fracção líquida do chorume tornou-se numa tecnologia com crescente utilização na gestão destes subprodutos da pecuária leiteira intensiva (Ford & Fleming, 2002), principalmente devido à melhoria que introduz nas propriedades de manuseamento, com as vantagens de se poder obter um compostado estabilizado de elevada qualidade (Brito et al., 2008). Contudo, a qualidade, o estado de maturação e o efeito deste tipo de compostado na fertilidade do solo e na produtividade das culturas tem de ser avaliado em combinação com a fertilização mineral.

2. Objectivos

Existe falta de resultados que comparem na mesma experiência, a resposta da cultura de alface simultaneamente à aplicação de adubos minerais e fertilizantes orgânicos. Neste trabalho, avalia-se o efeito de compostados maturados da FSC no crescimento e na acumulação de N pela alface, em combinação com a adubação mineral azotada, com o objectivo de estimar o contributo dos compostados para o crescimento da alface, e melhorar as recomendações de fertilização para a produção desta cultura.

3. Materiais e métodos

A resposta da alface (*Lactuca sativa* L, cv. Esperie) à aplicação de um adubo mineral azotado e de um fertilizante orgânico foi avaliada num Antrossolo Cumúlico Dístrico, de textura franco arenosa localizado na freguesia de Vairão do concelho de Vila do Conde numa estufa não climatizada, através de uma experiência de campo com 3 blocos e 4 colheitas realizadas aos, 21, 42, 63 e 84 dias após a plantação. Cada bloco incluiu 9 tratamentos diferentes resultantes da estrutura factorial de dois factores: i) compostado (30 t ha^{-1}), com três níveis (sem compostado, e com a aplicação dos dois compostados diferentes da FSC); ii) adubo mineral azotado (0, 90 e 180 kg N ha^{-1}).

O adubo mineral (diluição calcária de nitrato de amónio com 20,5% de N, sem Mg) foi aplicado um terço em fundo e dois terços em cobertura (duas semanas após a plantação). Os compostados orgânicos resultaram da compostagem da FSC da pecuária leiteira intensiva, em pilhas estáticas com um reduzido número de revolvimentos, colocadas sobre uma tela de cobertura do solo e cobertas com um tecido de polipropileno geotextil (Toptex). Os compostados incluíram um compostado maturado, com 1 ano de idade (C), e um compostado muito maturado, com a idade de 2 anos (CM).

Utilizaram-se as normas europeias (EN-Soil improvers and growing media, 1999) para a determinação das principais características do compostado. O azoto mineral, após extracção com KCl 2 M (1:5), foi determinado por espectofotometria de absorção molecular. A concentração de carbono foi calculada pela fracção entre a concentração da matéria orgânica e a constante 1,724 (factor Van Bemmelen) para os solos, ou a constante 1,8 (Gonçalves & Baptista, 2001) para os compostados. A mineralização líquida aparente do N do compostado foi obtida pela seguinte razão: (N acumulado na alface tratada - N acumulado na testemunha - N mineral do compostado no inicio da experiência) / N orgânico do compostado.

As alfaces foram transplantadas em Novembro, com o compasso de 0,2 x 0,3 m, em talhões constituídos por 5 linhas (1,0 m de largura e 5,4 m de comprimento). Em cada talhão colheram-se 6 plantas, 21, 42, 63 e 84 dias após a sementeira, para determinação do peso das plantas. A determinação do peso seco realizou-se após secagem a 65ºC durante três dias e a concentração de N na matéria seca das folhas foi analisada pelo método Kjeldahl. A

comparação dos resultados entre tratamentos, para cada data de colheita, realizou-se através da análise de variância, e da menor diferença significativa entre médias dos tratamentos (P <0,05) recorrendo-se ao programa SPSS v.15.0.

4. Resultados

Algumas das características dos compostados da FSC e do solo utilizado nesta experiência encontram-se no Quadro 1. Os compostados possuíam apreciáveis teores médios de cálcio (24 g kg^{-1}), fósforo (7 g kg^{-1}), magnésio (7 g kg^{-1}) e potássio (2 g kg^{-1}) sem variações relevantes entre compostados.

Quadro 1. Características do solo experimental e dos compostados da fracção sólida do chorume (FSC) maturado (C) e muito maturado (CM) no início da experiência. ($\bar{x} \pm \sigma$, n=5)

Parâmetro	Unidades	Solo	C	CM
Humidade	(%)	68	71,1±4,4	75,9±2,6
pH		5,7±0,1	8,9±0,5	7,6±0,2
Condutividade eléctrica	(dS m^{-1})		0,4±0,2	0,9±0,3
Matéria orgânica (MO) *	(g kg^{-1})	37±1	765±32	761±17
Azoto total (N) *	(g kg^{-1})	2,1±0,1	32±1	30±2
Razão C/N		8,9±0,7	14,1±0,6	12,9±0,3
Azoto amoniacal	(mg kg^{-1})	6±4	22±5	21±11
Azoto nítrico	(mg kg^{-1})	51±9	168±17	718±30

* Teor referente à matéria seca

O crescimento mais rápido da alface verificou-se entre 42 dias e 84 dias após a plantação (figura 1). Na última colheita (figura 2) não se verificaram diferenças significativas de produção com a aplicação de N mineral, nem se verificou uma interacção significativa entre ambos os tipos de fertilizantes. Contudo, a produção aumentou significativamente com a aplicação dos compostados da FSC sem variar entre a aplicação do compostado mais e menos maturado. O peso seco da alface também não variou significativamente com a aplicação de N mineral mas aumentou com a aplicação de compostado em comparação com o solo sem compostado, nos tratamentos que incluíram o adubo mineral azotado (quadro 2). O teor de MS e o teor de N na MS da alface foi semelhante em todos os tratamentos (quadro 2).

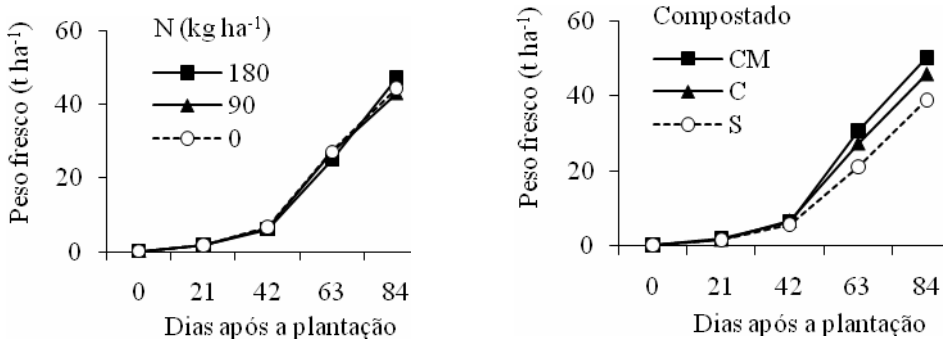


Figura 1. Peso fresco (t ha^{-1}) da alface ao longo de 84 dias após a plantação. Os tratamentos incluem três níveis de N mineral (0, 90 e 180 kg ha^{-1}) em combinação com solo sem compostado (S), e solo com um compostado da FSC (30 t ha^{-1}) maturado (C) e muito maturado (CM).

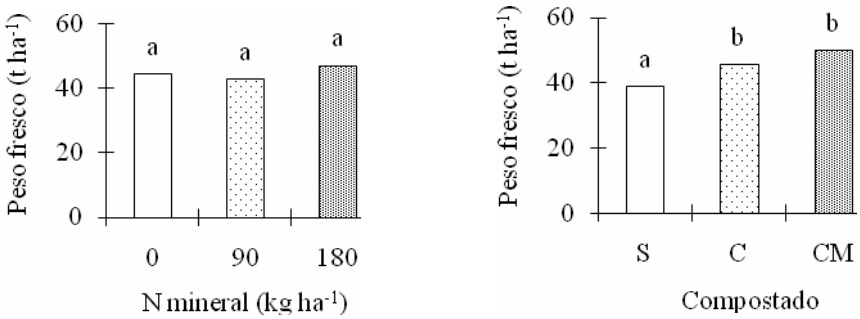


Figura 2. Peso fresco (t ha^{-1}) da alface na colheita final. Os tratamentos incluem três níveis de N mineral (0, 90 e 180 kg ha^{-1}) em combinação com solo sem compostado (S), e solo com um compostado da FSC (30 t ha^{-1}) maturado (C) e muito maturado (CM). Letras diferentes por cima das barras indicam diferenças significativas entre tratamentos (P <0,05).

Quadro 2. Peso seco (t ha^{-1}), teores de matéria seca (MS) e de azoto (N) na alface na colheita final. Os tratamentos incluem três níveis de N mineral (0, 90 e 180 kg ha^{-1}) em combinação com solo sem compostado (S), e solo com um compostado da FSC (30 t ha^{-1}) maturado (C) e muito maturado (CM).

N mineral (kg ha^{-1})	**0**			**90**			**180**			**MDS**
Compostado	**S**	**C**	**CM**	**S**	**C**	**CM**	**S**	**C**	**CM**	
PS (t ha^{-1})	1,7	1,8	1,9	1,6	2,0	2,1	1,7	2,1	2,2	0,3
MS (mg kg^{-1})	**42**	**42**	**40**	**44**	**44**	**43**	**43**	**42**	**41**	**4**
N (mg kg^{-1})	40	39	40	39	40	39	40	41	41	2

MDS = Menor diferença significativa (P <0,05) entre tratamentos

No final da experiência, a acumulação de N aumentou com a dose mais elevada de N mineral (180 kg ha^{-1}) e com a aplicação de ambos os compostados (figura 3). No entanto, este aumento verificado na acumulação de N na alface com o adubo mineral não esteve associado a um aumento significativo de produção, ao contrário do sucedido com a aplicação dos compostados.

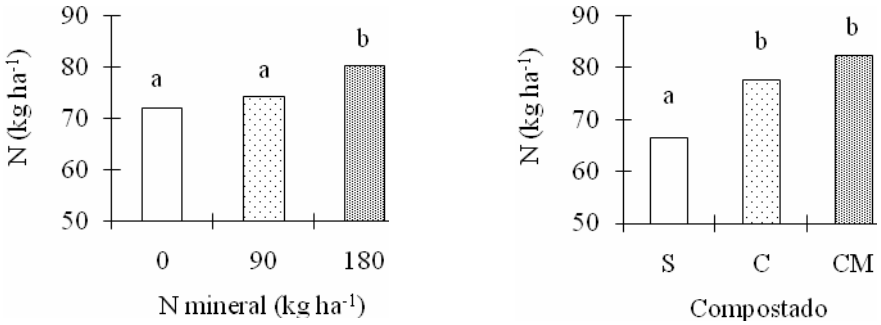


Figura 3. Acumulação de N (kg ha^{-1}) na alface na colheita final. Os tratamentos incluem três níveis de N mineral (0, 90 e 180 kg ha^{-1}) em combinação com solo sem compostado (S), e solo com um compostado da FSC (30 t ha^{-1}) maturado (C) e muito maturado (CM). Letras diferentes por cima das barras indicam diferenças significativas entre tratamentos (P <0,05).

5. Discussão

O pH alcalino dos compostados poderá ter sido benéfico para o solo que apresentava uma reacção ácida. Os compostados apresentavam um valor de CE muito inferior ao valor de 3 dS^{-1} referido por Soumaré et al. (2002) como limite para um compostado ser aplicado ao solo como correctivo orgânico. Os compostados possuíam um elevado teor de MO e de N total e o compostado mais maturado apresentava um teor de N nítrico muito elevado (quadro

1). A razão C/N dos compostados era baixa, indicando que o carbono orgânico estava bem estabilizado. Deste modo, estes compostados não apresentavam, aparentemente, prejuízos para a sua aplicação ao solo. Considerando o teor de matéria seca do compostado e a concentração de N na sua matéria seca (quadro 1) pode-se concluir que a aplicação ao solo destes compostados pode ser recomendada até doses de 20 t ha^{-1}, sem prejuízo de se ultrapassar a dose máxima de aplicação de azoto orgânico (170 kg/ha), de acordo com o código das boas práticas agrícolas para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola (MADRP, 1997).

A taxa de mineralização do N orgânico dos compostados não foi considerada, em virtude do teor de N mineral do solo antes da fertilização (aproximadamente, 114 kg ha^{-1}) ter sido superior ao N acumulado na alface, que variou entre um valor mínimo de 64 kg ha^{-1} no tratamento sem compostado e 90 kg ha^{-1} de N mineral e um valor máximo de 89 kg ha^{-1} no tratamento com o compostado mais maturado e 180 kg ha^{-1} de N mineral.

Os resultados observados nesta experiência estão de acordo com Pavlou et al. (2007). Estes autores verificaram que o efeito dos fertilizantes, no crescimento da alface, foram mais evidentes na cultura de Primavera tardia que se realizou com a maior duração e intensidade de radiação, enquanto a resposta da alface quer aos fertilizantes minerais, quer aos orgânicos, foi menor na estação do Outono, que limitou a absorção de N independentemente da sua disponibilidade no solo.

Apesar do Programa de Acção para a Zona Vulnerável n.º 1, área de protecção do aquífero livre entre Esposende e Vila do Conde (MADRP, 2003) fixar a quantidade máxima de 75 kg ha^{-1} para cultura forçada de alface e de 100 kg ha^{-1} para a cultura ao ar livre no período do Outono-Inverno, valores que são inferiores à do manual de fertilização das culturas do Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, que recomenda 130 kg ha^{-1} para uma produtividade de 40 t ha^{-1}, este estudo demonstra que o N mineral disponível no solo, em condições de estufa, após uma cultura de Primavera-Verão, pode ser suficiente para satisfazer as necessidades da cultura de alface de Outono-Inverno.

Em situações em que não se justifica aplicar adubo mineral, como aconteceu nestas condições, poderá recomendar-se a aplicação de compostados da FSC bem maturados, e uma forte redução de adubo azotado em comparação com as doses mais elevadas regularmente praticadas para a alface em estufa. Acresce que a fraca radiação de Inverno e a forte disponibilidade de N mineral no solo podem resultar num aumento no teor de nitratos na alface o que não é desejável pelo consumidor.

6. Conclusões

As recomendações de fertilização mineral azotadas para a cultura de alface no período do Outono/Inverno, em condições de baixa temperatura e fraca radiação solar, devem ser revistas. Principalmente quando a cultura da alface sucede na rotação uma cultura que tenha sido fortemente adubada. Neste caso, é conveniente estimar a quantidade de N mineral existente no solo que fica disponível para a cultura de alface, a qual, é pouco exigente em N quando cultivada no Inverno.

A aplicação dos compostados da FSC bem maturados pode ser recomendada até doses de 20 t ha^{-1} porque contribuiu para aumentar a produção de alface, provavelmente em consequência dos seus efeitos benéficos para a fertilidade física, química e biológica do solo.

7. Agradecimentos

Este trabalho foi apoiado pelo projecto AGRO 794, financiado pela União Europeia e pelo Instituto Nacional de Recursos Biológicos (INRB).

8. Referências Bibliográficas

BRITO, L.M., 2001. Lettuce (*Lactuca sativa* L.) and cabbage (*Brassica oleracea* var. *Capitata*) growth in soil mixed with municipal solid waste compost and paper mill sludge composted with bark. *Acta Hort.* 563: 131-137.

BRITO, L.M., Coutinho, J., Smith, S.R., 2008. Methods to improve the composting process of the solid fraction of dairy cattle slurry. *Bioresour. Technol.* 99: 8955-8960.

FORD, M., FLEMING, R., 2002. Mechanical solid-liquid separation of livestock manure. Literatur review. Report to Ontarioa Pork. Ridgetown College, University of Guelph.

GONÇALVES, M.S., BAPTISTA, M., 2001. Proposta de regulamentação sobre qualidade do compostado para utilização na agricultura. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, INIA, MADRP. Lisboa.

JAKSE, M., MIHELIC, R., 1999. The influence of organic and mineral fertilisation on vegetable growth and N availability in soil: Preliminary results. *Acta Hort.* 506: 69-75.

MADRP – Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas. 1997. Código das boas práticas agrícolas para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola. Lisboa.

MADRP – Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas. 2000. Manual de fertilização das culturas. INIA- Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva. Lisboa.

MADRP – Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas. 2003. Portaria n.o 556/2003 de 12 de Julho. Programa de Acção para a Zona Vulnerável n.o 1, área de protecção do aquífero livre entre Esposende e Vila do Conde. Lisboa.

PAVLOU, G,C, EHALIOTIS, C.D., KAVVADIAS, V.A., 2007. Effect of organic and inorganic fertilizers applied during successive crop seasons on growth and nitrate accumulation in lettuce. *Sci. Hort.* 111: 319–325.

SOUMARE, M., DEMEYER, A., TACK, F. M. G., VERLOO, M. G., 2002. Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresour. Technol*. 81: 97–101.

SORENSEN, J.N., 1999. Nitrogen effects on vegetable crop production and chemical composition. *Acta Hort.* 506: 41-49.

TEN BERGE, H.F.M., 2002. A review of potential indicators for nitrate loss from cropping systems in the Netherlands. Plant Research International. 169 pp. Wageningen.

Efectos del Cu en la absorción de nutrientes en una especie vegetal procedente de suelos mineros

TRIGUEROS VERA, D.[1], MINGORANCE ALVAREZ, M. D.[1], VALDÉS CASTRILLÓN, B.[2], ROSSINI OLIVA, S.[2]

[1]Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra (CSIC-UGR), Profesor Albareda 1, 18008, Granada (España), daniel.trigueros@eez.csic.es

[2]Departmento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Av. Reina Mercedes s/n, 41012, Sevilla (España).

Resumen

La intensa explotación de los recursos naturales acontecida a partir de la mitad del siglo pasado ha propiciado una degradación ambiental progresiva. En el caso de las explotaciones mineras se generan grandes áreas en las que los suelos ven reducida, o incluso mermada, su fertilidad. En el área minera de Riotinto se aprecian vastas áreas con suelos que presentan un bajo contenido en nutrientes, pH ácido, baja capacidad de intercambio catiónico y un enriquecimiento en metales, entre los que cabe destacar el Cu. A pesar de la existencia de unas condiciones edáficas desfavorables, diversas especies vegetales han conseguido establecerse en la zona evitando de este modo parte de la erosión y degradación del suelo. Entre estas especies cabe destacar *Erica australis* y *Erica andevalensis*. Para estudiar el efecto que los niveles de Cu disponible pueden tener sobre la nutrición mineral y el crecimiento de esta especie, plántulas de *E. australis* fueron cultivadas en solución nutritiva y expuestas a diferentes concentraciones de Cu (50, 100 y 200 μM) bajo condiciones controladas. La respuesta a los diferentes niveles de Cu fue medida determinando la absorción de macro- y micro- nutrientes en las diferentes partes vegetales, el contenido hídrico relativo de la parte área y de la raíz y la variación de biomasa fresca. El aumento de Cu en la solución nutritiva induce una disminución de la biomasa y del contenido hídrico y favorece la absorción de la mayoría de los nutrientes.

Palabras clave

***Erica australis*, Riotinto, metal, nutrición vegetal, biomasa.**

1. Introducción

El área minera de Riotinto (Faja Pirítica Ibérica, SO de España), ha sido objeto de una intensa actividad minera desde época de los Tartessos, alcanzándose su máximo apogeo a finales del s. XIX (TORNOS, 2008). Una explotación minera de tan dilatada historia ha generado millones de toneladas de escombros y residuos mineros, que acidifican y enriquecen el suelo de la zona en metales dificultando el establecimiento de la biota. Además, estos suelos presentan una serie de atributos que los caracterizan como suelos de baja fertilidad. A pesar de dichas características edáficas, diversas especies vegetales han sido capaces de establecerse en los suelos de la zona constituyendo poblaciones estables.

El establecimiento de comunidades vegetales constituye el eje central de cualquier plan de restauración de terrenos degradados (HOBBS & NORTON 1996). Las comunidades vegetales pioneras juegan un papel muy importante en la recuperación de suelos mineros

degradados, mejorando algunas de las características físico-químicas y nutritivas del suelo y facilitando el establecimiento de otras especies vegetales (FREITAS ET AL., 2004). Entre las especies que han colonizado de forma espontánea los suelos mineros de la Faja Pirítica se encuentran *Erica australis*, *E. andevalensis*, *Nerium oleander*, **Ulex eriocladus** y varias especies del género *Cistus* (TRIGUEROS VERA ET AL., 2010). Todas estas plantas son capaces de sobrevivir en suelos con escasa fertilidad y condiciones hostiles, como la elevada concentración de elementos potencialmente tóxicos y la presencia de ciertos micronutrientes en concentraciones superiores a las consideradas óptimas para el desarrollo vegetal.

Los metales, esenciales o no, son tóxicos para las plantas cuando están presentes en concentraciones elevadas (TURNER, 1994). Este es el caso del Cu, metal esencial para las plantas que interviene en varios procesos fisiológicos importantes, como la fotosíntesis y la respiración, pero que en exceso puede ser fitotóxico por la formación de especies reactivas de oxígeno, que dañan las células, o por la inactivación de proteínas (MARSCHNER, 1995; YRUELA, 2009). En los suelos del área de Riotinto se encuentra en concentraciones de hasta 410 mg Cu total/kg. Estos valores pueden ser considerados como contaminantes de acuerdo a diversas normativas (BOWEN, 1979; VAN DEN BERG ET AL., 1993), pudiendo alterar el estado nutritivo y fisiológico de las plantas que crecen en la zona.

Erica australis L. (Ericaceae) es una especie perenne dominante de los matorrales occidentales de la Península Ibérica con una amplia distribución en la zona de Riotinto. Se trata de una especie rebrotadora facultativa que coloniza áreas abandonadas formando densos matorrales de un estado sucesional temprano o intermedio (CRUZ ET AL., 2003). Aunque existen referencias de poblaciones monoespecíficas en la Faja Pirítica Ibérica, en Riotinto es frecuente encontrarla asociada a *E. andevalensis* formando comunidades de tipo *Ericetum australi-andevalensis* (RIVAS-MARTÍNEZ ET AL., 2001). Si bien, las dos especies se encuentran ampliamente representadas en la zona de Riotinto, *E. australis* es capaz de colonizar un mayor número de hábitats. Para investigar la potencialidad de *E. australis* como agente estabilizador y remediador de los suelos de Riotinto, se han estudiado los efectos que puede tener un exceso de Cu en el medio de cultivo. Por la dificultad que supone el estudio *in situ* del comportamiento de *E. australis* frente a diferentes concentraciones de Cu se realizaron ensayos bajo condiciones controladas, permitiendo el control de un mayor número de variables que puedan influir en la respuesta de la planta.

2. Objetivo

El presente trabajo tiene como objetivo el estudio del efecto del Cu sobre la nutrición de *E. australis* bajo condiciones controladas. El efecto del Cu se evaluó determinando la biomasa, el contenido hídrico y la cantidad de nutrientes acumulados en los diferentes órganos vegetales.

3. Metodología

3.1. Obtención de plántulas

Se recogieron cápsulas maduras de *E. australis* en Junio de 2008 de una población de la zona minera de Riotinto, localizada en las orillas del río Tinto, en un tramo próximo a su nacimiento. Las semillas fueron tratadas de acuerdo a TRIGUEROS VERA ET AL. (2010) y se germinaron previo tratamiento por choque térmico.

Las plántulas obtenidas fueron cultivadas durante tres meses en solución nutritiva (pH 4) conteniendo (en mM): NO_3^-, 4; $H_2PO_4^-$, 1; SO_4^{2-}, 2,5; K^+, 4; Ca^{2+}, 2; Mg^{2+}, 1. Los micronutrientes se suministraron como se describe en la fórmula de Long Ashton (Hewitt 1966) y el hierro fue suministrado como 4 mg/L Fe-EDDHA. Tanto el cultivo de plántulas como los ensayos se realizaron en cámara de cultivo con ciclo de 16 h de luz (23 ºC)/ 8 h de oscuridad (18 ºC) y una iluminación de 160 µmol/m^2s. La solución nutritiva se mantuvo oxigenada durante la duración de los ensayos mediante una bomba de acuario.

3.2. Cultivo de Erica australis en solución de Cu

Para realizar los diferentes ensayos se prepararon soluciones nutritivas con niveles de Cu ($CuSO_4$) de 50, 100 y 200 µM. Estos valores se corresponden con los valores de Cu disponible en los suelos de Riotinto, estimados como fracción extraída con EDTA, que se encuentran entre 2 y 52 mg/kg. Se utilizaron 8 plantas crecidas según el apartado anterior para cada nivel de Cu. Se usaron tres plantas para realizar el seguimiento de la biomasa y para determinar el contenido hídrico y otras para el análisis de nutrientes.

La respuesta de las plantas tratadas se comparó con el control, constituido por plantas crecidas en solución nutritiva (1 µM Cu). Los ensayos se realizaron bajo las mismas condiciones descritas anteriormente. La solución nutritiva se reemplazó cada 10 días durante los 30 días de duración del ensayo. Al final del experimento se cosecharon las plantas y se separaron hojas, tallos y raíces. Estas últimas se lavaron con agua destilada.

3.3 Parámetros de crecimiento y nutrientes

Se determinó el peso fresco (Pf) de las plantas al principio, cada 10 días y al final del experimento para establecer la variación de la biomasa a lo largo del tiempo.

Se determinó el contenido hídrico (CH) de la parte aérea y de las raíces expresado como (Pf–Ps)/Ps (Ps, peso seco) al final del ensayo.

El material vegetal se secó a 60 ºC durante 48 h, se molió y se sometió a digestión con HNO_3 + H_2O_2 asistida por microondas (MarsXpress, CEM). Posteriormente se analizó el Cu y los macro- y micro-nutrientes por ICP-OES (Thermo ICAP 6000SERIES)

3.4. Tratamiento estadístico de los datos

Se contrastó la normalidad de los datos (test de Shapiro-Wilks) y la homogeneidad de varianzas (test de Levene). En el caso de no cumplirse estas premisas se procedió a la transformación de los datos o se utilizó el tests no paramétricos de la U de Mann-Whitney. La relación entre la acumulación de Cu y los otros nutrientes en los diferentes órganos vegetales fue analizada usando el coeficiente de correlación de Pearson. Además, se estudió la relación entre el nivel de exposición a Cu y la acumulación de Cu en hojas, tallos y raíces, y la relación entre la biomasa y el tiempo de exposición mediante análisis de regresión. La significación que se eligió en todas las pruebas para aceptar la hipótesis nula fue de 0.05. El tratamiento estadístico de los resultados se llevó a cabo con el paquete estadístico SPSS 15.0 (SPSS Inc.).

4. Resultados

4.1. Efecto del Cu en los parámetros de crecimiento de la planta

La variación del Pf a lo largo del ensayo (Fig. 1) mostró que la biomasa alcanzada a los 30 días de ensayo se reduce significativamente con el aumento de la exposición a Cu. Dichos efectos comienzan a ser evidentes a un nivel de 100 µM Cu, que se corresponde con unos niveles de Cu en hojas, tallos y raíces de 25, 28 y 804 mg/kg, respectivamente. A concentraciones de Cu en el medio de 100 y 200 µM las plantas presentaron unos valores de Pf al final del ensayo menores que los iniciales. El estudio de la evolución de la biomasa a lo largo del tiempo mostró que sólo se produce un aumento significativo en la biomasa en los diez días trascurridos entre pesada y pesada en las plantas control ($R^2 = 0,979$; $y = 98*e^{-0,023t}$) y en las expuestas a 50 µM de Cu ($R^2 = 0,753$; $y = 99+1,24*t$).

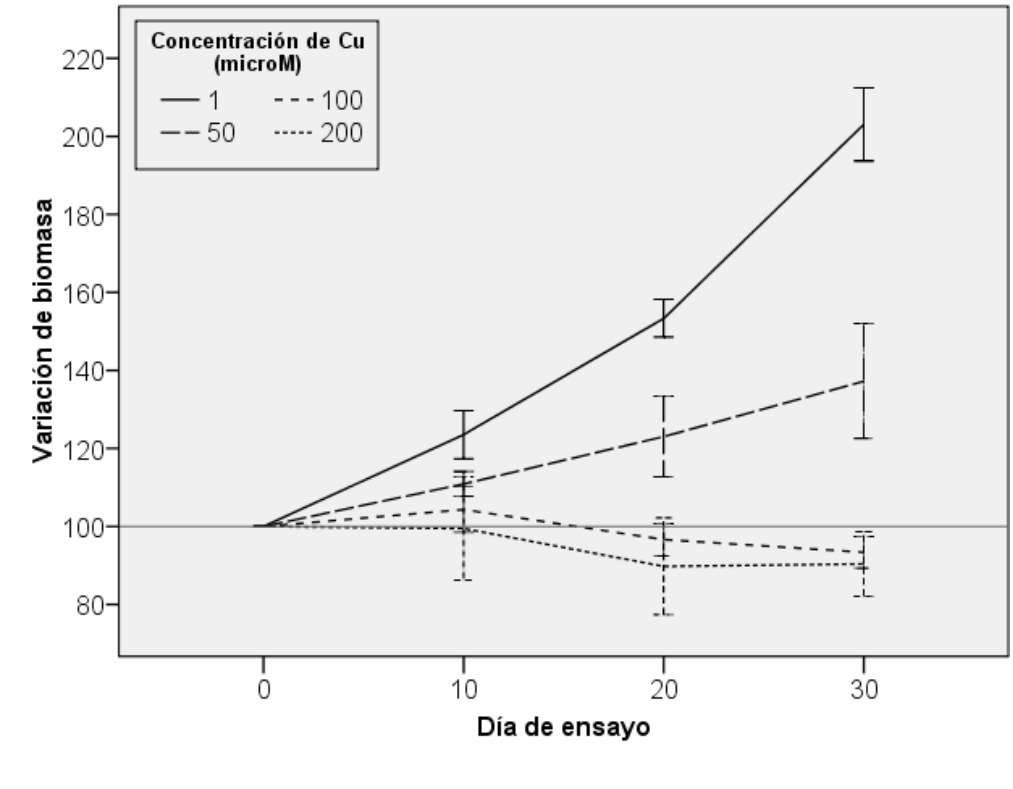


Figura 1. Variación de la biomasa (media ± desviación típica) en las plantas de Erica australis expuestas a 1 (Control), 50, 100 y 200 µM de Cu..

Los contenidos hídricos de la parte aérea y de las raíces fueron significativamente afectados por la exposición a Cu. En la figura 2 se observa que la exposición a una concentración de Cu de 50 µM produjo una reducción significativa del CH de la parte aérea ($p = 0,029$) y de las raíces ($p = 0,029$) al compararse con el control. Al aumentar el nivel de exposición a Cu (100 y 200 µM) se observó una reducción ($p < 0,050$) del CH de la parte aérea más acusada. No se apreciaron diferencias significativas ($p > 0,050$) entre los contenidos hídricos de las plantas expuestas a 100 y 200 µM de Cu.

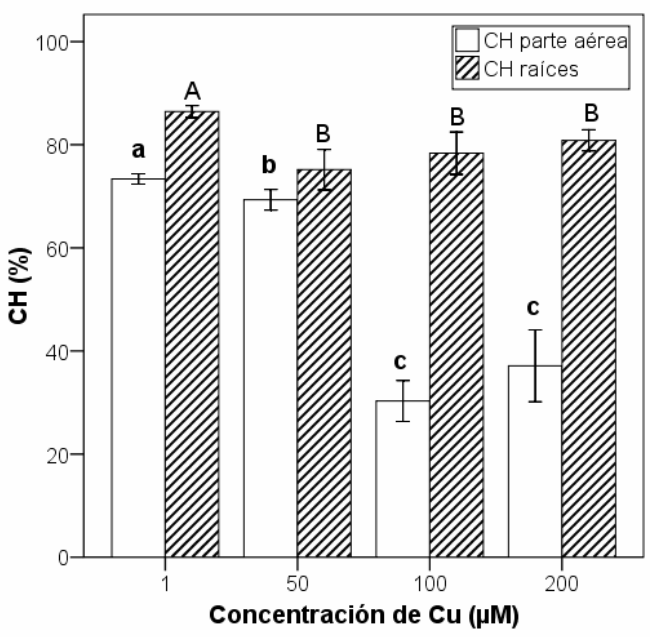


Figura 2. Contenido hídrico (CH) determinado en plantas de Erica australis sometidas a 1 (Control), 50, 100 y 200 µM de Cu. Los valores indican la media ± desviación típica. Diferentes letras indican diferencias significativas entre los valores de CH de la parte aérea (minúsculas) y de las raíces (mayúsculas).

4.2. Acumulación de Cu en hojas, tallos y raíces

La mayor acumulación de Cu se produjo fundamentalmente en las raíces (Tabla 1) y tan sólo un pequeño porcentaje fue transportado a la parte aérea. En ésta, el tallo acumuló la mayor cantidad de Cu, aunque sigue siendo unas 20 veces inferior a la encontrada en raíces. Por lo tanto, el patrón de acumulación de Cu fue raíces > tallos ≥ hojas.

Tabla 1. Concentraciones de Cu (mg/kg) determinadas en hoja, tallo y raíz de Erica australis expuestas a los diferentes niveles de Cu. Los valores indican la media ± desviación típica. Coeficientes de regresión (a, b) ± error típico.

	Concentración de Cu añadida (µM)				**Regresión exponencial**		
	1 (Control)	**50**	**100**	**200**	R^2	**a**	**b**
Hoja	4,5 ± 1,3	25 ± 5	59 ± 18	50 ± 30	0,913	5,0 ± 0,8	0,026 ± 0,003
Tallo	4,0 ± 0,1	28 ± 6	200 ± 100	170 ± 120	0,954	4,0 ± 0,7	0,037 ± 0,003
Raíz	23 ± 4	800 ± 200	3700 ± 300	6000 ± 1400	0,943	30 ± 8	0,052 ± 0,004

La cantidad de Cu encontrada (y) en los tres órganos aumentó exponencialmente ($y=a*e^{bx}$) a medida que aumentaba el nivel de exposición a Cu (x) entre 1 y 100 µM (tabla 1).

4.3. Efecto del Cu en la nutrición mineral

La acumulación de Cu en los distintos órganos vegetales influyó en la absorción de macro- y micro- nutrientes. Se puede observar (tabla 2) que un aumento en el contenido de Cu en las hojas produjo una mayor acumulación de todos los macro- y micro- nutrientes, con la excepción del P y B. En el tallo, sin embargo, la cantidad de Cu sólo estaba relacionada positivamente con S y Zn. En la raíz, las cantidades de todos los macro- y micro- nutrientes se encontraron relacionadas positivamente con el nivel de Cu en dicho órgano, observándose un efecto antagonista entre la acumulación de Cu y la de K.

Tabla 2. Valores del coeficiente de Pearson ($p < 0,05$) para las relaciones entre la concentración de Cu en los diferentes órganos vegetales y las concentraciones de macro- y micro- nutrientes ($n \geq 16$).

	MACRONUTRIENTES					MICRONUTRIENTES			
	P (%)	**K (%)**	**S (%)**	**Mg (%)**	**Ca (%)**	**Fe (mg/kg)**	**Mn (mg/kg)**	**B (mg/kg)**	**Zn (mg/kg)**
HOJA	----	0,607	0,751	0,643	0,696	0,484	0,641	----	0,550
TALLO	----	----	0,848	----	----	----	----	----	0,605
RAÍZ	0,960	-0,558	0,889	0,591	0,577	0,982	0,843	0,939	0,809

5. Discusión

Para la mayoría de las especies, los valores de Cu considerados tóxicos en hojas se encuentran entre 20 y 30 mg/kg (ROBSON & REUTER, 1981; KABATA-PENDIAS, 2001). En nuestro estudio, las plantas tratadas con 100 y 200 μM Cu presentaron unos niveles superiores a este rango (Tabla 1).

Aunque el contenido de Cu en hojas de especies metalofitas puede llegar hasta valores de 1000 mg/kg (MARSCHNER, 1995), KRUCKEBERG & WU (1992) observaron que concentraciones de Cu por encima de los 60 μM inhiben significativamente el crecimiento vegetal en especies de suelos contaminados con Cu. Los elevados niveles de Cu encontrados en las hojas de *E. australis* pueden ser los responsable de la marcada reducción de biomasa y de contenido hídrico observada en las plantas tratadas con 100 y 200 μM de Cu. En las plantas expuestas a 50 μM Cu se observa una menor reducción del CH de la parte aérea y del crecimiento que podría estar relacionada con los valores de Cu en dichos tejidos, que se encuentran en el umbral de toxicidad por Cu (KABATA-PENDIAS, 2001).

En suelos alterados por la minería del Cu, las especies vegetales colonizadoras exportan poco Cu a la parte aérea, acumulando la mayoría en las raíces (POSCHENRIEDER ET AL., 2001). De este Cu, hasta un 60 % podría estar unido a las paredes celulares y a la interfase pared celular-membrana plasmática (IWASAKI ET AL., 1990). De este modo, las plantas evitan la acumulación de Cu en hojas, donde este metal produce mayor toxicidad puesto que interfiere con la fotosíntesis. Así, muchas de las plantas colonizadoras de suelos mineros siguen esta estrategia, basada en la *exclusión,* para hacer frente a unos elevados niveles de Cu disponible (KRUCKEBERG & WU, 1992; POSCHENRIEDER ET AL., 2001), al igual que ocurre con *E. australis* en nuestro estudio. ROSSINI OLIVA ET AL. (2010) observó un patrón de acumulación de Cu parecido en *E. andevalensis* al crecer plántulas en concentraciones crecientes de Cu. Sin embargo, esta estrategia es eficaz hasta cierto nivel de exposición, ya que existe una concentración umbral (entre 100 y 200 μM en nuestros experimentos) a partir de la cual el exceso de Cu parece producir la muerte de las raíces por sus efectos tóxicos sobre las membranas celulares, destruyendo los mecanismos de exclusión.

Diferentes estudios han demostrado que en determinadas concentraciones, algunos elementos interfieren en la acumulación de otros elementos (FRITIOFF & GREGER, 2006). Algunos cationes, por su similitud con otros elementos, pueden entrar en las plantas compitiendo por la ruta de entrada de nutrientes. Una vez dentro, los metales de transición pueden competir con los cationes esenciales por los sitios de unión específica, desplazándolos y originando una importante acción tóxica (YRUELA, 2009). También se ha observado que,

en los tejidos de las plantas, el Cu interactúa con varios elementos (KABATA-PENDIAS, 2001).

En el caso de toxicidad por Cu, dicho metal va alterando la estructura de la membrana celular y el crecimiento de las raíces (ERNST ET AL., 1992) pudiendo desencadenar la inhibición de la absorción y el transporte de nutrientes esenciales. En nuestro estudio, elevados niveles de Cu inducen una reducción de la acumulación de K en raíces que puede ser atribuida a la pérdida de K, indicando daños en la membrana celular y pérdida de su selectividad (ERNST ET AL., 1992). En cambio, el aumento de Cu en el medio favorece la acumulación en la raíz de todos los macro- y micro- nutrientes. Se ha publicado que algunos macroelementos, como el Ca, Mg o P, desempeñan un papel protector frente a los efectos tóxicos de algunos metales pesados (ZIMDAHL, 1976; KARATAGLIS, 1981; RENGEL, 1992). Consecuentemente, el aumento en los contenidos de nutrientes observados, tanto en raíces como en hojas de *E. australis,* puede constituir una estrategia para proteger a la planta frente a los efectos tóxicos del Cu. En particular, la correlación positiva observada entre Cu y P en raíz indica que el P juega un papel importante en el control del transporte y acumulación de Cu, como han mostrado algunos estudios en otras especies como el frijol enano (WALLACE & CHA, 1989) y la col china (XIONG ET AL., 2002). Aunque el antagonismo entre Fe y Cu ocurre muy a menudo en especies expuestas a niveles tóxicos de Cu, en el presente estudio los niveles de Fe en hojas y raíces aumentan a medida que lo hace el Cu. Este hecho no es una excepción, ya que situaciones similares han sido descritas en plantas de orégano (PANOU-FILOTHEOU ET AL., 2001) y trigo (LANARAS ET AL., 1993) expuestas a niveles tóxicos de Cu.

Por último, cabe señalar que las plantas de *E. australis* expuestas a 200 µM de Cu sufren una toxicidad a la que no pueden hacer frente, por lo que se produce una alteración de su fisiología y de todas las tendencias que han sido expuestas anteriormente.

6. Conclusiones

Erica australis muestra el comportamiento típico de las plantas exclusoras de metales y la mayor parte del Cu absorbido es acumulado en raíces, dónde su toxicidad es menor. Sin embargo, cuando se expone a concentraciones de Cu superiores a 50 µM, se observa una inhibición del crecimiento que puede indicar que se ha sobrepasado el umbral de concentración a partir del cual los mecanismos de exclusión no funcionan de forma correcta.

Un aumento de Cu en raíz y hoja produce un aumento paralelo de la mayoría de los nutrientes, indicándonos que la mayor acumulación de macro- y micro- nutrientes puede constituir uno de los mecanismos que *E. australis* tiene para hacer frente a los efectos tóxicos de unas elevadas concentraciones de Cu en el medio de cultivo.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Fundación Ramón Areces (Título del proyecto: Mecanismos de Resistencia a Metales Pesados en Especies Significativas de la Cuenca Minera de Riotinto).

8. Bibliografía

BOWEN, H.J.M., 1979. Environmental chemistry of the elements. Academic Press, London.

CRUZ, A., PÉREZ, B., VELASCO, A. & MORENO, J.M., 2003. Variability in seed germination at the interpopulation, intrapopulation and intraindividual levels of the shrub Erica australis in response to fire-related cues. *Plant Ecol* 169:93-103

ERNST, W.H.O., VERKLEIJ, J.A.C. & SCHAT, A., 1992. Metal tolerance in plants. *Acta Bot Neer* l41: 229-248

FREITAS, H., PRASAD, M.N.V. & PRATAS, J., 2004. Plant community tolerant to trace elements growing on the degraded soils of São Domingos mine in the south east of Portugal: environmental implications. *Environ Int* 30: 65-72

FRITIOFF, A. & GREGER, M., 2006. Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd and Pb in an aquatic plant *Potamogeton natans*. *Chemosphere* 63: 220-227

HOBBS, R.J. & NORTON, D.A., 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restor Ecol* 4(2): 93-110

IWASAKI, K., SAKURAI, K. & TAKAHASHI, E., 1990. Copper binding by the root cell walls of Italian ryegrass and red clover. *Soil Sci Plant Nutr* 36, 431-440

KABATA-PENDIAS, A., 2001. Trace elements in soils and plants. CRC, Boca Raton, Florida.

KARATAGLIS, S.S., 1981. Influence of the soil Ca on the tolerance of *Festuca rubra* populations against toxic metals. *Phyton* 21: 103-113

KRUCKEBERG, A.L. & WU, L., 1992. Copper tolerance and copper accumulation of herbaceous plants colonizing inactive California copper mines. *Ecotoxicol Environ Safety* 23: 307-319

LANARAS, T., MOUSTAKAS. M., SYMEONIDIS, L., DIAMANTOGLOU, S. & KARATAGLIS, S., 1993. Plant metal content, growth responses and some photosynthetic measurements on field-cultivated wheat growing on ore bodies enriched in Cu. *Physiol Plant* 88: 307-314

MARSCHNER, H., 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd Ed. Academic Press, London.

PANOU-FILOTHEOU, H., BOSABALIDIS, A.M. & KARATAGLIS, S., 2001. Effects of copper toxicity on leaves of oregano (*Origanum vulgare* subsp. *hirtum*). *Ann Bot* 88: 207-214

POSCHENRIEDER, C., BECH, J., LLUGANY, M., PACE, A., FENÉ, E. & BARCELÓ, J., 2001. Copper in plant species in a copper gradient in Catalonia (North East Spain) and their potential for phytoremediation. *Plant Soil* 230: 247-256

RENGEL, Z., 1992. Role of calcium in aluminium toxicity. *New Phytol* 121: 499-513

ROBSON, A.D., REUTER, D.J., 1981. Diagnosis of copper deficiency and toxicity. En: Loneragan, J.F., Robson, A.D. & Graham, R.D. (eds.): Copper in soil and plants. Acedemic, London.

RIVAS-MARTÍNEZ, S., DE LA FUENTE, V., RODRÍGUEZ, N., ORTÚÑEZ, E. & AMILS, R., 2001. Mineral composition of the soils and *Erica andevalensis* plants community in the Tinto river (Southwest Spain). Libro de resúmenes *XVIII Jornadas de Fitosociología*. p. 163. León.

ROSSINI OLIVA, S., MINGORANCE, M.D., VALDÉS, B. & LEIDI, E.O., 2010. Uptake, localisation and physiological changes in response to copper excess in *Erica andevalensis*. *Plant Soil* 328: 411-420

TORNOS, F., 2008. La geología y metalogenia de la Faja Pirítica Ibérica. *Macla* 10: 13-23

TRIGUEROS VERA, D., PARRA MARTÍN, R. & ROSSINI OLIVA, S., 2010**.** Effect of chemical and physical treatments on seed germination of *Erica australis*. *Ann Bot Fenn* 47, ISSN 1797-2442

TURNER, A.P., 1994. The responses of plants to heavy metals. In: Ross, S. M. (Ed.), Toxic Metals in Soil–Plant Systems. Wiley, New York.

VAN DEN BERG, R., DENNENMAN, C.A.J. & ROELS, J.M., 1993. Risk assessment of contaminated soil: Proposal for adjusted, toxicologically based Dutch soil cleanup criteria. In: Arendt, F., Annokkée, G.J., Bosman, R. & van den Brink, W.J. (eds.): Contaminated Soil '93. Kluwer Academic Publishers, London, pp. 349-364

WALLACE, A. & CHA, J.W., 1989. Interactions involving copper toxicity and phosphorus deficiency in bush bean plants grown in solutions of low and high pH. *Soil Sci* 147(6): 430-431

XIONG, Z.T., LI, Y.H. & XU, B., 2002. Nutrition influence on copper accumulation by *Brassica pekinensis* Rupr. *Ecotoxicol Environ Safety* 53: 200-205

YRUELA, I., 2009. Copper in plants: acquisition, transport and interactions. *Funct Plant Biol* 36: 409-430

ZIMDAHL, R.L., 1976. Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources. *APCA J* 26: 654-660.

Estudio de la concentración de algunos micronutrientes esenciales en masas naturales de *Quercus petraea* Matts Liebl. y *Q. pyrenaica* Willd. en el noroeste peninsular

DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P.

Departamento de Ingeniería Agroforestal. Escuela Politécnica Superior. Campus Universitario s/n. 27002-Lugo. Universidad de Santiago de Compostela. ignacio.diazmaroto@usc.es

Resumen

Cincuenta y dos masas naturales de roble albar (*Quercus petraea* Matts Liebl.) y cuarenta de rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) se han muestreado en el noroeste peninsular, con el objetivo de estudiar los niveles de micronutrientes, mediante el análisis de determinados parámetros edáficos. El sustrato en las masas de *Quercus petraea* es silíceo, en todos los casos, principalmente pizarras, y los suelos (sobre todo Regosoles Úmbricos) son de textura limosa, mientras que bajo *Q. pyrenaica*, predominan los esquistos y las cuarcitas con texturas areno-limosas, siendo también casi todos, de tipo Regosol Úmbrico. En los bosques de roble albar, la concentración de cobre fue muy baja comparada con los suelos bajo otras especies de frondosas, y en los suelos bajo rebollo existe una elevada concentración del micronutriente hierro. La aplicación de análisis estadísticos, en concreto, un Análisis de Componentes Principales (ACP), ha permitido definir un grupo de nuevas variables o vectores, resultantes de la combinación de los 26 parámetros iniciales, él cual ha puesto de manifiesto, la existencia de diferencias significativas entre los suelos donde se asientan ambas especies, particularmente en su diferente concentración de micronutrientes.

Palabras clave

Micronutrientes, roble albar, rebollo, noroeste peninsular.

1. Introducción

La estructura y composición química de los suelos están influenciadas por el material geológico, factores climáticos, fisiográficos y bióticos, lo que determina su fertilidad (MENGEL & KIRBY, 2001). Los suelos gallegos son mayoritariamente ácidos (CALVO DE ANTA Y DÍAZ-FIERROS, 1981). Galicia se encuentra situada gran parte del año bajo la influencia de las borrascas atlánticas, siendo la elevada pluviosidad y, principalmente, la intensidad de las precipitaciones, lo que resulta decisivo y, diferencia los suelos existentes respecto a otras zonas limítrofes (CARBALLEIRA et al., 1983). Todo ello, se acentúa debido a las condiciones de drenaje que favorecen la infiltración, a la existencia de un elevado flujo por escorrentía y al régimen de temperaturas que facilitan la acidificación (CALVO DE ANTA Y DÍAZ-FIERROS, 1981; CAMPS et al., 2004).

Esto, sin embargo, no debería suponer menor calidad de sitio forestal, ya que suelos ligeramente ácidos, son incluso, más favorables que los alcalinos para lograr una vegetación diversa (BÈRGES et al., 2006). La riqueza en nutrientes, tanto macro- como micronutrientes, si tiene una mayor importancia en la calidad de sitio (DE VISSER, 1992); en este sentido, el contenido de los cationes calcio, magnesio, potasio y sodio de los suelos gallegos, varía con el material geológico, mientras que el fósforo aparece muy irregularmente repartido (DÍAZ-MAROTO et al., 2005). En el caso de los micronutrientes, sabemos, por ejemplo, que en las

masas de *Quercus petraea*, la concentración de cobre es muy baja comparada con los suelos bajo otras especies de frondosas autóctonas, tales como *Q. robur* L. (DÍAZ-MAROTO, 1997); en los suelos bajo rebollo existe una elevada concentración del micronutriente hierro.

La distribución de *Quercus petraea* en la Península Ibérica es muy dispersa, aunque de mayor amplitud que la de roble pedunculado (*Q. robur*), concentrándose, principalmente en toda la zona montañosa septentrional (RUIZ DE LA TORRE, 1991; AMARAL, 1990), donde se mezcla e hibrida fácilmente con él (*Quercus x rosacea* Bechst.) y *Q. pyrenaica* (*Quercus x trabuti* Hy.) (DÍAZ Y FERNÁNDEZ, 1994). Los bosques estudiados pertenecen a las asociaciones fitosociológicas siguientes (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987; DÍAZ Y FÉRNANDEZ, 1994): *Linario triornithophorae-Quercetum petraea* (Rivas-Martínez, Izco y Costa ex. F. Navarro 1974) F. Prieto y Vázquez 1987 y *Luzulo henriquesii-Quercetum petraea* (F. Prieto y Vázquez 1987) Díaz y F. Prieto 1994.

Dentro del área de estudio (Figura 1), *Quercus petraea* se desarrolla sobre litologías silíceas (pizarras, granitos,…), en suelos de fertilidad variable y sueltos, aunque tolera terrenos pedregosos e, incluso, rocosos (VILA-LAMEIRO Y DÍAZ-MAROTO, 2002), asentándose sobre todo bajo regosoles (FAO, 1999; DÍAZ-MAROTO et al., 2005).

El rebollo presenta una distribución mediterránea-occidental, ocupando amplias extensiones en toda la Península Ibérica. En Galicia, las mayores masas naturales se ubican en la provincia de Ourense y en la mitad sur de Lugo (Figura 1). También se encuentra en el resto del territorio gallego, muy a menudo mezclado con *Quercus robur*, con el que entra en contacto a lo largo de una amplia franja de ecotonía, formando bosques mixtos, e hibridándose fácilmente, dando lugar a *Quercus x andegavensis* Hy. (DÍAZ-MAROTO, 1997). Las asociaciones fitosociológicas presentes son (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987): *Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae* Rivas-Martínez et al., 1984; *Holco molli-Quercetum pyrenaicae* Br.-Bl., P. Silva y Rozeira 1956; *Genisto falcatae-Quercetum pyrenaicae* Rivas-Martínez in Penas y Díaz 1985.

Los suelos donde se ubican las masas de *Quercus pyrenaica*, muestran un carácter oligótrofo o mesótrofo que difiere poco de los suelos bajo pinar y eucaliptal (COVELO Y GALLARDO, 2002). Destacan una relación C/N alta, un porcentaje de saturación muy bajo y unos contenidos en bases cambiables (K, Ca y Mg) bajos, sin embargo, el contenido en fósforo es elevado (GALLARDO et al., 1995; DÍAZ-MAROTO et al., 2006). Además presentan mayor velocidad de infiltración de agua (MARCOS Y LANCHO, 2002).

Existen numerosos trabajos sobre los suelos bajo robledal, tanto dentro del área de estudio como en otras ubicaciones, aunque muchos de ellos, se centran en bosques de *Quercus robur* (CALVO DE ANTA Y DÍAZ-FIERROS, 1981; COVELO Y GALLARDO, 2002; MANNSON & FALKENGREN-GRERUP, 2003; CAMPS et al., 2004). DÍAZ-MAROTO Y VILA-LAMEIRO (2005) y DÍAZ-MAROTO et al. (2005), aportan amplios datos sobre las propiedades químicas y biológicas de los suelos sobre los que se asienta *Q. robur* en Galicia. También existen algunos estudios que recogen datos edáficos de los bosques de *Q. pyrenaica* en el noroeste de España y en zonas limítrofes (GALLARDO et al., 1995; MARCOS Y LANCHO, 2002; DÍAZ-MAROTO et al., 2006). Dentro de las publicaciones sobre la edafología de los bosques de roble albar, en general y, en particular en el área de estudio, destacan los trabajos de KAZDA et al. (2004), BÈRGES et al. (2005) y HAGEN-THORN & STJERNQUIST (2005).

2. Objetivos

En está comunicación, se caracterizarán las principales propiedades de los suelos bajo roble albar y rebollo, con especial énfasis en sus aspectos químico-nutritivos y la fertilidad de los mismos. También se analizan y comparan las concentraciones de algunos micronutrientes esenciales, tales como, hierro, manganeso, cobre y zinc, en masas naturales de *Quercus petraea* y *Q. pyrenaica* en el noroeste peninsular.

3. Metodología

3.1. Área de estudio y diseño del muestreo

El área de estudio considerada, no coincide exactamente en las dos especies. Para roble albar, abarca territorios de las Comunidades Autónomas de Galicia (provincia de Lugo) y Asturias, así como de la provincia de León (Figura 1). Los bosques muestreados se encuentran, principalmente, en las sierras orientales gallegas, zona montañosa del sur de Asturias y vertiente leonesa de la Cordillera Cantábrica, dentro de la zona más oriental de la Provincia Orocantábrica (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987).

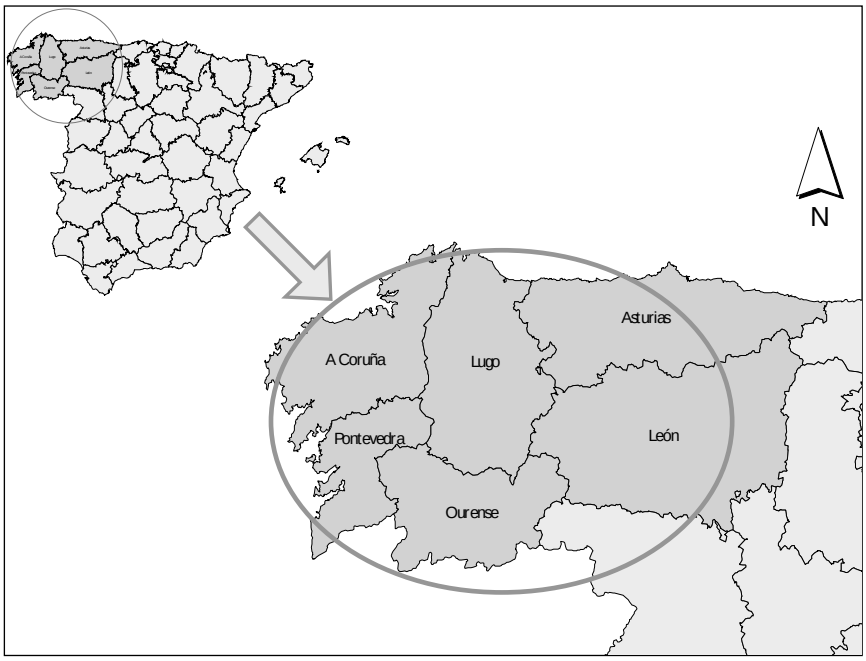


Figura 1. Ubicación del área de estudio dentro de la Península Ibérica

Partiendo de la información de las teselas de vegetación del Mapa Forestal de España (RUIZ DE LA TORRE, 1991), se delimitó el área de estudio para *Quercus petraea* y se seleccionaron las zonas a muestrear. En total, se eligieron 52 puntos de muestreo (20 en Asturias, 17 en la provincia de Lugo y 15 en la de León) donde se describieron sus características fisiográficas (altitud, pendiente y orientación), roca madre y textura (GUTIÁN, 1964) (Table 1). En el caso de *Quercus pyrenaica*, los bosques estudiados se ubican todos ellos en la Comunidad Autónoma gallega, donde cubren una superficie superior a las 100.000 hectáreas, según los últimos datos aportados por el Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3) (DGCONA, 2001). Los primeros datos que se conocen del IFN4, muestran un aumento de esta superficie.

Tabla 1. Descripción de las masas de Q. petraea [nombre (A: Asturias, Lu: Lugo; Le: León), fisiografía, sustrato y textura]

Nombre (Provincia)	Altitud (m)	Pendiente (%)	Orientación	Sustrato	Textura
1. Cangas 1 (A)	1000	75	Este	Pizarras	Limo-arenosa
2. Cangas 2 (A)	1100	75	Este	Pizarras	Limo-arenosa
3. Cerredo 1 (A)	1120	36	Norte	Pizarras	Limo-arenosa
4. Cerredo 2 (A)	975	27	Norte	Pizarras	Areno-limosa
5. Cerredo 3 (A)	1040	23	Oeste	Pizarras	Areno-limosa
6. Cerredo 4 (A)	1165	78	Este	Pizarras	Limo-arenosa
7. Cerredo 5 (A)	1120	37	Norte	Pizarras	Limosa
8. Cerredo 6 (A)	1080	43	Norte	Pizarras	Limosa
9. Cortes (A)	860	28	Este	Pizarras/Granito	Limo-arenosa
10. Fondos 1 (A)	1110	74	Norte	Pizarras	Limosa
11. Fondos 2 (A)	960	63	Oeste	Pizarras	Limosa
12. Ibías 1 (A)	900	67	Norte	Pizarras	Limosa
13. Ibías 2 (A)	800	54	Norte	Pizarras	Limosa
14. Ibías 3 (A)	750	41	Este	Pizarras	Limo-arenosa
15. Lena 1 (A)	970	28	Este	Pizarras	Limosa
16. Lena 2 (A)	1075	59	Sur	Pizarras	Limosa
17. Teverga 1 (A)	995	42	Oeste	Pizarras/Granito	Limo-arenosa
18. Teverga 2 (A)	1030	30	Sur	Pizarras/Granito	Limo-arenosa
19. Teverga 3 (A)	1160	24	Oeste	Pizarras	Limosa
20. Teverga 4 (A)	1125	21	Oeste	Pizarras	Limosa
21. Ancares 1 (Lu)	1220	52	Norte	Granito	Limosa
22. Ancares 2 (Lu)	1000	57	Norte	Pizarras/Granito	Limo-arcillosa
23. Ancares 3 (Lu)	965	81	Este	Cuarcitas	Limo-arenosa
24. Ancares 4 (Lu)	1310	53	Este	Pizarras/Esquistos	Limo-arcillosa
25. Ancares 5 (Lu)	1215	50	Oeste	Granito/Cuarcitas	Areno-limosa
26. Ancares 6 (Lu)	1190	53	Oeste	Granito/Cuarcitas	Areno-limosa
27. Baleira (Lu)	840	42	Norte	Pizarras	Limosa
28. Courel 1 (Lu)	1165	70	Norte	Pizarras	Limosa
29. Courel 2 (Lu)	1395	49	Norte	Pizarras	Limosa
30. Courel 3 (Lu)	1000	32	Norte	Pizarras	Limo-arenosa
31. Meira (Lu)	665	25	Este	Pizarras	Limosa
32. Pastoriza (Lu)	540	8	Norte	Pizarras	Limosa
33. Pintinidoira 1 (Lu)	1200	58	Norte	Pizarras	Limosa
34. Pintinidoira 2 (Lu)	1050	52	Norte	Pizarras	Limosa
35. Pontenova 1 (Lu)	600	53	Norte	Pizarras/Granito	Limosa
36. Pontenova 2 (Lu)	550	58	Oeste	Pizarras/Granito	Limosa
37. Pontenova 3 (Lu)	690	47	Oeste	Pizarras/Granito	Limosa
38. Candín 1 (Le)	1230	39	Norte	Pizarras	Limosa
39. Candín 2 (Le)	1070	63	Norte	Pizarras	Limosa
40. Palacios 1 (Le)	1160	73	Este	Pizarras	Limosa
41. Palacios 2 (Le)	1035	47	Norte	Pizarras	Limo-arenosa
42. Palacios 3 (Le)	1180	57	Este	Pizarras	Limosa
43. Palacios 4 (Le)	1145	35	Este	Pizarras	Limo-arenosa
44. Palacios 5 (Le)	1025	90	Este	Pizarras	Limo-arenosa
45. Palacios 6 (Le)	1000	26	Norte	Pizarras	Limo-arenosa
46. Suarbol 1 (Le)	1175	42	Este	Granito/Areniscas	Limosa
47. Suarbol 2 (Le)	1165	38	Norte	Granito/Areniscas	Limosa
48. Suarbol 3 (Le)	1245	51	Norte	Granito/Areniscas	Limosa
49. Villablino 1 (Le)	1235	37	Norte	Cuarcitas	Limosa
50. Villablino 2 (Le)	1230	51	Oeste	Pizarras	Limo-arenosa
51. Villablino 3 (Le)	1375	57	Este	Pizarras	Limo-arenosa
52. Villablino 4 (Le)	1395	45	Oeste	Pizarras	Limosa

Al igual que para roble albar, la delimitación del área de estudio, se hizo tomando como información de partida el Mapa Forestal de España (RUIZ DE LA TORRE, 1991), posteriormente, se seleccionaron las zonas a muestrear, basándonos en los datos aportados por la guardería forestal y, en información propia, procedente de otros trabajos anteriores (DÍAZ-MAROTO et al., 2006; DÍAZ-MAROTO Y VILA-LAMEIRO, 2008). En este caso, el número de masas estudiadas fue menor, ya que también lo es el área de estudio. En total se eligieron 40 puntos de muestreo en bosques de rebollo, distribuidos por todo el territorio gallego, donde se describieron, su fisiografía mediante las variables altitud, pendiente y orientación, el sustrato y su textura (GUITIÁN, 1964) (Tabla 2).

Tabla 2. Descripción de las masas de rebollo [nombre, fisiografía, sustrato y textura]

Nombre	Altitud (m)	Pendiente (%)	Orientación	Sustrato	Textura
1. A Golada	532	34	Suroeste	Esquistos	Limo-arenosa
2. A Gudiña	983	7	Noreste	Filitas/Cuarcitas	Limosa
3. A Veiga I	956	27	Suroeste	Granodiorita	Limo-arenosa
4. Veiga II	1095	29	Noreste	Gneis	Areno-limosa
5. As Nogais	886	60	Norte	Pizarras/Areniscas	Limosa
6. Castro Caldelas	550	39	Sur	Gneis	Limo-arenosa
7. Corgo	387	0	---	Rañas rojizas	Limo-arenosa
8. Covas	1054	14	Suroeste	Esquistos/Cuarcitas	Areno-limosa
9. Doiras	627	49	Noroeste	Pizarras/Cuarcitas	Areno-limosa
10. Entrimo	559	6	Sureste	Granodiorita	Arenosa
11. Escairón	450	29	Noroeste	Granito	Areno-limosa
12. Fonsagrada I	602	55	Sur	Calizas/Dolomías	Limo-arenosa
13. Fonsagrada II	660	63	Noroeste	Pizarras	Limosa
14. Guntín I	485	30	Suroeste	Esquistos/Cuarcitas	Limo-arenosa
15. Guntín II	414	34	Sur	Esquistos	Limo-arenosa
16. Láncara	454	14	Noroeste	Rañas rojizas	Limo-arenosa
17. Muiños	621	42	Este	Migmatitas	Limo-arenosa
18. O Curro	1172	0	---	Cuarcitas/Pizarras	Limosa
19. O Incio	576	17	Suroeste	Arenas/Arcillas	Limo-arcillosa
20. Os Blancos I	1136	20	Suroeste	Esquistos/Cuarcitas	Areno-limosa
21. Os Blancos II	824	22	Sureste	Esquistos/Cuarcitas	Arenosa
22. Os Blancos III	862	31	Suroeste	Esquistos/Cuarcitas	Arenosa
23. Pedradita	1273	7	Noroeste	Cuarcitas/Pizarras	Limosa
24. Pexeiros	1005	26	Sureste	Esquistos/Cuarcitas	Limo-arenosa
25. Pías	1205	16	Noroeste	Migmatitas	Limo-arenosa
26. Ramilo	1125	25	Noroeste	Gneis	Limo-arenosa
27. Ríos	856	20	Sur	Cuarcitas	Limosa
28. Rodeiro	772	0	---	Granito	Limo-arenosa
29. San Cibrao das Viñas	300	0	---	Esquistos/Cuarcitas	Limo-arenosa
30. San Xoán do Rio I	813	45	Oeste	Gneis	Limo-arenosa
31. San Xoán do Rio II	720	40	Norte	Gneis	Limosa
32. Sober I	474	0	---	Esquistos	Limo-arenosa
33. Sober II	516	13	Sur	Esquistos	Limo-arenosa
34. Santa Comba	429	11	Oeste	Esquistos	Limosa
35. Valdín	1311	0	---	Gneis	Areno-limosa
36. Viana do Bolo I	990	41	Noroeste	Migmatitas	Areno-limosa
37. Viana do Bolo II	715	46	Oeste	Granito	Limo-arenosa
38. Vilar de Barrio I	598	20	Sur	Granito	Limo-arenosa
39.Vilar de Barrio II	927	33	Suroeste	Granito	Areno-limosa
40. Vilardevós	1032	20	Noroeste	Filitas/Pizarras	Limo-arenosa

3.2. Técnicas de identificación y análisis realizados

Para la descripción de los perfiles edáficos, se realizó una calicata de 2 m de longitud y 80 cm de anchura, con profundidad hasta la roca madre. Los horizontes se han diferenciado en función del color y/o textura al tacto, recogiéndose una muestra (alrededor de 2 kg) de cada uno de ellos, para determinar: 1) color (escala Munsell); 2) humedad, mediante secado en estufa a una temperatura de 105 °C hasta peso constante; 3) análisis físico (separación entre la tierra fina -particulas < 2 mm- y las gravas); 4) textura (Guitián, 1964); 5) análisis químico [pH, carbono total, nitrógeno total, matería orgánica, relación C/N, macro- y micronutrientes] (KLUTE, 1986; MENGEL & KIRKBY, 2001; HAGEN-THORN & STJERNQUIST, 2005).

En total, se calcularon 26 parámetros edáficos (Tabla 3); los 8 primeros evalúan las propiedades químicas del suelo, los 16 siguientes están relacionados con su fertilidad (macro- y micronutrientes), y los dos últimos con las características físicas. Su valor total se determinó calculando la media estándar ponderada del perfil, en el caso de la tierra fina y el total de gravas, y para el resto, se obtuvo una media ponderada siguiendo el método de RUSSELL & MOORE (1968). Para los valores superficiales, se consideró el dato correspondiente a los 20 cm superiores del perfil, excepto cuando a esta profundidad, existía más de un horizonte, en estos casos, fue necesario calcular la media ponderada (DÍAZ-MAROTO et al., 2005; 2006).

Tabla 3. Parámetros edáficos considerados

Número	Parámetro	Código
1	pH total en H_2O	PH
2	pH superficial en H_2O	PHS
3	Materia orgánica total (%)	MO
4	Materia orgánica superficial (%)	MOS
5	Nitrógeno total (%)	N
6	Nitrógeno superficial (%)	NS
7	Relación carbono/nitrógeno total	C/N
8	Relación carbono/nitrógeno superficial	C/NS
9	Fósforo utilizable total (ppm)	P
10	Fósforo utilizable superficial (ppm)	PS
11	Potasio cambiable total (ppm)	K
12	Potasio cambiable superficial (ppm)	KS
13	Calcio cambiable total (ppm)	Ca
14	Calcio cambiable superficial (ppm)	CaS
15	Magnesio cambiable total (ppm)	Mg
16	Magnesio cambiable superficial (ppm)	MgS
17	Hierro total (ppm)	Fe
18	Hierro superficial (ppm)	SFe
19	Manganeso total (ppm)	Mn
20	Manganeso superficial (ppm)	MnS
21	Cobre total (ppm)	Cu
22	Cobre superficial (ppm)	CuS
23	Zinc total (ppm)	Zn
24	Zinc superficial (ppm)	ZnS
25	Tierra fina total (partículas < 2mm) (%)	TF
26	Gravas total (partículas > 2mm) (%)	GRA

3.3. Análisis estadístico

Con el conjunto de parámetros calculados en cada punto de muestreo se ha elaborado una base de datos con las características edáficas de los bosques del noroeste peninsular de *Quercus petraea* y *Q. pyrenaica*, la cual se ha analizado estadísticamente de forma univariable (WALPOLE et al., 1999).

Posteriormente, mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP), se ha analizado la variabilidad de las propiedades de los diferentes tipos de suelo como combinación de los parámetros edáficos. Dicho análisis ha permitido definir un grupo de nuevas variables o vectores, resultantes de la combinación de los 26 parámetros iniciales (WALPOLE et al., 1999; SAS INSTITUTE INC., 2004).

4. Resultados y Discusión

4.1. Propiedades químicas, macro- y micronutrientes

Los valores de los parámetros que reflejan las propiedades químicas y biológicas más importantes de los suelos, en general, y en particular de los suelos bajo roble albar (pH, materia orgánica, nitrógeno y relación C/N ratio), son similares a los obtenidos como óptimos para bosques de *Quercus* spp., en general, (VAN DE MOORTEL et al., 1998; COVELO Y GALLARDO, 2002; NICOLINI & TOPP, 2005). Los suelos suelen ser extremadamente ácidos ($4.7 \leq pH < 5.5$), con valores de pH que presentan una escasa variación. Aunque la relación C/N tiene un valor medio próximo a 18, los bajos valores de pH, no permiten unas condiciones óptimas de humificación, dando lugar a un humus tipo moder en la mayoría de las masas (MANSSON & FALKENGREN-GRERUP, 2003). El proceso de mineralización puede considerarse que se produce a un ritmo lento, ya que los datos correspondientes a los 20 cm superiores del perfil edáfico muestran un contenido medio en materia orgánica de 10,09%, con un pH de 4,59 y una relación C/N media de 17,92 (GALLARDO et al., 1995) (Tabla 4).

Excepto para el fósforo, las concentraciones de macronutrientes (Tabla 4), fueron superiores a las obtenidas en los suelos bajo *Quercus robur* (DÍAZ-MAROTO Y VILA-LAMEIRO, 2005), y similares a los valores obtenidos por VILA Y DÍAZ-MAROTO (2002), y BÈRGES et al. (2005) en suelos de *Q. petraea*, a pesar de que estos suelos se desarrollan sobre sustratos que contienen bajos niveles de cationes base (HAGEN-THORN et al., 2004). Por lo que respecta a los micronutrientes (Tabla 4), la elevada concentración de hierro y manganeso, y la baja concentración de cobre fueron los aspectos más llamativos, en comparación con los datos obtenidos en otros estudios, tanto en bosques de frondosas como de coníferas (GÓMEZ-REY Y CALVO DE ANTA, 2002; HAGEN-THORN et al., 2004; HAGEN-THORN & STJERNQUIST, 2005).

El contenido de gravas fue aproximadamente del 56%, con valores máximos superiores al 82% (Tabla 4). La posible relación entre algunos parámetros químicos con el contenido de limo en los suelos (MENGEL & KIRKBY, 2001) queda demostrada, en este caso, por la elevada concentración de nutrientes en los suelos de roble albar que presentan una textura limosa, comparada con las masas de *Quercus robur*, en los cuales, además, es mucho más habitual que dominen los suelos con textura arenosa (DÍAZ-MAROTO, 1997; DÍAZ-MAROTO et al., 2005).

Tabla 4. Estadísticos descriptivos de los parámetros edáficos para Quercus petraea (1) (n = 52) y Q. pyrenaica (2) (n = 40)

Parámetro	Media		σ_{n-1}		CV (%)		Máximo		Minímo	
Especie	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)
PH	4,72	5,19	0,36	0,29	7,71	5,61	5.65	6,13	4.23	4,30
PHS	4,59	5,18	0,42	0,33	9,28	6,38	5.60	6,13	3.90	4,30
MO (%)	7,82	4,102	4,03	2,691	51,59	65,591	19.82	11,300	1.82	1,010
MOS (%)	10,09	5,510	4,55	3,784	45,16	68,665	24.30	16,792	2.89	1,434
N (%)	0,25	0,151	0,10	0,118	42,85	78,343	0.54	0,555	0.07	0,024
NS (%)	0,32	0,196	0,12	0,151	39,11	76,876	0.72	0,592	0.10	0,034
C/N	17,92	18,36	3,75	4,92	20,94	26,79	25.14	31,92	8.83	10,10
C/NS	14,06	18,35	4,05	5,16	28,85	28,09	20.98	31,61	6.62	10,45
P (ppm)	9,52	9,445	7,48	13,268	78,61	140,477	24.80	71,600	0.93	0,770
PS (ppm)	12,57	9,528	14,48	13,500	115,22	141,687	52.68	72,315	0.76	0,760
K (ppm)	90,03	104,414	52,90	61,971	58,75	59,351	275.09	280,590	25.69	21,920
KS (ppm)	114,67	116,428	56,18	63,269	48,99	54,342	264.50	267,260	37.10	30,935
Ca (ppm)	203,20	154,405	275,66	222,897	135,65	144,359	1135.07	935,760	13.19	0,010
CaS (ppm)	291,29	174,981	342,47	290,350	117,57	165,932	1431.84	1396,896	14.01	0,010
Mg (ppm)	45,54	61,229	42,49	62,212	93,31	101,604	164.96	236,950	3.76	4,158
MgS (ppm)	61,87	62,956	46,78	68,519	75,60	108,836	198.87	265,320	4.79	4,158
Fe (ppm)	293,81	140,115	129,68	95,074	44,14	67,854	570.99	477,310	50.93	42,610
FeS (ppm)	379,24	147,925	136,55	118,061	36,01	79,811	680.74	565,434	50.93	40,511
Mn (ppm)	35,89	29,254	36,59	38,338	101,96	131,053	138.11	174,671	0.75	2,650
MnS (ppm)	43,42	29,973	40,13	37,230	92,42	124,210	133.80	174,671	0.75	2,351
Cu (ppm)	0,51	0,532	0,41	0,604	79,62	113,533	1.92	2,305	0.01	0,050
CuS (ppm)	0,39	0,546	0,35	0,598	88,56	109,497	1.23	2,305	0.01	0,030
Zn (ppm)	2,21	0,647	1,13	0,628	50,95	97,109	5.62	2,776	0.42	0,000
ZnS (ppm)	3,05	0,739	2,00	0,691	65,77	93,611	9.02	2,776	0.58	0,002
TF (%)	43,64	59,44	11,44	15,88	26,22	26,71	67.20	88,30	17.80	27,90
GRA (%)	56,35	40,56	11,44	15,88	20,31	39,16	82.20	72,10	32.80	11,70

Los estadísticos descriptivos de los parámetros edáficos, tanto para el total del perfil como para los 20 cm superiores, en las masas de rebollo se muestran en la Tabla 4. Los parámetros pH, materia orgánica, nitrógeno y relación C/N, también presentan valores similares a los señalados como óptimos para bosques de *Quercus* spp. (VAN DER MOORTEL et al., 1998; MANSSON & FALKENGREN-GREMP, 2003; DÍAZ-MAROTO Y VILA-LAMEIRO, 2005).

La mayoría de los suelos son fuertemente ácidos, si bien, alguno tiene valores inferiores, por ejemplo la masa de A Gudiña, o superiores, alcanzándose valores por encima de 6 (moderadamente ácidos), en la masa de Ramilo. No cabe duda que la elevada pluviosidad del territorio gallego (CARBALLEIRA et al., 1983), acentúa el carácter ácido de los suelos, lo cual no impide que presenten una adecuada humificación, que se pone de manifiesto por los valores de la relación C/N (MANSSON & FALKENGREN-GREMP, 2003; HAGEN-THORN et al., 2004), dando lugar a un humus, también de tipo moder, pero que puntualmente, puede ser de tipo mull (DÍAZ-MAROTO et al., 2006). La tasa de mineralización se puede considerar que transcurre a un ritmo normal, ya que si analizamos los valores superficiales, el contenido medio en materia orgánica es relativamente escaso, el pH tiene un valor de 5,18 y la relacion C/N es superior a 18 (HAGEN-THORN et al., 2004) (Table 4).

Las concentraciones de macronutrientes, excepto fósforo, presentan valores superiores a los suelos bajo masas de *Quercus robur*, al igual que sucede con roble albar (DÍAZ-MAROTO & VILA-LAMEIRO, 2005; DÍAZ-MAROTO et al., 2005), siendo similares a los aportados por SANTA REGINA et al. (1991) y GALLARDO et al. (1995). Los valores obtenidos para el fósforo pueden ser indicativos de que las zonas ocupadas actualmente por rebollares no han sufrido un cambio de uso de suelo, por ejemplo antiguos cultivos (DÍAZ-MAROTO et al., 2006). En el caso de los micronutrientes (Table 4), destaca la elevada concentración de hierro y, en menor medida, una escasa concentración de zinc, presentando el resto valores similares a los obtenidos en otros trabajos (GÓMEZ-REY Y CALVO DE ANTA, 2002; HAGEN-THORN et al., 2004; RUDAWSKA & LESKI, 2005).

Dentro de las características físicas, el contenido en gravas es aproximadamente un 40%, con valores máximos superiores al 70% (Table 4). La posible relación, de algunos de los parámetros químicos con la fracción limosa (MENGEL & KIRKBY, 2001), se pone de manifiesto por la mayor concentración de nutrientes en rebollares, con texturas de tipo limoso, respecto a las masas de *Quercus robur*, donde la composición textural dominante es de tipo arenoso, como ya se comentó (DÍAZ-MAROTO et al., 2005).

4.2. Estudio de la variabilidad de las propiedades edáficas

Los resultados del ACP en los suelos bajo roble albar difieren mucho en función del tipo de suelo, siendo bastante complejos de interpretar precisamente, en los suelos con una mayor representación, es decir, en los regosoles. Cuatro vectores (nuevas variables) han sido necesarios para explicar cerca del 70% de la variabilidad encontrada. El primer vector esta representado por el pH (30%), y los otros 3 vectores explican, respectivamente, el 15, 12, y el 11% de dicha variabilidad, correspondiéndose con el nitrógeno, manganeso y la granulometría de los suelos.

En el caso de *Quercus pyrenaica*, los resultados obtenidos en el Análisis de Componentes Principales aplicado los regosoles úmbricos, aún muestran una mayor complejidad, ya que son necesarias 5 nuevas variables para explicar el 81% de la variabilidad total. La importancia de cada una de ellas oscila entre, la primera, que explica más del 28% de la variabilidad y, la última, con un 9,1%. En la significación de estas variables influyen, de mayor a menor importancia los parámetros: níquel, cobre y magnesio, tanto para sus valores totales como superficiales, gravas, tierra fina, zinc y fósforo, también totales y superficiales.

5. Conclusiones

Debido a la presión antrópica que han sufrido los robledales en Galicia, actualmente, la mayoría de ellos, se ubican en zonas de pendientes moderadas, de mediana y elevada altitud, con preferencia por las orientaciones de umbría, sobre todo, roble albar, ya que el rebollo es una especie más de solana. Los sustratos silíceos son dominantes, aunque pueden vivir sobre calizas descalcificadas, siendo las texturas limo-arenosas mayoritarias. La profundidad del suelo es elevada, en muchos casos, aunque en otros, es bastante escasa. En cuanto al tipo de suelo, dentro del área de estudio, se asientan sobre todo, bajo regosoles úmbricos, que presentan normalmente un horizonte A profundo, que a veces, puede aparecer subdividido.

En general, los suelos son fuertemente ácidos, lo cual, no impide una adecuada humificación, dando lugar a humus de tipo mull o moder. La tasa de mineralización se puede considerar normal y los parámetros químicos presentan valores óptimos para este tipo de

bosques. A excepción del fósforo, el resto de macronutrientes, tiene concentraciones superiores a las obtenidas en masas de *Quercus robur*. El análisis de la concentración de micronutrientes en roble albar, presenta una alta concentración de hierro y manganeso y una baja concentración de cobre, que puede ser debido a diferencias en la absorción de nutrientes. En *Quercus pyrenaica*, los valores de los micronutrientes, excepto hierro y zinc, son similares a los obtenidos en masas forestales, tanto de coníferas como frondosas, del área de estudio.

Los resultados del ACP, ponen de manifiesto, que en todos los casos, existen una serie de micronutrientes (níquel, cobre, zinc –especialmente importante en *Q. petraea*– y molibdeno) con un gran peso descriptivo de la variabilidad de las propiedades edáficas. Apareciendo, en segundo lugar, los macronutrientes magnesio, fósforo y potasio y la relación carbono/nitrógeno.

6. Bibliografía

AMARAL, J., 1990. *Quercus*. En: Castroviejo, S. *et al*., (eds.). Flora Iberica II: 426-462. Ed. CSIC. Madrid.

BÈRGES, L., GEGOUT, J.C., FRANC, A., 2006. Can understory vegetation accurately predict site index? A comparative study using floristic and abiotic indices in sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) stands in northern France. *Ann. For. Sci.* 63: 31-42.

BÈRGES, L., CHEVALIER, R., DUMAS, Y., FRANC, A., GILBERT, J.M., 2005. Sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) site index variations in relation to climate, topography and soil in even-aged high-forest stands in northern France. *Ann. For. Sci.* 62: 391-402.

CALVO DE ANTA, R., DÍAZ-FIERROS, F., 1981. Consideraciones acerca de la acidificación de los suelos de la zona húmeda española a través de la vegetación. *An. edafol. agrobiol.* 40: 411-425.

CAMPS, M., MOURENZA, C., ÁLVAREZ, E., MACÍAS, F., 2004. Influence of parent material and soil type on the root chemistry of forest species grown on acid soils. *For. Ecol. Manage.* 193: 307-320.

COVELO, F., GALLARDO, A., 2002. Effect of pine harvesting on leaf nutrient dynamics in young oak trees at NW Spain. *For. Ecol. Manage.* 167: 161-172.

CARBALLEIRA, A., DEVESA, C., RETUERTO, R., SANTILLAN, E., UCIEDA, F., 1983. Bioclimatología de Galicia. Editorial Xunta de Galicia-Fundación Barrie de la Maza. 391 pp. A Coruña.

DE VISSER, P.H.B., 1992. The relation between chemical composition of oak tree rings, leaf, bark, and soil solution in a partly mixed stand. *Can. J. For. Res.* 22: 1824-1831.

DÍAZ, T.E., FERNÁNDEZ, J.A., 1994. La vegetación de Asturias. *Itinera Geobotanica* 8: 243-528.

DÍAZ-MAROTO, I.J., 1997. Estudio ecológico y dasométrico de las masas de carballo (*Quercus robur* L.) en Galicia. Tesis doctoral (inédita). 601 pp. Madrid.

DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P., 2005. Seasonal evolution soil chemical properties and macronutrients in natural forests of *Quercus robur* L. in Galicia, Spain. *Agrochimica* 49: 201-211.

DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P., 2008. Natural forests of rebollo oak in Galicia, NW Spain: Main edaphic properties. *J. Plant Nutr.* 31: 1711–1722.

DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P., SILVA-PANDO, F.J., 2005. Autoecology of oaks (*Quercus robur* L.) in Galicia, Spain. *Ann. For. Sci.* 62: 737-749.

DÍAZ-MAROTO, I.J., FERNÁNDEZ-PARAJES, J., VILA-LAMEIRO, P., 2006. Autecology of rebollo oak (*Quercus pyrenaica* Willd.) in Galicia (Spain). *Ann. For. Sci.* 63: 157-167.

DGCONA, 2001. Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006: Galicia. Ed. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

FAO, 1999. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports, 84.

GALLARDO, J.F., SANTA REGINA, I.S., HARRISON, A.F., HOWARD, D.M., 1995. Organic matter and nutrient dynamics in three ecosystems of the "Sierra de Bejar" mountains (Salamanca Province, Spain). *Acta Oecol.* 16: 447-459.

GÓMEZ-REY, M.X., CALVO DE ANTA, R., 2002. Datos para el desarrollo de una red integrada de seguimiento de la calidad de suelos en Galicia (NO de España): Balances geoquímicos en suelos forestales (*Pinus radiata*). 1. Aportes de elementos por deposición atmosférica y hojarasca. *Edafología* 9(2): 181-196.

GUITIÁN, F., 1964. Técnicas de análisis de suelos. Monografías de Ciencia Moderna, Ed. CSIC, Madrid.

HAGEN-THORN, A., STJERNQUIST, I., 2005. Micronutrients levels in some temperate European tree species: a comparative field study. *Trees* 19: 572-579.

HAGEN-THORN, A., CALLESEN, I., ARMOLAITIS, K., NIHIGARD, B., 2004. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *For. Ecol. Manage.* 195: 373-384.

KAZDA, M., SALZERL, J., SCHMID, I., VON WRANGELL, P., 2004. Importance of mineral nutrition for photosynthesis and growth of *Quercus petraea*, *Fagus sylvatica* and *Acer pseudoplatanus* planted under Norway spruce canopy. *Plant Soil* 264: 24-34.

KLUTE, A., 1986. Methods of Soil Analyses, 2nd ed. American Society of Agronomy. 1118 pp. Madison.

MANSSON, K.F., FALKENGREN-GRERUP, U., 2003. The effect of nitrogen deposition on nitrification, carbon and nitrogen mineralization and litter C:N ratios in oak (*Quercus robur* L.) forests. *For. Ecol. Manage.* 179: 455-467.

MARCOS, G.M., LANCHO J.F., 2002. Atmospheric deposition in oligotrophic *Quercus pyrenaica* forests: implications for forest nutrition. *For. Ecol. Manage.* 171: 17-29.

MENGEL, K., KIRKBY, E.A., 2001. Principles of Plant Nutrition, 5th ed. Kluwer Academic. 849 pp. Dordrecht.

NICOLINI, F., TOPP, W., 2005. Soil properties in plantations of sessile oak (*Quercus petraea*) and red oak (*Quercus rubra*) in reclaimed lignite open-cast mines of the Rhineland. *Geoderma* 129: 65-72.

RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1987. Memoria y mapas de series de vegetación de España. ICONA. 720 pp. Madrid.

RUDAWSKA, M., LESKI, T., 2005. Macro- and microelement contents in fruiting bodies of wild mushrooms from the Notecka forest in west-central Poland. *Food Chem.* 92: 499-506.

RUIZ DE LA TORRE, J., 1991. Mapa Forestal de España. Varias hojas. DGCONA, Instituto Geográfico Nacional, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

RUSSELL, J.S., MOORE, A.W., 1968. Comparison of different depth weightings in the numerical analysis of anisotropic soil profile data. 9th. Int. Cong. Soil Sci. 4: 205-213.

SANTA REGINA, I.S., GALLARDO, J.F., RICO, M., MARTÍN, A., GALLEGO, H.A., MORENO, G., CUADRADO, S., 1991. Datos preliminares sobre biomasa aérea, producción y características edafoclimáticas de ecosistemas forestales de *Quercus pyrenaica* (Sierra de Gata, Salamanca). Actas III Jornadas de la Asociación Española de Ecología Terrestre. León.
SAS INSTITUTE INC., 2004. SAS/STAT® 9.1. User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.
VAN DE MOORTEL, R., RAMPELBERG, S., DECKERS, J., 1998. Condition of *Quercus robur* L. along a natural Luvisol microtoposequence on loess in Central Belgium. *Soil Use Manage.* 14: 184-186.

VILA-LAMEIRO, P., DÍAZ-MAROTO I.J., 2002. Las masas actuales de *Quercus petraea* en Galicia. *Inv. Agr. Sis. Rec. For.* 11(1): 5-29.

WALPOLE, R.E., MYERS, R.H., MYERS, S.L., 1999. Probabilidad y estadística para ingenieros, 6ª ed. Prentice Hall. 739 pp. Londres.

Evidência da importância do estado nutritivo azotado das árvores na produção de olivais de sequeiro a partir de ensaios de manutenção do solo

RODRIGUES, M. A., ARROBAS, M.

Centro de investigação de Montanha – Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança

Resumo
Apesar da importância do azoto enquanto elemento nutriente e da demonstração inequívoca do seu efeito na produtividade de diversas culturas, na oliveira continua controversa a recomendação do nutriente. Neste trabalho, procurou demonstrar-se a importância de um bom estado nutritivo azotado na produção de azeitona, a partir de informação recolhida em ensaios de manutenção da superfície do solo conduzidos em Trás-os-Montes, Portugal. Foi possível estabelecer relações lineares significativas entre o estado nutritivo azotado das árvores e a produção de azeitona em 50% das nuvens de pontos estabelecidas entre a concentração de azoto nas folhas e a produção. Separando em dois grupos as árvores mais e menos produtivas, as primeiras mostraram concentrações de azoto nas folhas mais elevadas. Assim, ambas as aproximações estatísticas demonstraram que o azoto foi um importante factor limitante, que influenciou de forma significativa a produtividade. Os resultados permitem concluir que devem ser adoptados sistemas de manutenção do solo que favoreçam a oportunidade de absorção radicular e que a fertilização azotada não deve ser descurada como formas de se promover a produtividade destes olivais.

Palavras chave
Estado nutritivo azotado, fertilização azotada, manutenção do solo, *Olea europaea* L.

1. Introdução

O azoto é o principal elemento limitante da produtividade vegetal em ecossistemas naturais e em agro-sistemas (Stevenson, 1986). As necessidades das plantas são habitualmente superiores à disponibilidade natural do elemento no solo. Em solos agrícolas é frequente aplicar azoto para assegurar níveis de produtividade adequados, em particular nas culturas anuais onde frequentemente se aplica N mais que uma vez ao ano para promover a eficiência de uso do nutriente (Stark et al., 1983; Westermann et al., 1988; Roberts et al. 1991). Mesmo em culturas perenes o fraccionamento do azoto é uma prática usual quando se dispõe de sistema de fertirrigação.

Em olival, o azoto é também reconhecidamente o elemento aplicado em maior quantidade (Hartmann et al., 1966; Fernández-Escobar, 2001; Connell e Vossen, 2007), havendo referências na literatura a aplicações consideradas excessivas (Fernández-Escobar et al., 2009). Contudo, nem sempre tem sido possível registar diferenças significativas na produção de azeitona pela aplicação de azoto na forma de fertilizantes (Fernández-Escobar e Marin, 1999; Connell et al., 2002; García-Novelo et al., 2004). Em publicação recente, Fernández-Escobar et al. (2009) divulgam resultados de experiências de campo de longa duração (13 anos) em que não se registaram diferenças significativas na produção pela aplicação de fertilizante azotado. Os autores também não registaram quebras de produção,

mesmo quando a concentração de azoto nas folhas decresceu abaixo do limite crítico estabelecido para a cultura. Contudo, os autores sugerem que se aplique azoto, se bem que apenas quando a concentração do elemento nas folhas descer abaixo do limite de concentração crítica. Apesar de não registarem aumento de produção com a aplicação de azoto, os autores não assumem inequivocamente que não se aplique fertilizante azotado no olival.

A observação de respostas significativas à aplicação de azoto é referida num trabalho inicial de revisão de Hartmann et al. (1966) e foi mais recentemente registado por Jasrotia et al. (1999) e Marcelo et al. (2004). Rodrigues et al. (2008) registaram quebras de produção significativas três anos após se ter deixado de fertilizar as oliveiras com azoto em comparação com outras árvores em que se manteve a fertilização azotada. No mesmo estudo foi também registada redução da disponibilidade de azoto no solo e diminuição da concentração de azoto nas folhas quando não foi aplicado fertilizante azotado. Em concordância com estes resultados está a prática generalizada entre olivicultores da aplicação de fertilizante azotado em olival.

A forma como é mantida a superfície do solo tem grande influência na fertilidade do solo, no crescimento das árvores e na produção, apresentado, também, importantes implicações ambientais (Tisdall, 1989; Anderson et al., 1992; Lipecki e Berbeć, 1997; Pastor et al., 2001; Rodrigues et al., 2006; Rodrigues e Cabanas, 2009). Assim, não é indiferente mobilizar o olival, aplicar herbicidas ou gerir o coberto com corte ou pastoreio. Genericamente, os sistemas de não mobilização favorecem o desenvolvimento do sistema radicular à superfície, promovendo o estado nutritivo das plantas e a produção. Arrobas et al. (2010) verificaram uma melhoria no estado nutritivo em boro e um acréscimo na produção em olivais geridos com um herbicida à base de glifosato em comparação com olivais mobilizados.

.

2. Objectivos

Tendo em conta a reduzida informação publicada sobre a relação entre fertilização azotada, estado nutritivo azotado das árvores e produção de azeitona, neste trabalho tentou estabelecer-se a relação entre estado nutritivo azotado das plantas e produção de azeitona, tendo por base talhões geridos com diferentes sistemas de manutenção do solo. Se os sistemas de manutenção do solo influenciam o estado nutritivo das plantas, poderá ser essa uma das razões pela qual influenciam a produção de azeitona. Assim, procurou-se de forma indirecta demonstrar a importância do azoto na oliveira através da relação entre estado nutritivo das árvores (como reflexo da fertilidade do solo) e produção de azeitona.

3. Materiais e métodos

Os dados da produção e do estado nutritivo azotado das árvores foram recolhidos a partir de dois olivais de sequeiro situados em Trás-os-Montes, próximos das cidades de Bragança (41º 48' N; 6º 44' W) e Mirandela (41º 31' N; 7º 12' W). Bragança apresenta clima mediterrânico com alguma influência do regime atlântico. A temperatura média anual é de 11.9 ºC e a precipitação anual de 741 mm (INMG, 1991). Mirandela apresenta um clima tipicamente mediterrânico, com temperatura média anual de 14.2 ºC e precipitação anual de 520 mm.

O olival de Bragança está instalado num Regossolo, cuja profundidade efectiva média ronda os 30 cm. O terreno apresenta ligeiro declive (≈ 2 %). O solo apresenta textura franca,

teor de matéria orgânica próximo de 3%, pH (H_2O) ligeiramente ácido (6.0) e teores médios de P (24 mg kg^{-1}) e K (67 mg kg^{-1}), quando determinados pelo método Egner-Rhiem. O olival de Mirandela está instalado num Leptosolo, com profundidade efectiva próxima de 20 cm. O declive situa-se próximo dos 4%. A textura é franca, o teor de matéria orgânica baixo (0,7 %), pH (H_2O) de 5,5 e teores de P (23 mg kg^{-1}) e K (48 mg kg^{-1}) médios.

Ambos os olivais são da cultivar Cobrançosa. O olival de Bragança é composto de árvores adultas em número de 200 por hectare. O olival de Mirandela é uma plantação jovem (13 anos em 2001 no início da experiência) com 240 árvores por hectare.

Até ao ano de 2000 o solo do olival de Bragança foi gerido como uma pastagem sob-coberto, sendo a vegetação eliminada com um rebanho de ovelhas e cabras. O olival de Mirandela foi gerido até 2001 com mobilização convencional, com duas escarificações anuais. Em 2001 o olival de Bragança foi dividido em três parcelas, tendo cada uma sido submetido a um sistema diferente de manutenção do solo. Assim, foram estabelecidos os sistemas de manutenção do solo: pastoreio sob-coberto, como testemunha; mobilização convencional, com duas mobilizações de escarificador na Primavera; e herbicida não selectivo à base de glifosato aplicado em Abril. O olival de Mirandela foi também dividido em três parcelas, tendo sido estabelecidos os sistemas de manutenção do solo: mobilização convencional, como testemunha; herbicida não selectivo à base de glifosato, tal como referido para Bragança; e herbicida com componentes de acção residual (diurão + glifosato + terbutilazina) aplicado em Fevereiro.

Previamente à aplicação dos diferentes sistemas de manutenção do solo foram seleccionados grupos de árvores homogéneas em termos de vigor e volume da canópia sobre as quais incidiram as amostragens. Os grupos de árvores marcadas foram compostos por 10 e 12 árvores por tratamento, respectivamente em Bragança e Mirandela.

Anualmente foi aplicado um adubo composto 10-10-10 (10% N; 10% P_2O5; 10% K_2O) à razão de 1,5 e 1,0 kg de adubo por árvore, respectivamente nos ensaios de Bragança e Mirandela. Foi ainda aplicado boro anualmente, à razão de 75 e 50 g de Borax (11% B) por árvore, respectivamente em Bragança e Mirandela. O olival de Bragança foi podado em Março de 2001, Março de 2003 e Março de 2006, tendo sido removida, respectivamente, em cada poda aproximadamente 33%, 15% e 25% da área foliar. O olival de Mirandela foi podado em Fevereiro de 2002 e em Abril de 2006, tendo sido removida aproximadamente 33% da área foliar.

Anualmente em Dezembro procedeu-se à colheita e registo das produções de azeitona por árvore. Em Bragança, as árvores foram colhidas da forma tradicional, com varas e lonas. Em Mirandela foi usado um vibrador de troncos. No repouso vegetativo, em Janeiro, e no Verão, em Julho, foram colhidas amostras de folha para análise individualmente por árvore marcada. Foram colhidas folhas jovens com o limbo completamente expandido do terço médio dos lançamentos do ano, a uma altura próxima de 2 metros, percorrendo todos os quadrantes da copa. As folhas foram separadas dos caules, secas em estufa com ventilação forçada (70 ºC) e posteriormente moídas. A concentração de azoto nas folhas foi determinada pelo método Kjeldahl, que consistiu na digestão da amostra com ácido sulfúrico a 400 ºC na presença de um catalisador à base de selénio, seguida de destilação e titulação com ácido clorídrico.

A análise de dados foi feita através do estabelecimento da relação entre a concentração de azoto nas folhas e a produção individual das árvores para cada um dos olivais. De cada olival foram constituídos dois grupos de cinco árvores, as mais e menos produtivas no conjunto acumulado de todos os anos de ensaio, e comparada a concentração de azoto nas folhas nos dois grupos através do intervalo de confiança para a média ($\alpha < 0,05$).

4. Resultados

A produção de azeitona foi muito variável de ano para ano. Em Bragança foram registados dois anos de elevada produção (2004 e 2006) e dois anos de baixa produção (2003 e 2005), num ciclo evidente de safra e contra safra. No olival de Mirandela os melhores registos foram observados em 2003 e 2006, tendo 2004 sido o ano de produções mais baixas.

A concentração de azoto nas folhas situou-se maioritariamente dentro da zona de concentrações adequadas, definida para esta cultura (15 a 20 g kg^{-1}), se bem que tivessem sido observados vários registos de concentração de azoto nas folhas acima e abaixo dos limites da zona de concentrações adequadas. No olival de Bragança foram mais frequentes os registos dentro da zona de concentração adequadas e acima do seu limite superior (20 g kg^{-1}), enquanto em Mirandela foram bastante frequentes os registos abaixo do limite inferior da zona de concentrações adequadas (15 g kg^{-1}).

No olival de Bragança, observaram-se relações lineares significativas entre a concentração de azoto nas folhas e a produção em quatro de um total de oito nuvens de pontos estabelecidas (figura 1). Analisada por data de amostragem das folhas, a relação foi significativa em duas de um total de quatro em cada uma das datas de amostragem de Janeiro e Julho. A partir da amostragem de folhas de Janeiro de 2006 e da produção de Dezembro de 2006 foi estabelecida uma relação linear significativa com um coeficiente de determinação bastante elevado, tendo atingido o valor 0,639.

No olival de Mirandela, das oito nuvens de pontos estabelecidas entre a concentração de azoto nas folhas e a produção, também em quatro delas foi registada relação linear significativa (figura 2). Apesar do resultado total ser semelhante ao de Bragança, em Mirandela observaram-se mais relações lineares significativas a partir das amostragens de folhas de Julho (3) que das de Janeiro (1). A partir dos resultados de Mirandela nunca foi possível obter coeficientes de determinação tão altos como com os resultados de Bragança, sendo o maior coeficiente de determinação de 0,380 e registado a partir das amostras de folhas de Julho de 2006 e da produção de Dezembro de 2006.

No olival de Bragança, o grupo das cinco árvores mais produtivas apresentou concentração de azoto nas folhas significativamente mais elevada que o grupo das cinco árvores menos produtivas em seis amostragens num total de oito (figura 3). Nas amostragens de Julho, as diferenças na concentração de azoto nas folhas foram sempre significativamente superiores nas árvores mais produtivas comparativamente com as árvores menos produtivas.

No olival de Mirandela, a concentração média de azoto nas folhas foi superior no grupo de árvores mais produtivas em sete de oito amostragens. Contudo, só raramente as diferenças foram significativas. Nas amostragens de Julho a diferença de médias foi tendencialmente superior que nas amostragens de Inverno também no olival de Mirandela.

5. Discussão

Os sistemas de manutenção do solo modificam as condições de desenvolvimento das plantas, interferindo na infiltração de água, na temperatura do solo e no desenvolvimento do sistema radicular à superfície (Tisdall, 1989; Lipecki e Berbeć, 1997; Pastor et al., 2001; Rodrigues e Cabanas, 2009). Os sistemas de manutenção do solo que permitiram o desenvolvimento do sistema radicular à superfície incrementaram a oportunidade de absorção de nutrientes dando origem a plantas em melhor estado nutritivo. Objectivamente, os sistemas de manutenção do solo que favoreceram a absorção de azoto também terão favorecido a absorção de outros nutrientes, como verificaram Arrobas et al. (2010) para o boro, e, provavelmente, também melhoraram a eficiência de uso da água. Assim, embora o efeito do azoto na produtividade não se consiga isolar, devido à possível alteração da disponibilidade de outros nutrientes e da água, foi possível estabelecer relações lineares significativas entre a concentração de azoto nos tecidos e a produção. Desta forma, pode assumir-se que a observação de relações lineares significativas identifica, inequivocamente, o azoto como factor limitante à produtividade destes olivais.

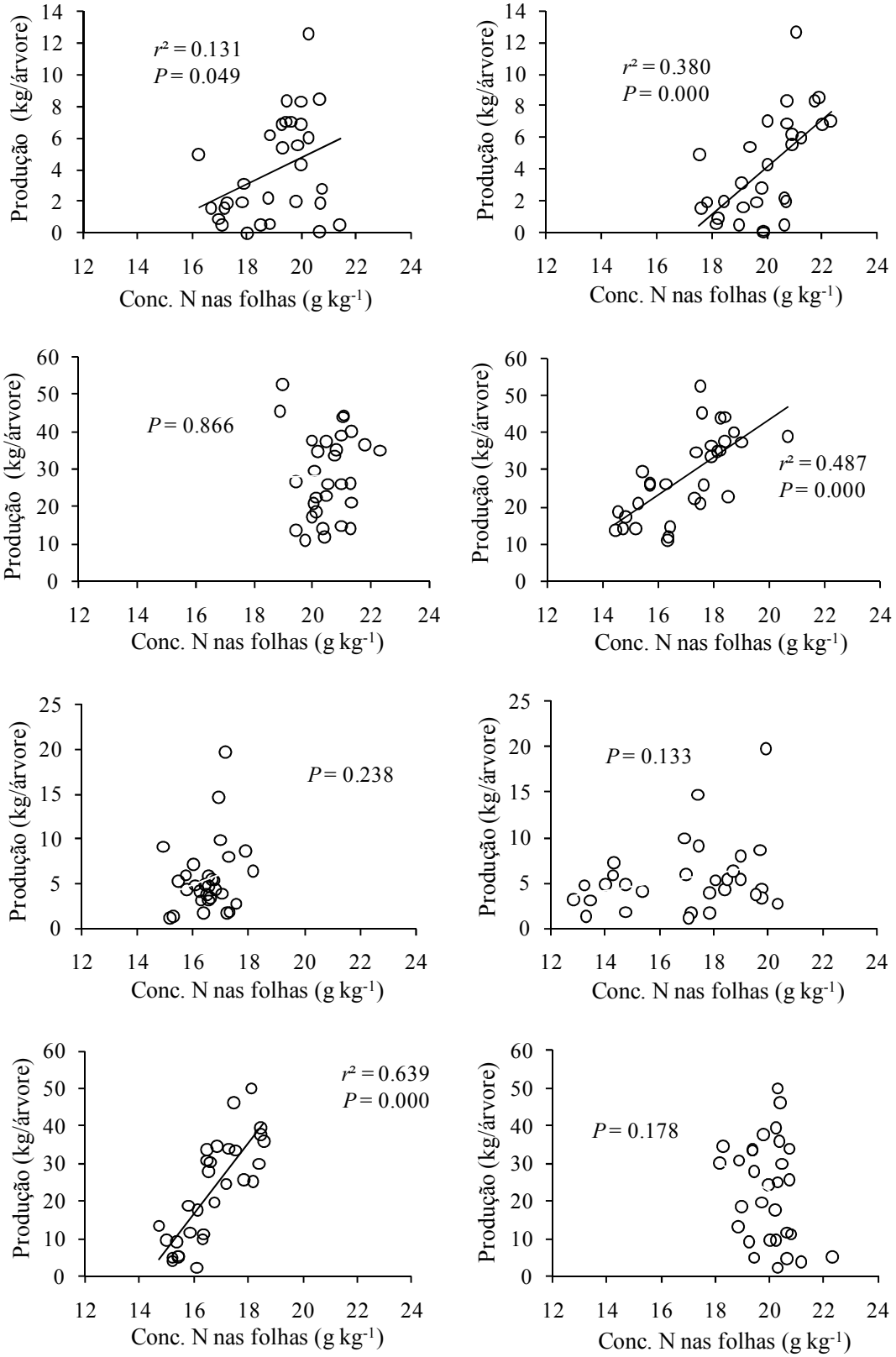


Figura 1. Relação entre a concentração de azoto nas folhas em Janeiro (4 figuras da esquerda) e em Julho (4 figuras da direita) com a produção de azeitona na colheita seguinte em Dezembro no olival de Bragança. De cima para baixo cada par de figuras corresponde aos anos de 2003, 2004, 2005 e 2006.

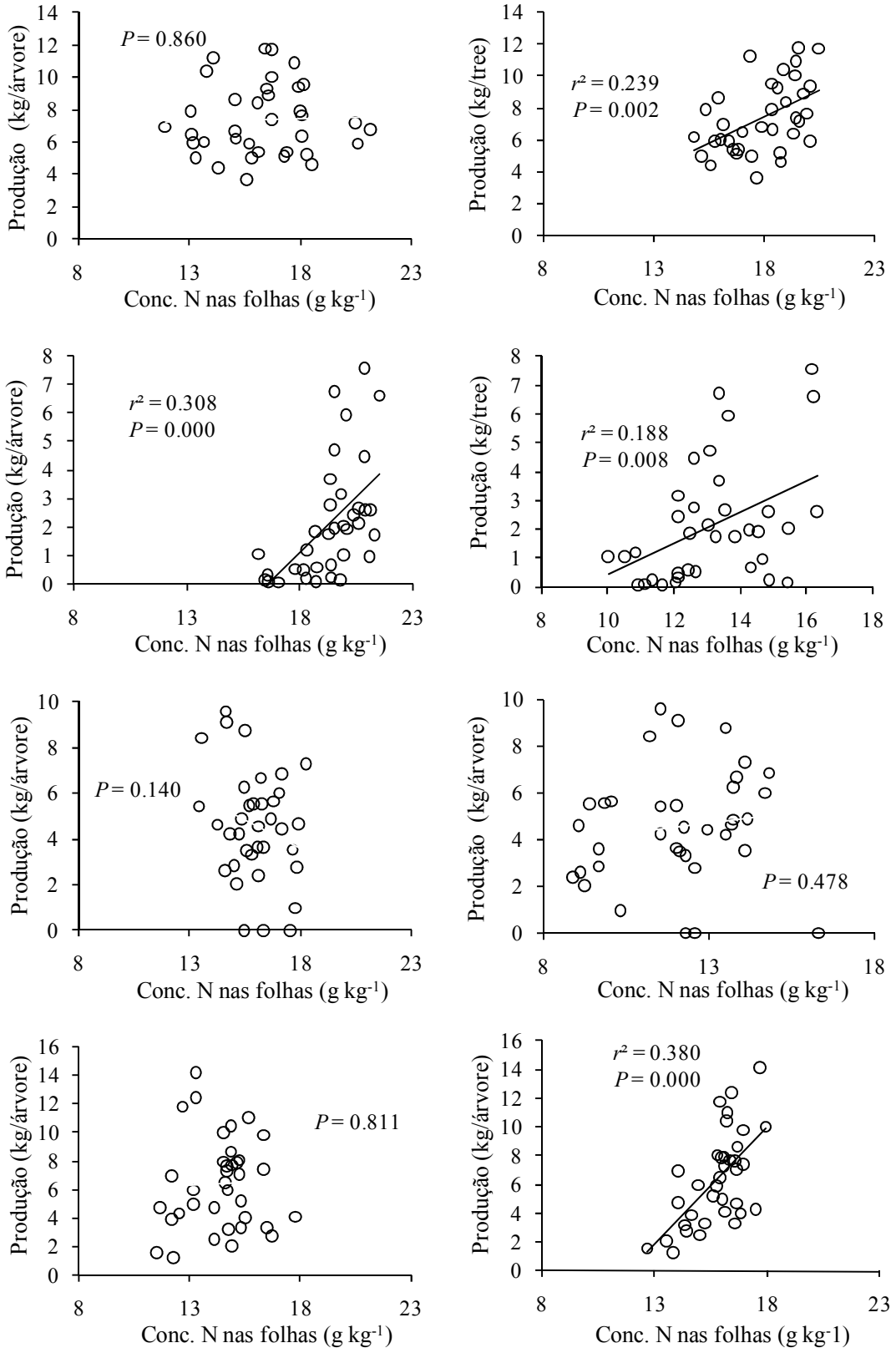


Figura 2. Relação entre a concentração de azoto nas folhas em Janeiro (4 figuras da esquerda) e em Julho (4 figuras da direita) com a produção de azeitona na colheita seguinte em Dezembro no olival de Mirandela. De cima para baixo cada par de figuras corresponde aos anos de 2003, 2004, 2005 e 2006.

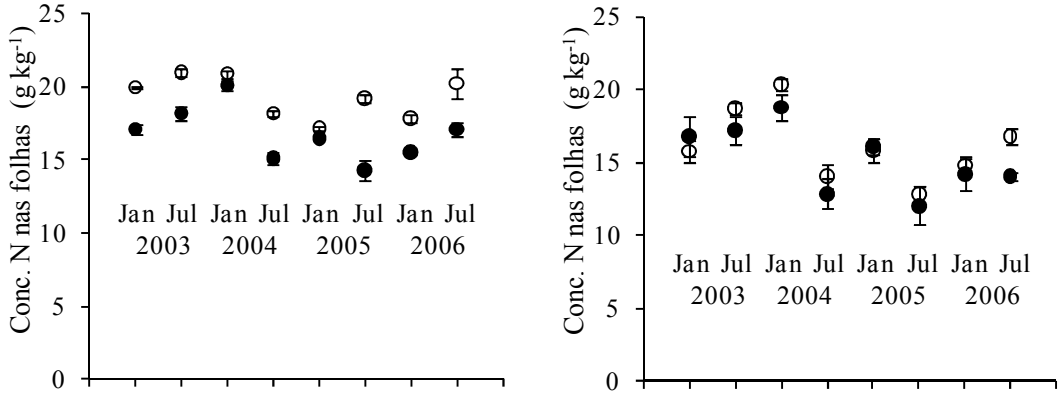


Figura 3. Concentração de azoto nas folhas nas cinco árvores mais (círculos abertos) e menos (círculos fechados) produtivas no ensaio de Bragança (esquerda) e Mirandela (direita). As linhas verticais representam o intervalo de confiança para a média ($\alpha < 0,05$).

A partir da amostragem de Verão foram obtidas mais relações lineares significativas entre o teor de azoto nas folhas e a produção que a partir das amostras de Inverno. Este resultado pode reforçar a tese introduzida por alguns investigadores (Fernández-Escobar, 2001; Freeman et al., 2005; Arrobas et al., 2010) de que a época de colheita de folhas de Verão, ao endurecimento do caroço, permitirá um melhor diagnóstico do estado nutritivo das árvores.

A separação das árvores mais produtivas das menos produtivas, com diferença na concentração de azoto nas folhas, contribuiu também para se perceber com clareza que as árvores nos sistemas de manutenção do solo que favoreceram a absorção de azoto foram simultaneamente as mais produtivas, realçando de forma clara a importância do azoto na nutrição mineral destes olivais. Resultado idêntico tinha sido verificado anteriormente para o boro por Arrobas et al. (2010). Na prática, parece inequívoco que a produção terá sido influenciada pelo melhor estado nutritivo azotado das plantas, sendo o azoto um elemento determinante na produtividade do olival.

6. Conclusões

Apesar de terem vindo a ser publicados resultados aparentemente contraditórios no que respeita à influência do azoto na produção do olival, nos pomares incluídos neste estudo o elemento parece ter tido uma elevada importância na produção de azeitona. As árvores em melhor estado nutritivo apresentaram produções mais elevadas. Assim, o sistema de manutenção do solo escolhido deve favorecer a absorção de nutrientes e a fertilização azotada não deverá ser descurada. Por outro lado, como medida de correcta gestão, o fertilizante azotado deve ser sempre aplicado anualmente, ainda que em doses moderadas enquanto persistir a tese de que a resposta à fertilização azotada é modesta. Objectivamente, o mais difícil poderá ser o estabelecimento das doses óptimas a aplicar. A aplicação anual permite usar doses de azoto mais baixas em cada aplicação, condição de extrema importância na maximização da eficiência de uso do nutriente.

7. Agradecimentos

Os autores agradecem a Rita Diz e Ana Pinto pelo auxílio nas determinações laboratoriais. Esta linha de trabalho esteve financiada pelo projecto Agro 296 (2001-2004), posteriormente pelo projecto AGRO 743 (2004-2007) e presentemente está incluída no projecto PTDC/AGR-AAM098326/2008.

8. Referências Bibliográficas

ANDERSON, J.L., BINGHAM, G.E., HILL, R.W. 1992. Effect of permanent cover crop competition on sour cherry tree evapotranspiration, growth and productivity. *Acta Hort.* 313: 135-142.

ARROBAS, M., LOPES, J.I., PAVÃO, F., CABANAS, J.E., RODRIGUES, M.A. 2010. Comparative boron nutritional diagnosis for olive based on July and January leaf samplings. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*. 41: 709-720.

CONNELL, J.H., VOSSEN, P.M. 2007. Organic olive orchard nutrition. Em: Vossen, P.M. (ed.): Organic olive production manual, 37-43. Publication 3505: Univ. California.

CONNELL, J.H., FERGUSON, L., METHENEY, P.D., REYES, H., KRUEGER, W.H., SIBBETT, G.S. 2002. Effects of foliar application of urea on olive leaf nitrogen, growth and yield. *Acta Hort.* 586: 251-254.

FERNÁNDEZ-ESCOBAR, R. 2001. Fertilization. Em: Barranco, D., Fernández-Escobar, R., Rallo, L. (eds.): El cultivo del olivo, 255-284. Mundi-Prensa and Junta de Andalucia, Madrid.

FERNÁNDEZ-ESCOBAR, R., MARIN, L. 1999. Nitrogen fertilization in olive orchards. *Acta Hort.* 474: 333-335.

FERNÁNDEZ-ESCOBAR, R., MARIN, L., SÁNCHEZ-ZAMORA, M.A., GARCÍA-NOVELO, J.M., MOLINA-SORIA, C., PARRA, M.A. 2009. Long-term effects of N fertilization on cropping and growth of olive trees and on N accumulation in soil profile. *Eur. J. Agron*. 31: 223-232.

FREEMAN, M., URIU, K., HARTMANN. H.T. 2005. Diagnosing and correcting nutrient problems. Em: Sibbett, G.S., Fergunson, L.F. (eds.): Olive production manual, 83-100. Univ. California, Publication 3353.

GARCÍA-NOVELO, J.M., SÁNCHEZ, M.A., MARÍN, L., FERNÁNDEZ-ESCOBAR, R., PARRA, M.A. 2004. El abonado nitrogenado en el olivar. *Proc. Simpósio Ibérico de Nutrição Mineral das Plantas*, 189-193. Lisboa, Portugal.

HARTMANN, H. T., URIU, K., LILLELAND, O. 1966. Olive nutrition. Em: Childers, N.F. (ed.): Fruit nutrition. 252-262. New Jersey: Horticultural Publications, Rutgers University.

INMG. 1991. *O clima de Portugal: normais climatológicas da região de Trás-os-Montes e Alto Douro e Beira Interior, correspondentes a 1951-1980*. Fasc. XLIX, Vol. III. Lisboa: Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica.

JASROTIA, A., SINGH, R.P., SINGH, J.M., BHUTAMI, V.P. 1999. Response of olive trees to varying levels of N and K fertilizers. *Acta Hort.* 474: 337-340.

LIPECKI, J., BERBEĆ, S. 1997. Soil management in perennial crops: orchards and hop gardens. *Soil Till. Res*. 43: 169-184.

MARCELO, M.E., JORDÃO, P.V., LOPES, J., SEMPITERNO, C.M. 2004. Influência da adubação azotada na produção da oliveira cv. Cobrançosa. *Proc. Simpósio Ibérico de Nutrição Mineral das Plantas,* pp. 177-183, Lisboa, Portugal.

PASTOR, M., CASTRO, J., VEJA, V., HUMANES, M.D. 2001. Sistemas de manejo del suelo. Em: Barranco D., Fernández-Escobar, R., Rallo, L. (eds.): El cultivo del olivo, 215-254. Mundi-Prensa and Junta de Andalucia, Madrid.

ROBERTS, S., CHENG, H.H., FARROW, F.O. 1991. Potato uptake and recovery of nitrogen-15-enriched ammonium nitrate from periodic applications. *Agron. J*. 83: 378-381.

RODRIGUES, M.A., CABANAS, J.E. 2009. Manutenção do solo. Em: Rodrigues, M.A., Correia, C.M. (eds.): Manual da Safra e contra safra do olival, 41-57. IPB, Bragança.

RODRIGUES, M.A., CORREIA, C., PAVÃO, F., LOPES, J., CABANAS, J.E., MOUTINHO-PEREIRA, J., ARROBAS, M. 2008. Can olive yields be maintained over time without nitrogen and boron fertilization? The Sixth International Symposium on Olive Growing, 9-13 September, Évora, p. 220.

RODRIGUES, M.A., LOPES, J., PAVÃO, F., CABANAS, J.E., ARROBAS, M., ABREU, R., CORREIA, C., MOUTINHO-PEREIRA, J. 2006. Ground-cover systems in non-irrigated olive orchards. pp. 479-480. Bibliotheca Fragmenta Agronomica. *Proc. IX ESA Congress*, Warsaw, Poland.

STARK, J.C., JARRELL, W.M., LETEY, J., VALORAS, N. 1983. Nitrogen use efficiency of trickle-irrigated tomatoes receiving continuous injection of N. *Agron. J.* 75: 672-676.

STEVENSON, F.J. 1986. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. John Wiley & Sons, New York.

TISDALL, J.M. 1989. Soil Management. *Acta Hort*. 240: 161-168.

WESTERMANN, D.T., KLEINKOPF, G.E., PORTER, L.K. 1988. Nitrogen fertilizer efficiencies on potatoes. *Am. Potato J.* 65: 377-386.

Alternativas de Manejo Agroecológico en Sabanas al Norte del Estado Amazonas-Venezuela

PÉREZ RIOS, M[1,4*], OJEDA FALCON, A[2,4], WIKANDER, T.[3]

[1] Universidad Bolivariana de Venezuela/Centro de Estudios Ambientales/Caracas, Venezuela
[2] Universidad Central de Venezuela/ Instituto de Zoología Tropical/ Laboratorio de Estudios Ambientales, Venezuela
[3] Universidad Central de Venezuela/ Escuela de Biología, Caracas, Venezuela
[4] Universidad Central de Venezuela/Postgrado de Ecología

Resumen
En sabanas ubicadas al norte del estado Amazonas, comúnmente asociadas a deficiencia de nutrientes como el fósforo (P), se quiso reconocer el impacto y factibilidad del uso de distintas fuentes orgánicas e inorgánicas de P como enmiendas sobre una sabana de drenaje interno rápido mediante un diseño experimental constituido por tres tratamientos principales: NPK (14:14:14), roca fosfórica (Rf) y un control (C), sin enmiendas inorgánicas. Cada uno de los anteriores incluyó a su vez cuatro subtratamientos: Ao, Av, AvAo y Sn, (abono orgánico de origen animal, abono verde *Imperata contracta*, abono verde más abono orgánico y sabana natural respectivamente). Las dosis fueron equivalentes a 200, 163, 450 y 7500 Kg ha^{-1} de NPK, Rf, Ao y Av, la mitad de las dosis orgánicas anteriores recibió el tratamiento de fuentes orgánicas combinadas. Cada tratamiento incluyó tres réplicas de campo aleatoriamente distribuidas. El campo experimental estuvo conformado por 48 parcelas de $16m^2$, donde 36 fueron aradas y sembradas con *Vigna unguiculata* var Tuy. Los resultados mostraron que el uso de enmiendas orgánicas de P mejoran la fertilidad natural del suelo, evidenciándose una mayor capacidad de mineralización potencial del Po (asociada a un incremento en la actividad enzimática, para tratamientos de Ao, Av y AvAo) y mayores contenidos de Pi disp. (tratamientos con Ao, AvAo). Los tratamientos con Rf, representan una opción de bajos insumos en el fomento agrícola realizado en estas sabanas.

Palabras clave
Manejo agroecológico, abono verde, abono orgánico, fósforo disponible.

1. Introducción

Las sabanas son ecosistemas tropicales conformados por un componente herbáceo, con un estrato continuo ecológicamente dominante de gramíneas y ciperáceas, donde se puede presentar un componente arbóreo discontinuo (Pérez, 2002). En el Amazonas venezolano las sabanas son estacionales macrotérmicas y ocupan alrededor de 20.000 Km^2, es decir el 12% de esta superficie. Estas se caracterizan por tener limitaciones agronómicas asociadas a la presencia de suelos arenosos, altamente meteorizados, con baja fertilidad química natural asociada a bajos niveles de fósforo disponible para las plantas (Ojeda *et al*., 2009), altos niveles de aluminio soluble y bajo pH. El fósforo del suelo ha sido reconocido como un elemento limitante de la productividad en este ecosistemas (López-Hernández, 1990; San José y García-Miragaya, 1981; Goedert,1983), por lo cual gran parte del suministro de este nutriente se realiza a través de la descomposición del humus y la hojarasca. La descomposición es un proceso complejo que comprende varias etapas e involucra reacciones

químicas y bioquímicas donde interviene el sistema enzimático presente en el suelo. De las numerosas enzimas del suelo, el grupo de la fosfatasas ha recibido una atención considerable porque hidrolizan los compuestos orgánicos de fosforo.

Maximizar la agricultura por la vía convencional, ha sido la alternativa más común para solucionarlas limitaciones agronómicas de la zona, pero los altos costos de insumos y la escasa formación técnica de los productores reduce la eficiencia de los sistemas de producción, ocasionando un impacto directo sobre los componentes de los ecosistemas. Para prevenir el impacto que ejercen las prácticas agronómicas al suelo, es necesario que estas prácticas se diseñen bajo criterios que conduzcan hacia una conciliación entre la conservación de los recursos naturales, el desarrollo económico y la tradición cultural de la comunidad (Cruces, 1996), de modo tal de poder hablar entonces de técnicas agroecológicas. López-Hernández y Ojeda (1996), señalan distintas opciones de manejo agroecológico en los suelos de sabanas, entre las cuales están: El barbecho y la labranza mínima, la cobertura de abonos verdes y el uso de fosfatos de roca y fuentes combinadas de fósforo. Ahora bien López-Hérnandez *et al.* (2005) señalan sistemas de producción que involucran a la agricultura orgánica de sabana con incorporación de materia orgánica como principal fuente fertilizante. Por ser los suelos de las sabanas de Amazonas pobres en nutrientes y de naturaleza ácida con alto grado de meteorización, el fósforo presenta una mínima disponibilidad, lo cual lo hace entonces un nutriente potencialmente limitante de la productividad de los sistemas agrícolas y naturales (López, 1996). Como el reciclaje del fósforo es influenciado de una manera directamente proporcional a la disponibilidad de éste en el suelo (Wilkinson & Lowrey, 1973), se puede esperar que la adición de fósforo por distintas vías (orgánicas e inorgánicas) a los suelos amazónicos pueda inducir cambios en la disponibilidad de este nutriente.

2. Objetivos

Reconocer la factibilidad del uso de enmiendas orgánicas e inorgánicas de fósforo (P), utilizadas como alternativas agroecológicas sobre un suelo ácido de drenaje interno rápido en una sabana cultivada con frijol (*Vigna unguiculata* var Tuy) a través de la determinación del fósforo total, disponible y la actividad de la fosfatasa ácida.

3. Metodología

Las sabanas se encuentran situadas en la Agropecuaria San Diego del Edo. Bolívar, a 90 Km de Puerto Ayacucho, Edo. Amazonas, a 80 m.s.n.m. A 06° 10' Latitud Norte y 67° 17' de Longitud Oeste. El clima del área de estudio es tropical de sabana (Aw), con periodo lluviosos que inicia a finales de marzo hasta el mes de octubre, y una época de sequía que va desde diciembre hasta marzo (Pérez, 2002). La zona de estudio está ubicada en el granito de Parguaza (Szczerban, 1974) donde afloran rocas ígneas ácidas. Los suelos son de textura arenosa y se clasifican como Typic Ustipsamments, de estructura ligera, granular débil, con pH ácido (4,5), bajo contenido de bases intercambiables, bajos porcentajes de materia orgánica y fósforo disponible (Nazoa 1980). La vegetación característica de esta localidad está representada por sabanas de *Trachypogon* (Ramia, 1967). El diseño experimental fue constituido por tres tratamientos principales: NPK (14:14:14), roca fosfórica (Rf) y un control (C), sin enmiendas inorgánicas. Cada uno de los anteriores incluyó a su vez cuatro subtratamientos: Ao, Av, AvAo y Sn, que identifican, abono orgánico de origen animal, abono verde *Imperata contracta* (gramínea colonizadora de ambientes intervenidos), abono verde más abono orgánico y sabana natural. Las dosis fueron equivalentes a 200, 163, 450 y 7500 Kg $^{-1}$ de NPK, Rf, Ao y Av, la mitad de las dosis orgánicas anteriores recibió el tratamiento de fuentes orgánicas combinadas. Cada tratamiento incluyó tres réplicas de campo

aleatoriamente distribuidas. El campo experimental quedó integrado por 48 parcelas de 16 m^2, de las cuales 36 fueron aradas y sembradas con *Vigna unguiculata* var Tuy, las 12 parcelas restantes sirvieron de tratamientos testigo para efectos de una sucesión secundaria temprana.

Las muestras de suelo secadas al aire fueron pasadas por un tamiz de 2 mm de malla y analizadas por triplicado para los siguientes parámetros: fósforo disponible: con solución extractora de bicarbonato de sodio ($NaHCO_3$) 0,5 M a un pH de 8,5 (Olsen & Sommers, 1982), fósforo total (P total): digestión con ácido perclórico (60%) y ácido nítrico (Olsen & Somers, 1982) y determinación colorimétrica de fósforo en solución (Murphy & Riley, 1962), Actividad de la fosfatasa ácida (Tabatabai & Bremer, 1962) las determinaciones se hicieron por triplicado para cada muestra. En una primera escala o aproximación se realizó una descripción de la datos construcción de histogramas de información cualitativa y cuantitativa, luego se sometieron a análisis de varianza (ANOVA) de uno y dos factores con un $\alpha = 0,05$ (dependiendo del caso, considerando los tratamientos orgánicos, inorgánicos e interacción entre estos), con el fin de conocer si las diferencias encontradas eran significativas o solo eran producto del error experimental. Además se aplicaron pruebas a posteriori de comparación de medias (LSD, 95% de confianza), para identificar cuáles eran los factores que presentaban más variación. Todos los análisis de este tipo realizados fueron efectuados a través del programa STATISTIC versión 5,5.

4. Resultados

*P total y P disponible***.** La Figura 1A y 1B muestran los valores de fósforo total (P total) a tiempo cero (To) y a 50 días DIFA respectivamente. Un ANOVA de dos vías ($p < 0,05$), no mostró diferencias estadísticamente significativas para las distintas parcelas destinadas para el ensayo experimental en el tiempo cero (To), el valor promedio de P total oscila entre los 87,2 – 115,6 µg P/ g suelo (Fig.1A). Este dato indica que las diferencias que se encuentren a partir del fomento agronómico se deben a las enmiendas aplicadas y no a variaciones espaciales en el área experimental**.**

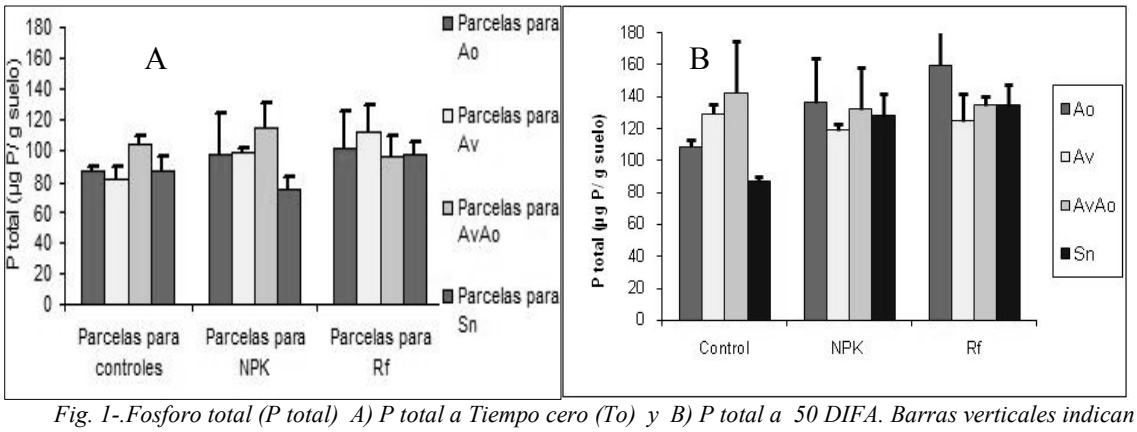


Fig. 1-.Fosforo total (P total) A) P total a Tiempo cero (To) y B) P total a 50 DIFA. Barras verticales indican la desviación estándar para p <0,05

Un ANOVA de dos vías ($p<0,05$), sólo mostró diferencias estadísticamente significativas en la interacción de tratamientos orgánicos-inorgánicos a 50 DIFA (Fig. 1B). Una prueba *a posteriori* (LSD) discriminó las interacciones más fuertes, correspondiendo el menor valor (86, 41µgP/g suelo) al tratamiento control sabana natural (CSn), las enmiendas orgánicas (Av, Ao y AvAo) e inorgánicas (Rf y NPK) simples y combinadas mostraron valores similares estadísticamente que oscilan entre 110-150 µg P/g suelo.

Las figuras 2A, 2B y 2C muestran los valores de fósforo inorgánico disponible (Pi disp) a diferentes días después del fomento agronómico (DIFA) en los distintos tratamientos con enmiendas orgánicas e inorgánicas de fósforo. Para 25 días DIFA (Fig. 2A) sólo se encontraron diferencias significativas (para $p < 0,05$) entre los tratamientos de enmiendas inorgánicas. Una prueba *a posteriori* (LSD) discriminó las interacciones más fuertes, encontrándose que los valores más altos asociados a tratamientos con NPK y al CAvAo (3,54 - 5,20 µg P/g suelo), los tratamientos con roca fosfórica (Rf) no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre ellos ni con el resto de los controles, con valores bajos similares estadísticamente al CSn (1,23- 2,13 µg P/g suelo).

La Figura 2B corresponde a valores de Pi disponible para 50 día DIFA, donde las diferencias significativas estadísticamente corresponden a los tratamientos inorgánicos (NPK, Rf y Control), orgánicos (Av, Ao, AvAo y Sn) y con la interacción entre estos, es decir que los cambios en los valores de Pi disponible se deben a las diferentes enmiendas inorgánicas y orgánicas aplicadas. Los más altos valores corresponden a los tratamientos con NPK AvAo, NPK Ao y Rf Ao (9,86-3,41 µg P/ g suelo); y los valores más bajos a los tratamientos controles (CSn, CAo, CAv, CAvAo), roca fosfórica (Rf Sn, RfAv, y RfAvAo) y NPK Av (0,86 - 1,79 µg P/ g suelo). Para los contenidos de Pi a 90 días DIFA (Fig. 2C) se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos inorgánicos, orgánicos y la interacción entre estos, es decir que las diferencias en los valores se deben a la enmienda orgánica o inorgánica aplicada al igual que en el caso anterior; encontrándose los valores más altos en los tratamientos con NPK Ao y Rf AvAo (3,08 y 3,25 µg P/ g suelo), mientras que los valores más bajos corresponden a los tratamientos controles. Estos valores observados se encuentran por debajo de los valores esperados encontrados en la literatura para estas sabanas fertilizadas y cultivadas.

Las Tabla 2 muestra el porcentaje de incremento de Pi disponible a 25 y 50 días DIFA, con respecto al control sabana natural (sin fuente orgánica o inorgánica de fósforo). Los tratamientos que evidenciaron el mayor incremento de Pi son los asociados a NPK a 25 y 50 días DIFA. A 50 días DIFA se produce el mayor incremento de Pi disponible, asociado a los tratamientos de NPK con enmiendas orgánicas de insumos biotratados (Ao) y con enmiendas orgánicas combinadas (AvAo) (508,74 y 208,90 %) respectivamente y al tratamiento roca fosfórica con abono orgánico (110,79 %). Los tratamientos controles asociados a enmiendas orgánicas simples y combinadas (Ao, Av y AvAo) muestran incrementos o decrementos similares estadísticamente al control sabana natural (CSn) tanto a 25 como a 50 días DIFA.

Tabla 2. Porcentaje de incremento o decremento de Pi disponible a 25 y 50 DIFA. (Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas)

Tratamiento	% de Pi disponible 25 DIFA			% de Pi disponible 50 DIFA		
	Control	NPK	Rf	Control	NPK	Rf
Av	32,97 (a)	208,61 (b)	52,67 (a)	-22,22 (a)	-19,99 (a)	10,36 (a)
Ao	-23,89 (a)	232,25 (b)	73,50 (a)	-46,91 (a)	508,74 (c)	110,79 (d)
AvAo	188,34 (b)	322,89 (b)	61,68 (a)	2,67 (a)	208,90 (b)	-23,83 (a)
Sn	0,00 (a)	187,78 (b)	35,22 (a)	0,00 (a)	56,95 (a)	9,51 (a)

*Actividad enzimática***.** Las Figura 2D, 2E y 2F muestran la actividad de fosfatasa ácida a 25, 50 y 90 días DIFA respectivamente. Notándose que para el primer muestreo a 25 días DIFA (Fig. 2D), los valores de fosfatasa ácida muestran diferencias estadísticamente significativas

entre los tratamientos orgánicos, inorgánicos y en la interacción entre estos dos. Las interacciones más fuertes fueron discriminadas con una prueba *a posteriori* (LSD) y se presentan en los tratamientos asociados a enmiendas orgánicas. Los tratamientos controles y roca fosfórica, asociados a enmiendas orgánicas simples (**Av**) y combinadas (**Ao+Av**) muestran la mayor actividad enzimática de la fosfatasa ácida con valores estadísticamente similares (0,95 y 0,91 µmol P-NF x g de suelo x h^{-1}).

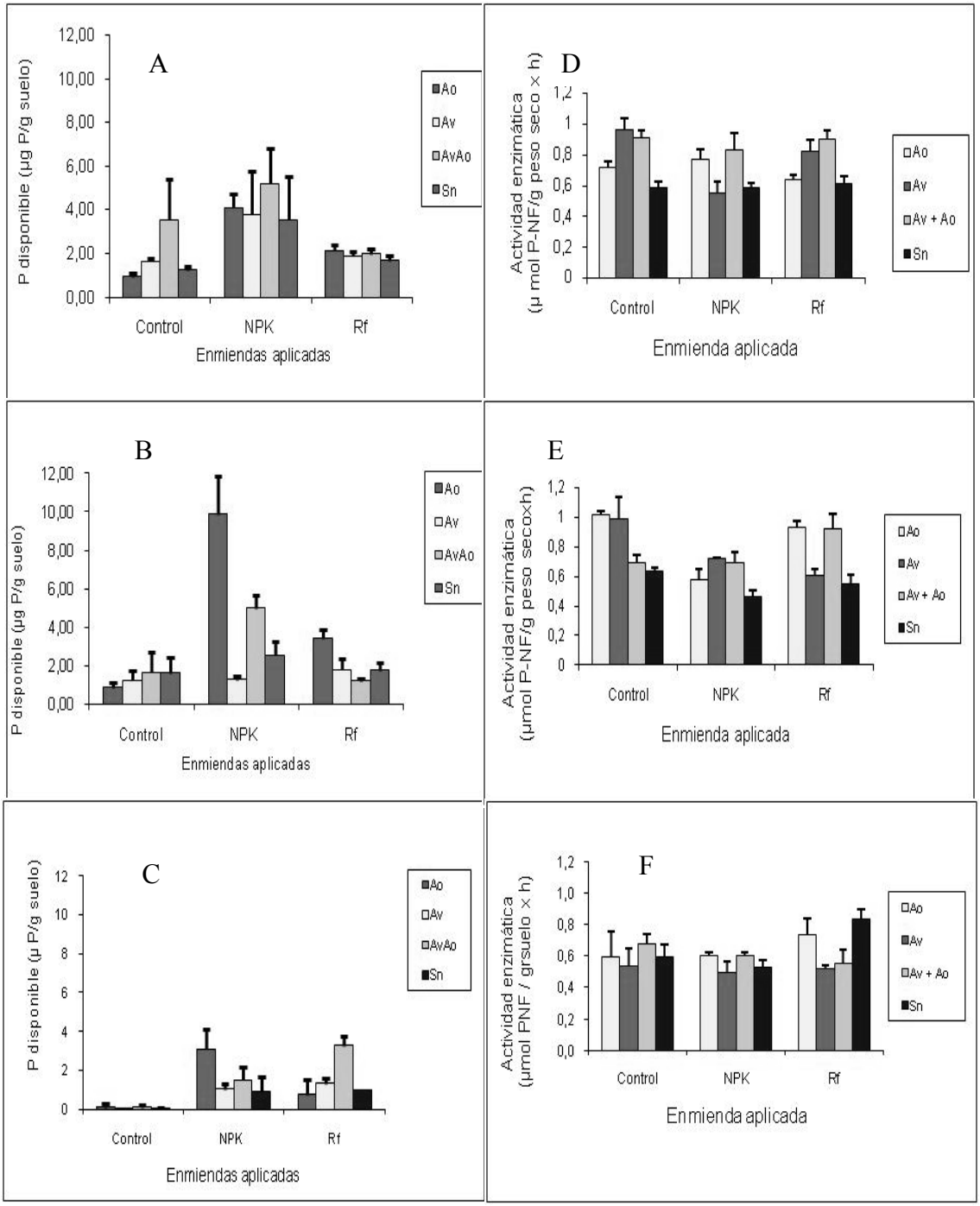


Fig. 2-. P disponible. A) 25 DIFA, B) 50 DIFA, C) 90 DIFA. Actividad de la fosfatasa ácida D) 25 días DIFA, E) 50 días DIFA, F) 90 días DIFA. Las barras verticales muestran las desviaciones estándar para $p < 0,05$.

La menor actividad enzimática reportada corresponde a los tratamientos asociados a fuentes inorgánicas (**NPK, Rf**) y a enmiendas orgánicas (**Ao**), con valores estadísticamente similares al tratamiento control sabana natural (**CSn**, sin ningún aporte de fósforo orgánico o inorgánico)**.** La mayor actividad enzimática de la fosfatasa ácida a 50 días DIFA se reporta en los tratamientos con enmiendas orgánicas simples y combinadas (**Av, Ao y AvAo**) sin adición de NPK y corresponde a 0,99-1,05 µmol P-NF g peso seco x h^{-1} (Fig. 2E). La menor actividad enzimática estuvo asociada a la enmienda inorgánica de NPK, con valores estadísticamente similares al control sabana natural (C**Sn**). Los resultados de la actividad de la fosfatasa ácida a 90 días DIFA muestran las interacciones más fuertes estadísticamente en los tratamientos asociados a **Rf Sn** y **RFAo**, con valores altos de 0,84 y 0,74 µmol de P-NF x g peso seco x h^{-1}, respectivamente.

5. Discusión

Los contenidos de fósforo total, correspondiente a las muestras de suelo de las 36 parcelas destinadas para los diferentes tratamientos de enmiendas orgánicas e inorgánicas, fueron estadísticamente similares indicando que existe una homogeneidad espacial en el área experimental (Fig. 1A). Estos valores de fósforo total son inferiores a los valores esperados (692µgP/g suelo) para suelos caracterizados por una alta fertilidad natural, una alta saturación de bases y una abundante cantidad de materia orgánica (Westin y De Brito, 1969) y entran en el rango de valores esperados (49,5 y 120µg P/g suelo) para suelos de ecosistemas de sabanas de *Trachypogon* sin fertilización. Los valores de P total en los distintos tratamientos para 50 días DIFA oscilan entre los 87,2 -147,31 µgP/g suelo, lo que concuerda con valores reportados en la literatura para sabanas naturales y sabanas cultivadas de *Trachypogon* (Ojeda *et al*., 2009; López-Hernández *et al*., 2008; Hernández-Valencia *et al.*, 1999 y López-Hernández y Ojeda, 1996). El incremento de los niveles de fósforo total en el suelo de una forma estadísticamente homogénea, además de corresponder con el incremento esperado al inicio del experimento (40% de P) por la cantidad de fósforo suministrado (Tabla 2) sugiere un efecto marcado por el uso de diferentes enmiendas aplicadas.

Los niveles de fósforo inorgánico disponible dependen de los aportes realizados por la mineralización del fósforo contenido en la materia orgánica y del aporte que los fertilizantes inorgánicos realizan en forma de ortofosfatos (Nash y Halliwell, 1999). Los resultados no muestran diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos orgánicos, ni entre las interacciones orgánico-inorgánico, pero sí entre los tratamientos inorgánicos a los 25 días DIFA (Fig. 9A), probablemente porque los niveles de fósforo son producto de la enmienda inorgánica aplicada y no de la fuente orgánica suministrada. Las formas inorgánicas tales como, el NPK y la roca fosfórica son fertilizantes de rápida solubilización y en diferentes estudios se ha demostrado que la adición de fertilizantes en suelos meteorizados incrementan los niveles de fósforo inorgánico más que el fósforo orgánico (Barroti y Nahas, 2003; Smeck, 1985) además, la tasa a la cual el fósforo proveniente de la mineralización de la materia orgánica es convertido en formas inorgánicas disponibles (Pi) es un lento proceso bioquímico, dependiente del equilibrio de las concentraciones de reactantes tales como el aluminio y el hierro, que en condiciones químicas están influenciadas por el pH y el potencial de oxígeno (Nash y Halliwell, 1999). Autores como O'Halloran (1993) indican que no solo la cantidad de materia orgánica, sino la calidad de la misma inciden en la velocidad de liberación del fósforo y otros nutrientes en la solución del suelo, lo que podría explicar a su vez las diferencias entre los niveles de fósforo a 25, 50 y 90 días DIFA, en donde en estos dos últimos se debe a la fuente orgánica, inorgánica y la interacción entre estas dos (Fig. 9B y 9C). Los valores de fósforo disponible para los tratamientos controles y con roca fosfórica

(Rf), se encuentran en el rango de los valores esperados para este tipo de suelos sin fertilización inorgánica, los tratamientos con NPK se encuentran en el rango de los valores esperados para este tipo de suelo con fertilización.(Stein, 1999; Bautis, 1999 y Ojeda y López-Hernández, 1996).

Los bajos contenidos de fósforo disponible en los tratamientos con roca fosfórica con respecto a los resultados obtenidos en los tratamientos con NPK, tanto para 25 como para 50 días DIFA puede estar asociado a que la roca fosfórica es una fuente inorgánica de P que presenta una disolución más lenta que otros fertilizantes industriales como el NPK (Hernández-Valencia *et al.*, 1999). Por otra parte, los altos contenidos de fósforo disponible en los tratamientos asociados a **NPK** tanto a 25 como a 50 días DIFA (Fig. 9 B y 9C), representan un incremento entre el 200 y 500 % (Tabla 2) con respecto a los contenidos de este nutriente en la sabana natural sin fertilización con enmiendas orgánicas o inorgánicas. Este incremento evidencia una rápida disolución del fósforo en el suelo, lo cual lo hace un nutriente fácilmente asimilable por las plantas en caso que no se haya adsorción. Los tratamientos inorgánicos asociados a fertilizaciones con enmiendas orgánicas (NPKAo), se distinguen por un considerable aumento a 50 días DIFA en los niveles de fósforo inorgánico disponible (Fig. 9B y 9C), tales incrementos pueden estar asociados a las cantidades de nutrientes, particularmente N, P y K que contienen las excretas animales en conjunto con el aporte de materia orgánica que generan estos, repercuten en la cantidad de microorganismos asociados al suelo e incrementan el contenido de la materia orgánica en los suelos, y estando la disponibilidad de fósforo asociada al contenido de materia orgánica mediante el proceso de descomposición y mineralización del fósforo orgánico se favorecen los contenidos de fósforo inorgánico disponible en los suelos (López-Hernández *et al.*, 1981). Autores como López-Hernández (1977) comentan que la adición de materia orgánica puede absorber fosfatos, al igual que bloquear los sitios de adsorción en las superficies de las arcillas y óxidos metálicos del suelo, ambos hechos pueden estar entonces afectando los contenidos de fósforo disponible. Pinto (2001) encuentra que las enmiendas orgánicas simples de insumos biotratados (**CAo** y **RfAo**), aumentan los sitios de adsorción de fósforo en el suelo, pudiendo quedar adsorbidos los fosfatos inorgánicos en la superficie de las arcillas y no estar de forma disponible (Pi) en la solución del suelo. Esto podría explicar entonces los bajos contenidos de fósforo disponible (Pi) en los tratamientos control y roca fosfórica combinados con abono orgánico (**CAo** y **RfAo**) a los distintos tiempos de realizado el fomento agronómico (25, 50 y 90 días DIFA). López (1996) encuentra que las fertilizaciones con abonos orgánicos de excretas animales aumentan tanto las formas lábiles como las formas resistentes o quimioadsorbidas de fósforo en suelos de sabanas en las cercanías de Puerto Ayacucho, por lo cual la adición de estas enmiendas orgánicas (Ao) puede tanto estimular o no las formas de fósforo disponible presentes en el suelo.

Rivero (1997), señala que la adición de residuos orgánicos de gramíneas son más eficientes que de otras plantas, ya que se producen algunos compuestos orgánicos característicos que interactúan con las formas de fósforo presentes en el suelo las cuales se pueden hacer disponibles en consecuencia de la descomposición, pero a su vez señala que el mayor aporte de fósforo por parte de las coberturas vegetales es en forma orgánica y no inorgánica. Nuestros resultados (Fig. 9 A, B y C) parecen entonces corroborar gran parte de lo dicho en la literatura por autores como Wade & Sanchez, (1983); López-Hernández y Ojeda, (1996) y Rivero (1997), ya que indican que la adición de abonos verdes (Av) no incrementa la cantidad de fósforo inorgánico disponible (Fig.9 A, B y C), sino que mejora las condiciones del suelo ya que colocado a manera de cobertura ayuda a mantener condiciones de humedad y es una fuente de materia orgánica (necesaria para la proliferación microbiana asociada a la

actividad enzimática). Los valores reportados para los tratamientos con NPK Av y AvAo, se encuentran en el orden de los valores esperados para las sabanas cultivadas y fertilizadas en el orden de 6,2-10 μg P/ g Suelo, los valores restantes oscilan entre los esperados para sabanas sin fertilización (Hernández-Valencia *et al*., 1999; Hernández-Valencia, 1996; Ojeda y López Hernández, 1996).

En sabanas donde el fósforo disponible (Pi) es un factor limitante y donde la mayor cantidad de fósforo en las plantas puede asumirse que se deriva de la materia orgánica del suelo (Toro, 2007), es sumamente importante la actividad de la fosfatasa ya que representa un índice de productividad de las plantas. En particular la fosfatasa ácida predomina en suelos ácidos y su actividad puede ser influenciada por el contenido de fósforo disponible (Pi) y fósforo orgánico (Po) en el suelo, así la presencia de Pi inhibe la actividad enzimática, mientras que la presencia de Po la induce (Barroti y Nahas, 2003 y Fox & Comerford, 1992). En los tratamientos donde se presentó mayor actividad de la fosfatasa ácida como en los asociados a abonos verdes y orgánicos se puede decir que son tratamientos en donde la productividad de las plantas podría ser alta. Nuestros resultados parecen entonces corroborar lo anterior, al considerar que los tratamientos con mayor proporción de Pi soluble (NPK) solo mostraron valores superiores en presencia de Ao, en contraste con los tratamientos con Av y Sn. Pero al mismo tiempo es preciso considerar, tal como ha sido indicado por Frossard *et al.*, 1995, que el aprovechamiento de fósforo orgánico por la planta está asociado a la disponibilidad de la fuente de fósforo orgánico, como a la producción de la enzima, lo que también puede explicar los resultados obtenidos a 25 y 50 días DIFA (Fig. 2D y 2E). Renz *et al.* 1999 al trabajar en suelos del Cerrado de Brasil, destacan que la transformación de los compuestos orgánicos en fósforo inorgánico disponible, puede ser de particular importancia para la nutrición vegetal en el trópico. Estos autores indican también que la actividad de la fosfatasa ácida estuvo fuertemente relacionada con la actividad microbiana del suelo y por consiguiente depende mucho más de la materia orgánica que de los niveles de fósforo en el suelo. Las diferencias entre los valores encontrados en este trabajo para la fosfatasa ácida con los valores referenciales en la literatura (López-Hernández *et al*., 1989; López *et al.,* 2004; Bautis, 1999) pueden estar asociadas al status de fósforo en el suelo, condiciones de humedad, pH, cantidad de materia orgánica que condicionan la producción de la enzima.

Autores como Mazzei (1989) indican que el uso de la roca fosfórica en las sabanas venezolanas y colombianas constituye una opción económica por la cercanía a ejes fluviales navegables durante todo el año (permite una reducción de costos por transporte), además de considerarse que en Venezuela existen importantes reservas de fosfato de roca (Venezuela ocupa el cuarto lugar a nivel mundial. Además de servir de fuente de fósforo sirve como fuente encalante, de tal manera que se ha sugerido su uso para incrementar la actividad y eficiencia agronómica relativa, como fuente dual de fósforo y calcio (López-Hernández y Ojeda, 1996).

6. Conclusiones

En los suelos de la sabana natural representados por el tratamiento control sabana natural (**CSn**) la fertilidad fosfórica es muy baja, debido a las características, morfológicas, composicionales y pedogenéticas de estos suelos. La roca fosfórica es una fuente inorgánica de bajo costo, que promueve la actividad de la fosfatasa ácida representando entonces una opción, de bajos insumos para el fomento agrícola en sabanas de drenaje interno rápido, ya que representa una opción de bajo costo con un estimulo hacia los procesos de mineralización del suelo. Los abonos verdes con bajos contenidos de P, no incrementan las formas de Pi

disponible en los suelos, pero se presume que ayudan a mejorar otras condiciones físicas, químicas y estructurales de estos, primordiales en estos agroecosistemas donde los suelos no poseen estructura y predominan las partículas de arenas, que condicionan un drenaje interno rápido. Se presentan a su vez, una mayor mineralización potencial de Po, asociada a un incremento en actividad de la fosfatasa ácida. Los abonos orgánicos de insumos biotratados, mejoran la fertilidad del suelo incrementando las formas de Pi disponible (solo en los casos que se asocia a enmiendas inorgánicas como el NPK y Rf) y la actividad de la fosfatasa ácida. El NPK es un fertilizante químico, de alto costo, que incrementa las formas de Pi disponible en el suelo, en los primeros días de su aplicación, más no presenta efectos residuales, ni incrementos en la capacidad de mineralización potencial de Po (actividad de la fosfatasa ácida).

La mezcla de fuentes orgánicas e inorgánicas trae beneficios a estos sistemas, ya que además de incrementarse los niveles de Pi disponible, se incrementa la fertilidad natural del suelo asociada a una alta actividad de la fosfatasa ácida, y se presume que mejora las características físicas y estructurales de estos, razones que en conjunto significan una disminución de los costos.

7. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Agropecuaria San Diego y al Ing. Antolin Naranjo por su colaboración con el área experimental y al CONICIT y al CDCH, instituciones que financiaron a través de los proyectos S12000000600 y PI0331464220000 este proyecto.

8. Bibliografía

ANDERSON, J & INGRAM, J.S. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods. CAB. Int, Wallingford, UK. 171 Pp.

BARROTI, G Y NAHAS, E. 2003. El fósforo y el encalado sobre las fosfatasas y la producción de *Brachiaria ruziziensis* y *Cajanus cajan.* Agron. Trop. 53(2): 209-225

BAUTIS, M. 1999. Cambios en la fertilidad fosfórica inducidos por el establecimiento de plantaciones de pinos en suelos de sabanas de Uverito, estado Monagas. *Trabajo Especial de Grado*. Escuela de Biología. Universidad Central de Venezuela. 88pp

CRUCES. J. 1996. Desarrollo, Sustentabilidad y Agroecología: Una visión desde América Latina. Ecotropicos. *Rev. Soc. Ven de Ecol*. 9 (2): 61-70.

FONTES, M.P.F. & LEED, S.B. 1996. Phosphate adsorption by clays from brazilian oxisols: Relationships with specific area and mineralogy. *Geoderma* 72: 37-51

FOX, T & COMERFORD, N.B. 1992. Rhizosphere phosphatase activity and phosphatase hydrolyzable organic phosphorus in two forested spodosols. *Soil Biol. Biochem*. 24:579-583
Frossard, E., Brossard, M., Hedley, M.J & Metherell, A. 1995. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: Phosphorus in the Global Enviroment (H. Tiessen, ed.). SCOPE. John Wiley y Sons Ltd.

GOEDERT, W.J. 1983. Management of the Cerrado soils of Brazil: A review. *J. Soil Sci.* 34: 405-428.

HERNÁNDEZ-VALENCIA, I. 1996. Dinámica del fósforo en una sabana de Trachypogon de los Llanos Altos Centrales. *Tesis Doctoral*. Universidad Central de Venezuela. 179 Pp.

HERNÁNDEZ-VALENCIA I., LÓPEZ A, Y LÓPEZ-HERNÁNDEZ D. 1999. Cambios en los contenidos nutricionales en suelos del Amazonas bajo fertilización orgánica prolongada. *Ecotropicos 12*: 9-14

LÓPEZ, A.Y. 1996. Fraccionamiento de fósforo en suelos de sabanas sometidos a diferentes sistemas de producción orgánicos e inorgánicos ubicados en las cercanías de Puerto Ayacucho. Estado Amazonas. *Trabajo Especial de Grado*. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. 86pp.

LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D. 1990. Changes in savanna ecosystems under new land use. En: J.K y E. Fuentes (Eds). Recent Approaches and Methods for sustainable Use of Land in Latin America. *SCOPE Meeting*. Santiago de Chile. 165 Pp.

LÓPEZ-HERNÁNDEZ, I. 1977. La química del fósforo en suelos ácidos. Universidad Central de Venezuela. Caracas

LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D., CORONEL, I Y ÁLVAREZ, L.1981. Uso de la isoterma de adsorción para evaluar requerimientos de fósforo. I. Isotermas de adsorción de los suelos. *Turrialba*. 31:169-180.

LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D., HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, R. M Y BROSSARD, M. 2005. Historia del uso reciente de tierras de las sabanas de América del sur. Estudios de casos en sabanas del Orinoco. *Interciencia* 30: 623-630.

LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D., HERNÁNDEZ-VALENCIA, I Y GÜERERE, I. 2008. Cambios en los parámetros físicos, químicos y biológicos en el suelo de una sabana protegida de quema y pastoreo durante 25 años. *Bioagro* 20(3): 151-158.

LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D., NIÑO, M & FARDEAU, J.C. 1989. Phosphatase activity in *Nasutitermes epharatae* termite nest. *Biol. fertil soils* 7:134-137.

LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D Y OJEDA. A. 1996.Alternativas de manejo agroecológico de los suelos de las sabanas al norte de Sur América. Ecotropicos. *Soc Ven. Ecol*. 9 (2): 99-115.

LÓPEZ-GUTIÉRREZ, JC., TORO, M Y LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D. 2004. Seasonality of organic phosphorus mineralization in the rhizosphere of the native savanna grass, *Trachypogon plumosus*. *Soil Biol Biochem* 36: 1675-1684.

MAZZEI, S. 1989. El eje fluvial Apure-Orinoco y su función en la utilización de las rocas fosfóricas de la región suroeste. En Memorias Primer Seminario de Fósforo en la agricultura Venezolana, Caracas. Del 25-27 de enero de 1989. Pp: 224-236.

MURPHY, J & RILEY, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*. 27: 31-36

NAZOA, S.1980. Variación del contenido nutricional de algunas especies de gramíneas en tres sabanas cercanas a Puerto Ayacucho. *Trabajo Especial de Grado*. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas. Venezuela. 80pp.

NASH, D & HALLIWELL, D.J. 1999. Fertilizers and phosphorus loss from productive grazing systems. *Aust. J. Soil Res*. 37:403–429

O'HALLORAN, IP. 1993. Effect of tillage and fertilization on inorganic and organic soil phosphorus. *Can. J. Soil. Sci*. 73: 359-369.

OJEDA, A.D., STEIN, M Y LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D. 2009. Secuestro de carbono orgánico y cambios de fertilidad en un Ultisol de sabanas en la amazonia venezolana. *Bioagro* 21(3): 195-202

OLSEN, S. R. & SOMMER, L.E. 1982. Phosphorus. In**:** A. L. Page, R. H. Miller, and D. R. Keeney (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. 9:403-430

PÉREZ, M. 2002. Alternativas de manejo agroecológico y sucesión tempranas en sabanas de drenaje interno rápido ubicadas al norte del estado Amazonas. *Trabajo Especial de Grado*. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas. Venezuela. 138Pp.

PINTO, S. 2001. Cambios de Adsorción de Fósforo Asociado al Manejo Agroecológico en Sabanas al Norte del Edo. Amazonas. Trabajo especial de Grado. Escuela de Química. Universidad Central de Venezuela. 98 Pp.

RAMIA, M. 1967. Tipos de sabanas en los Llanos de Venezuela. *Bol Soc. Ven. Cienc. Nat,* 27 (112): 264-288.

RENZ, T. E., NEUFELDT, H., AYARZA, M., DA SILVA J. E. & ZECH W. 1999. Acid monophosphatase: An indicator of phosphorus mineralization or of microbial activity? A case study from the Brasilian Cerrados. In: R. Thomas y M. A. Ayarza (Eds.) Sustainable land management for the oxisols of the Latin American Savannas. Dynamics of soil organic matter and indicators of soil quality. *CIAT*. 173-186.

RIVERO, C. 1997. Efecto del uso de residuos vegetales sobre algunas propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo de Turén. *Rev. Fac. Agron.* Maracay 23: 207-224.

SAN JOSÉ, J.J. Y GARCÍA-MIRAGAYA, J. 1981. Factores ecológicos operacionales en la producción de materia orgánica de las sabanas. *Bol Soc. Ven. Cienc. Nat*. 36: 347-374.

SMECK, N E. 1985. Phosphorus dynamics in soils and landscape. Geoderma 36:185-199.

STEIN, M. 1999. Influencia de la materia orgánica sobre las propiedades físicas y químicas de un Ultisol de sabana, cultivado y pastoreado durante cuatro años con especies adaptadas. *Trabajo Especial de Grado*. Caracas, Venezuela. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. 70 p.

STATISTICA FOR WINDOWS 5.5. 2001. StatSoft, Tulsa, OK, USA.

SZCZERBAN, E.1974. Geología y petrología del área de Puerto Ayacucho, Territorio Federal

Amazonas, Venezuela. Unidad de Geología MOP. Caracas. CODESUR. 36pp.

TABATABAI, M & BREMNER, J.1969. Use of p-nitrophenylphosphato for assay of soil phosphatase activity. *Soil.Biol. Biochem*. 1: 301-310.

TORO, M. 2007. Phosphate solubilizing microorganisms in the rhizosphere of native plants from tropical savannas: An adaptive strategy to acid soils? In Developments in Plant and Soil Sciences. First International Meeting on Microbial Phosphate Solubilization. (Eds E. Velázquez and C. Rodríguez-Barrueco) pp. 249 – 252.

WADE, M.K & SANCHEZ, P.A. 1983. Mulching and green manure applications for continuous crop production in Amazon Basin. *Agronomy Journa*l. 75: 39-43

WESTIN, F. C. & BRITO, J.C. 1969. Phosphorus fraction of some Venezuelan soils as some highly wearthered soil of P. Rico. Trop. Agric. Trinidad Tobago. 52: 117-130.

WILKISON , S.R & LOWREY, R.W. 1973.Cycling of mineral nutrients in pastures ecosystems. In G.W. Butler and R.W. Bailey (Eds). Chemistry and Biochemistry of Herbage. Academic Press, London. Pp: 247-325.

NANOPARTÍCULAS: FUENTES, ACUMULACIÓN Y DESTINO FINAL

Influencia del pH y el cobre soluble en la movilidad de fungicidas basados en oxicloruro de cobre coloidal

PARADELO PÉREZ, M., LÓPEZ PERIAGO, J.E., PÉREZ RODRÍGUEZ, P., ARIAS ESTÉVEZ, M., FERNÁNDEZ CALVIÑO, D.

Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias de Ourense, Universidad de Vigo. As Lagoas s/n, 32004 Ourense, España.

Resumen

El interés por del estudio de la movilidad del cobre en suelos resulta de su acumulación en aquellos suelos agrícolas en los que se aplican sistemáticamente tratamientos antifúngicos basados en cobre. Los formulados comerciales de cobre más recientes sustituyen del caldo bordelés tradicional por suspensiones de partículas de tamaño coloidal de oxicloruro de cobre (OC). La movilidad del OC en el suelo está controlada su estabilidad en suspensión acuosa y su adhesión a la matriz del suelo. La presencia de cobre soluble influye en las interacciones electrostáticas que gobiernan la estabilidad coloidal. Experimentos de transporte en columnas de arena de cuarzo purificada confirman que la retención del OC aumenta cuando se incrementa la concentración de cobre en disolución. Este aumento de la retención coincide con una disminución del potencial Zeta (ζ). El aumento de la actividad de $Cu^{2+}_{(aq)}$ y/o protones disminuye el valor absoluto del potencial Zeta $|\zeta|$ (i.e., menos negativo) tanto de los coloides como de la superficie de la arena, y por tanto, la repulsión coloidal. El cobre causa una compensación de la carga en la superficie de la arena de cuarzo debido a la formación de complejos con las cargas negativas de los bordes del cristal. El efecto del $Cu^{2+}_{(aq)}$ es similar al de la disminución del pH, porque tanto el Cu^{2+} como H^{+} actúan como cationes determinantes de la carga eléctrica.

Palabras clave

Agroquímicos, oxicloruro de cobre, cobre, propiedades electrocinéticas, transporte coloidal

Introducción

Los preparados antifúngicos a base de oxicloruro de cobre, $Cu_2Cl(OH)_{3\,(s)}$ (OC), están siendo utilizados para la lucha contra enfermedades fúngicas en diferentes tipos de cultivos. Su efecto fungicida es el resultado de la toxicidad del $Cu^{2+}_{(aq)}$, derivado de la solubilización lenta del OC, sobre los hongos (Lubej et al., 1999). Estos fungicidas pueden llegar al suelo directamente por goteo y deriva del aerosol durante su aplicación o a través del pluviolavado de las hojas tratadas (Rial Otero et al., 2003). Las repetidas aplicaciones de estos productos causan una acumulación de cobre en el suelo (Fernández-Calviño et al., 2008; Komárek et al., 2009) que puede sobrepasar los límites establecidos por la legislación (*86/278/EEC*, 1986). Los preparados comerciales que contienen OC se aplican como una suspensión acuosa de partículas con un tamaño cercano a 1 μm. Estudios de laboratorio permitieron estimar que hasta un 50% del OC aplicado puede llegar al suelo en forma de partículas (Paradelo et al., 2008; Pose-Juan et al., 2009). Otros experimentos de transporte de partículas de OC en columnas de arena (Paradelo et al., 2009), mostraron que, en condiciones de humedad a saturación, estos fungicidas pueden circular en suspensión a través de los poros. Su movilidad

depende de la adhesión a las superficies de la matriz porosa y de su floculación, procesos que están determinados por fuerzas de repulsión o atracción neta que dependen de la electroquímica de la disolución del suelo (Grolimund et al., 2007). La presencia de metales pesados puede cambiar substancialmente las propiedades electroquímicas de las partículas coloidales y de la superficie de la matriz (Alkan et al., 2005; Erdemoğlu & Sarıkaya, 2006), influyendo la movilidad coloidal.

Las fases minerales del OC usado comercialmente son principalmente atacamita y, paracamita y botallakita como minerales accesorios. La solubilización parcial del $Cu_2Cl(OH)_3$ en el suelo causa un aumento local de la concentración de cobre en la disolución, hecho que es favorecido por la acidez y por la acumulación de cobre en el suelo tras años de tratamientos.

El interés de este estudio es conocer la influencia del cobre disuelto sobre la movilidad de agroquímicos de baja solubilidad en forma de partículas de tamaño coloidal. En concreto, el modo en que el pH y la concentración de cobre disuelto $[Cu^{2+}]_{(aq)}$ resultante de la solubilización del cobre acumulado en los suelos agrícolas pueden influir en la movilidad coloidal del fungicida.

Objetivos

Los objetivos de este trabajo fueron (i) estudiar las propiedades electroquímicas de un fungicida comercial basado en OC en función del pH, la fuerza iónica (***I)*** y la concentración de cobre disuelto $[Cu^{2+}]_{(aq)}$ y (ii) conocer el efecto del cobre en el transporte coloidal en condiciones de saturación de este formulado.

Metodología

El fundamento del método consiste en aislar los efectos adsorción coloidal en la movilidad de un fungicida basado en OC, minimizando las reacciones de complejación y precipitación superficial del cobre, y controlando la fuerza iónica, pH y $[Cu^{2+}]_{(aq)}$. Para ello se analizó la influencia de estos factores sobre el transporte con adsorción coloidal en columnas de arena de cuarzo en condiciones de humedad a saturación, contrastándolo con los efectos sobre el potencial Zeta (ζ) del fungicida y del cuarzo. La medida de ζ se utiliza para predecir la estabilidad de las suspensiones coloidales y la adsorción de las partículas coloidales en superficies cargadas.

Oxicloruro de Cobre

Para realizar este trabajo se eligió una formulación comercial denominada Oxicol 50 (Insecticidas MAFA, S.L. Castellón, España) que contiene OC. Este compuesto se presenta como un sólido pulverulento de color verde-azulado, con un contenido en cobre del 50% (p/p). El contenido total de cobre en el fungicida se determinó en el extracto resultado de la digestión total de una alícuota del fungicida con agua regia-ácido fluorhídrico (Hossner, 1996) y su posterior medida por espectrometría de absorción atómica de llama. La densidad del producto comercial fue medida por picnometría (Blake & Hartge, 1986) y su composición mineralógica fue estudiada en una muestra de polvo cristalino mediante difracción de rayos X en un equipo Siemens D-5000 (Siemens AG, Alemania). El tamaño de partícula y ζ fueron medidos por dispersión dinámica de luz laser (DLS, "*dynamic ligth scattering"*) con un equipo Zetasizer Nano de Malvern Instruments. Ltd. (Malvern, Reino Unido). Previamente a

estas medidas y para todos los experimentos posteriores, las partículas mayores de 2,5 μm presentes en el producto comercial se eliminaron por sedimentación.

Arena de Cuarzo

Para el llenado de las columnas utilizadas en los experimentos de transporte se utilizó arena de cuarzo (Aldrich Chemical, Milwaukee, EEUU) con un diámetro de 0,32 mm, previamente purificada siguiendo el protocolo de Johnson et al. (1996).

Medidas electrocinéticas

Las suspensiones de OC fueron preparadas para alcanzar una concentración de 100 mg L^{-1} de cobre en suspensión, que se enriquecieron con distintas concentraciones de cobre disuelto añadiendo disoluciones de $Cu(NO_3)_2$. La fuerza iónica (***I***) de las suspensiones de fungicida se ajustó con $NaNO_3$ a tres valores diferentes (1, 10, 100 mM), mientras que el pH se mantuvo en un valor de 6,4 añadiendo pequeñas cantidades de HNO_3 o NaOH. Para determinar la influencia del pH sobre ζ en las suspensiones, se utilizó un sistema de buretas MPT-2 de Malvern Instruments Ltd. (Malvern, Reino Unido) acoplado al Zetasizer Nano para ajustar el pH automáticamente durante la medidas.

En las suspensiones de fungicida se determinó el cobre disuelto en alícuotas filtradas a través de una membrana de 0,45 μm de diámetro de poro, y el cobre total en alícuotas sin filtrar que fueron digeridas con HNO_3. El cobre particulado se calculó como la diferencia entre el cobre total y el cobre soluble. Todas las medidas de cobre se realizaron con un espectrofotómetro de absorción atómica de llama Soolar M5 de Thermofisher Scientific Inc. (Waltham, EE.UU.).

El potencial Zeta de la arena de cuarzo se midió en fracciones menores de 2,5 μm de una muestra de arena molida en un mortero de ágata, con las mismas condiciones electroquímicas empleadas para el OC.

Experimentos de Transporte

Para realizar los estudios de transporte se empaquetó en húmedo la arena de cuarzo lavada en una columna para FPLC (Omnifit, Signa Aldrich) de 50 mm de largo y 15 mm de diámetro. Para retener la arena de cuarzo, se colocó previamente un filtro de nailon de 0,1 mm de malla en el extremo inferior. Las características de las columnas utilizadas aparecen en la Tabla 1. El coeficiente de dispersión longitudinal característico de la columna (D = 0,010 cm^2 min^{-1}) fue determinado mediante del análisis de curvas de penetración de Br^- obtenidas percolando un pulso de 100 mg L^{-1} KBr (Toride et al., 1995).

Tabla 1. Propiedades de las columnas utilizadas en el modelado del transporte de oxicloruro de cobre.

Diámetro de colector d_c	0,032	cm
Densidad de fluido ρ_f	10^3	kg m^{-3}
Viscosidad del fluido μ	8,9 10^{-4}	kg m^{-1} s^{-1}
Temperatura T	298	K
Velocidad intersticial v	1,7	cm min^{-1}
Porosidad f	0,41	m^3 m^{-3}
Longitud de la columna L	5	cm

Se prepararon suspensiones de OC que contenían 100 mg L^{-1} de Cu, a las que se le añadieron disoluciones de $Cu(NO_3)_2$ con distintas concentraciones (0, 5, 10 y 20 mg Cu L^{-1}). En cada caso, se ajustó la fuerza iónica (***I*** = 1mM) con $NaNO_3$ y el pH a 6,4 de manera idéntica a las determinaciones de ζ.

Con anterioridad a cada experimento de transporte, se percoló a través de la columna una disolución sin fungicida con los mismos valores de pH, ***I*** y $[Cu^{2+}]_{(aq)}$ que la suspensión de fungicida a emplear, hasta la estabilización del pH y de ***I*** en el efluente. Inmediatamente después, se percoló un pulso de la suspensión de fungicida. La concentración de partículas a la salida de la columna se midió por absorción de luz de la suspensión al pasar por una celda fotométrica de 80 µL (Hellma GmbH, Müllheim, Alemania) a una longitud de onda de 800 nm en un espectrofotómetro Jenway 6310 (Bibby Scientific Ltd, Reino Unido), registrando la lectura cada 80 s durante 80 min a la salida de la columna se recogieron muestras con un colector de fracciones para medir el cobre en disolución y el cobre total, así como para calibrar las medidas fotométricas con la concentración de cobre en suspensión.

Resultados

Efecto del cobre y del pH en las propiedades electrocinéticas

En la Figura 1 se muestran las medidas de ζ frente a ***I*** para las distintas concentraciones de Cu añadido. Se observa que |ζ| disminuye (se hace menos negativo) a medida que la concentración de cobre disuelto es mayor. Dada la carga neta negativa del fungicida, el cobre actúa como contraión comprimiendo la doble capa eléctrica con la consecuente disminución de |ζ|, pero además puede disminuir el potencial de superficie por neutralización de la carga. Este efecto es más acentuado para valores bajos de ***I***. Para todos los casos podemos observar un mínimo de ζ a ***I*** = 10 mM.

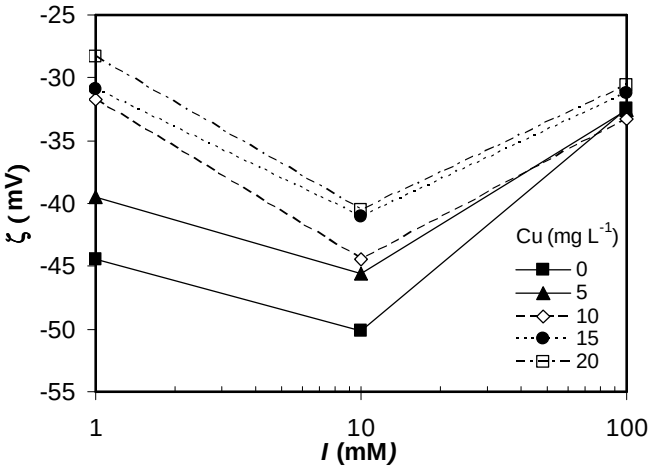


*Figura 1. Influencia de de la concentración de cobre añadido como $Cu(NO_3)_2$ sobre el potencial Zeta (ζ) del fungicida para diferentes valores de la fuerza iónica (**I** = 1, 10 y 100 mM).*

Para estudiar la influencia del pH en las propiedades electrocinéticas del OC se realizaron medidas de ζ en un rango de pH de 3 a 9. En la Figura 2 se muestran los valores de ζ obtenidos en función del pH para los diferentes valores de la fuerza iónica ensayados (***I*** = 1, 10 y 100 mM). El potencial Zeta disminuye en términos de valor absoluto (se hace menos negativo) a medida que disminuye el pH y para valores de fuerza iónica de 1 y 10 mM, siendo mucho menor el efecto observado cuando ésta es de 100 mM. Este comportamiento es consistente con un modelo de carga variable dependiente del pH. La mayor influencia del pH sobre ζ ocurre en el intervalo de 4,5 a 6,5 para ***I*** = 1 y 10 mM, hecho que se puede justificar por la compensación de carga que se produce como consecuencia de la solubilización del Cu a pH ácido.

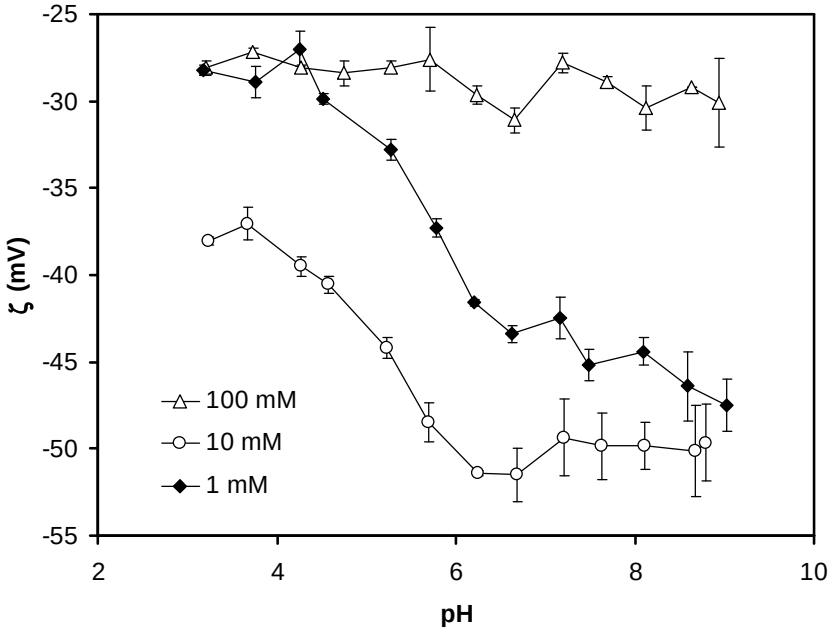


Figura 2. Influencia del pH sobre el potencial Zeta (ζ) en las suspensiones de OC para tres valores diferentes de fuerza iónica (1, 10 y 100 mM de NO_3Na).

El equilibrio entre la concentración de Cu disuelto, $[Cu^{2+}]_{(aq)}$, y el OC se simuló mediante cálculos de especiación de atacamita (mineral más abundante en el producto comercial) utilizando el programa MINTEQA2 (Allison et al., 1991). Las constantes termodinámicas de la disolución de la atacamita son $Cu_2Cl(OH)_{3(s)} = Cl^-_{(aq)} + 2Cu^{2+}_{(aq)} + 3OH^-_{(aq)}$; Log Ksº = 7,391; ΔH^o_r = -93,43 kJ mol^{-1}. La Figura 3 muestra la actividad de cobre calculada para una suspensión de 0,8 mM de atacamita en un rango de pH de 3 a 9 y para tres valores de fuerza iónica. Se observa que la $[Cu^{2+}]_{(aq)}$ es despreciable a pH > 7, incrementándose a partir de valores de pH inferiores a 6,5 hasta alcanzar un máximo a pH = 5. El mayor incremento de la $[Cu^{2+}]_{(aq)}$ ocurre con la fuerza iónica más baja (1 mM). Este cálculo confirma que el intervalo de pH entre 4,5 y 6,5, y para los valores de fuerza iónica de 1 y 10 mM, corresponde con los valores que producen el máximo aumento de la solubilidad de Cu en equilibrio con el OC, y que coincide con los mayores efectos sobre el ζ del OC.

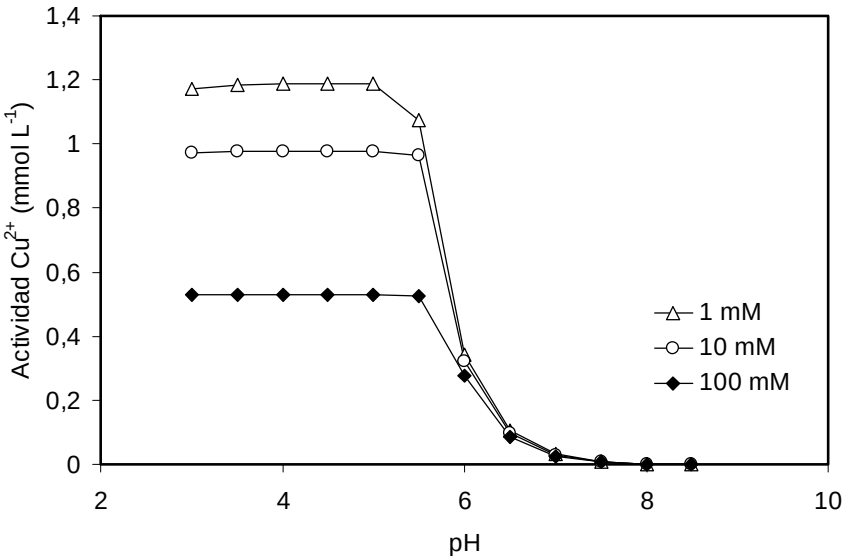


Figura 3. Actividad de cobre calculada con MINTEQ asumiendo el equilibrio para una concentración de atacamita inicial de 0,8 mM en un intervalo de pH de 3 a 9 y para valores de fuerza iónica de 1, 10 y 100 mM de $NaNO_3$.

El efecto del cobre disuelto sobre ζ de las arenas de cuarzo se muestra en la Figura 4. El aumento de $[Cu^{2+}]_{(aq)}$ por encima de 10 mg L^{-1} provoca la inversión de los valores de ζ para valores bajos de la fuerza iónica (***I*** = 1 - 10 mM). Al aumentar la fuerza iónica (***I*** = 100 mM), la inversión de los valores del potencial Zeta se produce a una concentración de cobre $[Cu^{2+}]_{(aq)}$ >15 mg L^{-1}. Este comportamiento se debe probablemente al aumento de la concentración de Na, $[Na^+]_{(aq)}$, en la capa difusa que desplaza el equilibrio hacia una menor adsorción de cobre (menor compensación de carga superficial). El efecto de inversión causado por el cobre en disolución es probablemente el resultado de la neutralización y sobrecompensación de la carga superficial por el $Cu^{2+}_{(aq)}$ y no de la compresión de la capa difusa.

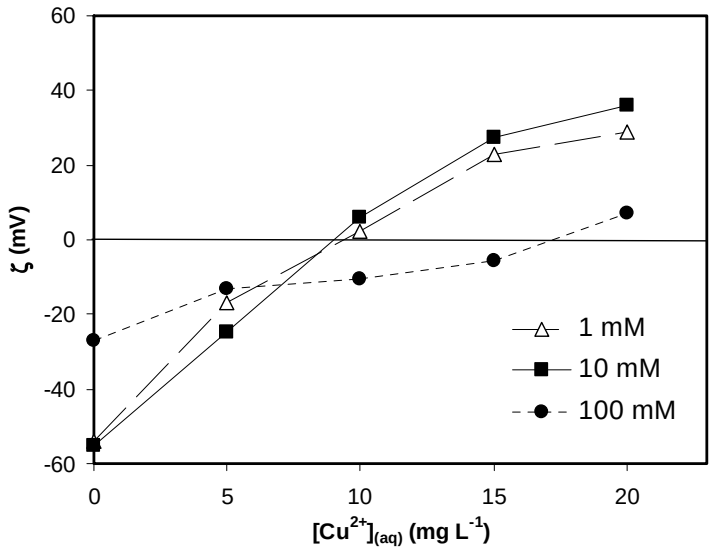


Figura 4. Variación del potencial zeta (ζ) en suspensiones de arena de cuarzo coloidal con la concentración de cobre en disolución para tres valores distintos de la fuerza iónica.

Experimentos de Transporte

En la Figura 5 se muestran las curvas de penetración del fungicida donde se representan la concentración de partículas y la concentración de Cu disuelto, $[Cu^{2+}]_{(aq)}$, a la salida de la columna frente al tiempo en los distintos experimentos. Las curvas muestran un descenso en la ratio de deposición con el tiempo que indica un patrón típico de adsorción con bloqueo progresivo de los sitios o lugares de deposición del colector (arena). Este bloqueo ocurre cuando las partículas adheridas previamente impiden la deposición posterior, hecho que se caracteriza por un incremento de la concentración de partículas en el efluente (Kretzschmar et al., 1999).

El porcentaje de OC que se retiene en la columna durante los experimentos aumenta desde el 41% sin añadir cobre ($[Cu^{2+}]_{(aq)}$ = 3 mg L^{-1}) hasta el 62% de retención cuando la adición de cobre disuelto es de 20 mg L^{-1}.

La concentración de cobre en disolución en el efluente alcanza la concentración de entrada en los primeros minutos de la percolación, y se mantiene constante hasta el final del mismo, confirmando que la retención de cobre disuelto en la columna es despreciable.

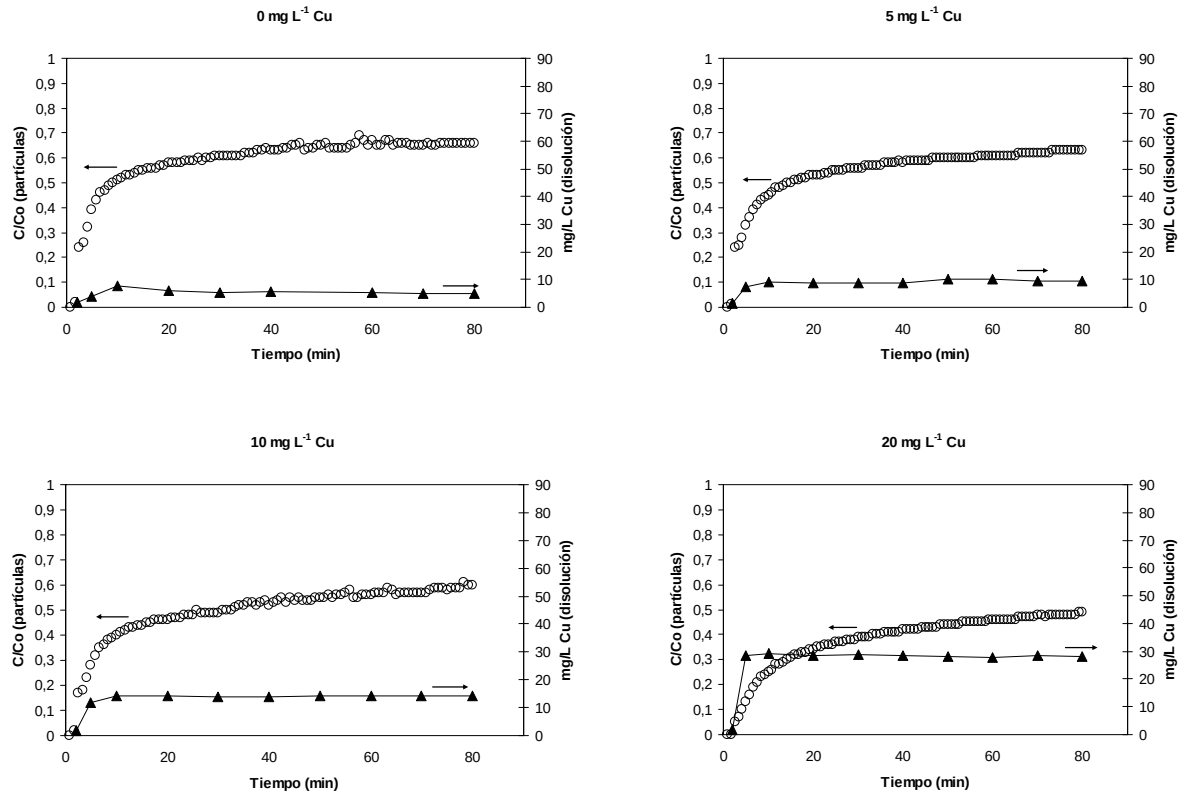


*Figura 5. Curvas de penetración de OC con distintas concentraciones de cobre disuelto añadido como $Cu(NO_3)_2$. Los círculos blancos representan la concentración normalizada de partículas(C/C_0); los triángulos negros representan la concentración de cobre disuelto (mg L^{-1}). Condiciones experimentales: velocidad de Darcy U = 1,7 cm min^{-1}; diámetro de la columna 1,5 cm; longitud de la columna 5 cm; pH 6,4; **I** = 1 mM; T = 25 ºC.*

Discusión

Las propiedades electrocinéticas de las partículas de OC se han visto influenciadas por la concentración de cobre disuelto y por el valor del pH, especialmente a valores bajos de la fuerza iónica (baja concentración de electrolito, $NaNO_3$). Los efectos del pH y de la adición de $Cu(NO_3)_2$ muestran que el OC tiene carga variable. Tanto el Cu^{2+} como el H^+ actúan como cationes determinantes de carga, además de que éste último también favorece la solubilización del OC.

A valores elevados de la fuerza iónica (100 mM $NaNO_3$), el efecto del cobre y del pH sobre ζ del OC desaparece. El comportamiento del OC respecto a la fuerza iónica, con un mínimo de ζ alrededor de I = 10 mM, confirma los resultados obtenidos en trabajos previos (Paradelo et al., 2009; Paradelo et al., 2010). El cobre disuelto se acumula como contraión en la superficie del OC. Los cationes divalentes tienen una contribución significativa en la sobrecompensación de la carga de superficie *"overcharging"* (Quesada-Pérez et al., 2003; Quesada-Pérez et al., 2005). Este fenómeno se atenúa a valores elevados de la fuerza iónica (altas adiciones de $NaNO_3$) cuando el Cu^{2+} es desplazado por el Na^+. El sistema vuelve a comportarse como es esperado, la doble capa se comprime con el incremento de la concentración de electrolito provocando un descenso de |ζ|. El efecto del cobre sobre la sobrecompensación de la carga eléctrica de la arena de cuarzo es mucho más evidente cuando $[Cu^{2+}]_{(aq)}$ > 10 mg L^{-1}, no solamente se produce una atenuación de |ζ| sino que ocurre una inversión de la carga neta. La consecuencia práctica de este comportamiento es que el

incremento de la actividad de cobre y la disminución del pH promueven la agregación de las partículas de OC y su retención en medios porosos.

La mayor retención de OC al aumentar $[Cu^{2+}]_{(aq)}$ es acorde con el descenso de la repulsión electrostática entre la superficie de la arena y las partículas de OC. Además, el aumento de $[Cu^{2+}]_{(aq)}$ favorece la retención de las partículas respecto a la retención química del cobre disuelto. Para concentraciones de cobre disuelto menores de 10 mg L^{-1}, la cinética de retención del $Cu^{2+}_{(aq)}$ es mayor que la del OC debido a repulsión existente entre la arena de cuarzo y el OC en estas condiciones, facilitando la exclusión de las partículas desde poros pequeños hacia a los poros grandes (Bradford et al., 2003), lo que provoca un aumento en su velocidad. Así, el frente de partículas puede adelantarse al de un trazador inerte (Kretzschmar et al., 1999; Poulsen et al., 2006). Cuando la concentración de Cu^{2+} añadido es de 20 mg L^{-1}, la velocidad de retención de OC es mayor que la del cobre disuelto debido al aumento en la adhesión de partículas en la arena de cuarzo.

Conclusiones

Las propiedades electrocinéticas del OC se ven afectadas por la concentración de cobre en disolución. Para valores bajos de la fuerza iónica (< 10 mM), el aumento de cobre en la disolución provoca un descenso en ζ que puede causar la desestabilización y agregación de las partículas y un aumento de la adhesión a la superficie de la arena de cuarzo. Una acidificación de la suspensión tiene un efecto similar, ya que tanto H^+ como Cu^{2+} liberados actúan como iones determinantes del potencial electrocinético de la partícula. El transporte de formas particuladas de OC está influenciado por $[Cu^{2+}]_{(aq)}$. Concentraciones altas de Cu^{2+} provocan un aumento en el porcentaje de OC retenido y en la propia velocidad de retención.

Los resultados obtenidos en este trabajo nos ayudan a conocer los mecanismos que controlan el comportamiento y destino del OC, que deberían ser tenidos en cuenta a la hora de evaluar el impacto de este tipo de agroquímicos tanto en suelos de cultivo como en las aguas subterráneas.

Agradecimientos

Marcos Paradelo es receptor de una beca predoctoral de la Universidad de Vigo, David Fernández Calviño es receptor de un contrato postdoctoral del programa Anxeles Alvariño de la Consellería de Innnovación e Industria de la Xunta de Galicia.

Bibliografía

1986. *European Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the Protection of the Environment, and in Particular of the Soil, When Sewage Sludge Is Used in Agriculture*, 6-12.

ALKAN, M., DEMIRBAŞ, Ö., DOĞAN, M., 2005. Electrokinetic properties of sepiolite suspensions in different electrolyte media. *J. Colloid Interface Sci.* 281, 240-248.

ALLISON, J. D., BROWN, D. S., NOVO-GRADAC, K. J., 1991. *MINTEQA2/PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0 User's Manual*

BLAKE, G. R. AND HARTGE, K. H. (1986) Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods. In: Anonymous SAS, CSSA, SSSA, Madison, 377-382.

BRADFORD, S. A., SIMUNEK, J., BETTAHAR, M., VAN GENUCHTEN, M. T., YATES, S. R., 2003. Modeling colloid attachment, straining, and exclusion in saturated porous media. *Environ. Sci. Technol.* 37, 2242-2250.

ERDEMOĞLU, M. AND SARIKAYA, M., 2006. Effects of heavy metals and oxalate on the zeta potential of magnetite. *J. Colloid Interface Sci.* 300, 795-804.

FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D., NÓVOA-MUÑOZ, J. C., LÓPEZ-PERIAGO, E., ARIAS-ESTÉVEZ, M., 2008. Changes in copper content and distribution in young, old and abandoned vineyard acid soils due to land use changes. *Land Degrad. Dev.* 19, 165-177.

GROLIMUND, D., BARMETTLER, K., BORKOVEC M. (2007) Colloid Facilitated Transport in Natural Porous Madia:Fundamental Phenomena and Modelling. In: Frimmel, F.H., Kammer, F.v.d., Flemming, H. (Eds.), Colloidal Transport in Porous Media, Springer, 3-28.

HOSSNER, L. R., 1996. Dissolution for total elemental analysis. *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*, 49-64.

JOHNSON, P. R., SUN, N., ELIMELECH, M., 1996. Colloid transport in geochemically heterogeneous porous media: Modeling and measurements. *Environ. Sci. Technol.* 30, 3284-3293.

KOMÁREK, M., VANĚK, A., CHRASTNÝ, V., SZÁKOVÁ, J., KUBOVÁ, K., DRAHOTA, P., BALÍK, J., 2009. Retention of copper originating from different fungicides in contrasting soil types. *J. Hazard. Mater.* 166, 1395-1402.

KRETZSCHMAR, R., BORKOVEC, M., GROLIMUND, D., ELIMELECH, M. (1999) Mobile Subsurface Colloids and Their Role in Contaminant Transport. In: Donald L. Sparks (Ed.), Advances in Agronomy, Academic Press, 121-193.

LUBEJ, A., KOLOINI, T., POHAR, C., 1999. Kinetics of the dissolution of copper(II) oxychloride in diluted aqueous hydrochloric acid solutions at different temperatures. *Ind. Eng. Chem. Res.* 38, 4277-4283.

PARADELO, M., ŠIMUNEK, J., NÓVOA-MUÑOZ, J. C., ARIAS-ESTÉVEZ, M., LÓPEZ-PERIAGO, J. E., 2009. Transport of Copper Oxychloride-Based Fungicide Particles in Saturated Quartz Sand. *Environ. Sci. Technol.* 43, 8860-8866.

PARADELO, M., ARIAS-ESTÉVEZ, M., NÓVOA-MUÑOZ, J. C., PÉREZ-RODRÍGUEZ, P., TORRADO-AGRASAR, A., LÓPEZ-PERIAGO, J. E., 2008. Simulating Washoff of Cu-Based Fungicide Sprays by Using a Rotating Shear Device. *J. Agric. Food Chem.* 56, 5795-5800.

PARADELO, M., PÉREZ-RODRÍGUEZ, P., ARIAS-ESTÉVEZ, M., LÓPEZ-PERIAGO, J. E., 2010. Effect of Particle Size on Copper Oxychloride Transport through Saturated Sand Columns. *J. Agric. Food Chem.* 58 (11), 6870-6875.

POSE-JUAN, E., PARADELO-PÉREZ, M., RIAL-OTERO, R., SIMAL-GÁNDARA, J., LÓPEZ-PERIAGO, J. E., 2009. Detachment of sprayed colloidal copper oxychloride-metalaxyl fungicides by a shallow water flow. *Pest Manag. Sci.* 65, 615-623.

POULSEN, T. G., MOLDRUP, P., DE JONGE, L. W., KOMATSU, T., 2006. Colloid and bromide transport in undisturbed soil columns: Application of two-region model. *Vadose Zone Journal* 5, 649-656.

QUESADA-PÉREZ, M., MARTÍN-MOLINA, A., HIDALGO-ÁLVAREZ, R., 2005. Simulation of electric double layers undergoing charge inversion: Mixtures of mono- and multivalent ions. *Langmuir* 21, 9231-9237.

QUESADA-PÉREZ, M., GONZÁLEZ-TOVAR, E., MARTÍN-MOLINA, A., LOZADA-CASSOU, M., HIDALGO-ÁLVAREZ, R., 2003. Overcharging in colloids: Beyond the Poisson-Boltzmann approach. *ChemPhysChem* 4, 234-248.

RIAL OTERO, R., CANCHO GRANDE, B., ARIAS ESTEVEZ, M., LOPEZ PERIAGO, E., SIMAL GANDARA, J., 2003. Procedure for the Measurement of Soil Inputs of Plant-Protection Agents Washed off through Vineyard Canopy by Rainfall. *J. Agric. Food Chem.* 51, 5041-5046.

TORIDE, N., LEIJ, F. J. VAN GENUCHTEN, M. TH. 1995. The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments, V. 2.0, Research Report No. 137, U.S. Salinity Laboratory, USDA-ARS, Riverside, CA, EEUU.

OTROS TEMAS DE INTERÉS EDÁFICO

Cronosecuencia edáfica en terrazas del río Alcanadre (Los Monegros, NE-España)

D. BADÍA, J. PALACIO, R. ANDRÉS, C. MARTÍ, J. A. CUCHÍ.

Escuela Politécnica Superior de Huesca, Universidad de Zaragoza. Crtra Cuarte s/n 22071HUESCA.

Resumen

En la cuenca media del río Alcanadre, la secuencia de terrazas aluviales escalonadas ofrecen un excelente marco morfo-estratigráfico con el que evaluar la evolución del suelo desde el Holoceno al Pleistoceno Inferior. Los diferentes depósitos fluviales están formados por gravas y cantos, fundamentalmente calizos, con matriz limo-arenosa provenientes de las Sierras Exteriores (Pre-Pirineo). Las terrazas del río Alcanadre se han correlacionado espacialmente con las del río Cinca, previamente datadas por luminescencia ópticamente estimulada y análisis paleomagnético, para obtener una edad aproximada. Se ha observado como los suelos desarrollados sobre las terrazas inferiores, holocenas, mantienen sus originales propiedades flúvicas. Los desarrollados sobre las terrazas intermedias, del Pleistoceno superior, presentan una incipiente acumulación de carbonatos secundarios, en forma de cemento geopetal (horizonte cálcico). En superficies del Pleistoceno Medio se observan acumulaciones masivas, cementadas (horizonte petrocálcico), a poca profundidad y de grosor moderado. En superficies más viejas, del Pleistoceno Inferior, el horizonte petrocálcico incrementa su espesor. De esta forma el suelo inicial, Fluvisol háplico (calcárico), evoluciona primero a Calcisol háplico y posteriormente a Calcisol pétrico. En resumen, los suelos presentan una progresiva acumulación de carbonato cálcico secundario (carbonatación) a lo largo del tiempo, lo que repercute directamente en su manejo y su clasificación. Este criterio es aplicable a otras terrazas de ríos próximos bajo clima semiárido.

Palabras clave

Cuaternario, suelos, cronosecuencia, carbonatación, génesis, clasificación, clima semiárido

1. Introducción

El estudio de las cronosecuencias edáficas es una herramienta muy eficaz para dilucidar el grado y dirección de la evolución del suelo (Huggett, 1998). Además pueden servir para datar o correlacionar secuencias paisajísticas del Cuaternario (Birkeland, 1990). Las superficies más usadas con este fin son las generadas por los ríos, siendo un punto de encuentro entre la geomorfología fluvial y la ciencia del suelo. Los ríos pueden generar superficies donde los suelos evolucionan bajo unos factores formadores comparables, exceptuado su edad y las consiguientes fluctuaciones bioclimáticas. Tan pronto como el río desciende hacia nuevos niveles de base, las antiguas llanuras de inundación quedan por encima del cauce, dando lugar a niveles de terrazas de diferente edad. En este caso en concreto, el río Alcanadre, en su confluencia con el río Flumen presenta un gran número de terrazas que pueden dividirse en siete niveles altitudinales (Figura 1). Por lo tanto, nos ofrecen una cronosecuencia de suelos, más jóvenes en los niveles más bajos (Holoceno) y más viejos en las terrazas más altas (Pleistoceno).

2.Objetivos

Los objetivos del presente trabajo son: determinar las principales propiedades físicas y químicas de los suelos en una cronosecuencia de terrazas desde el Holoceno al Pleistoceno

Inferior, establecer las relaciones existentes entre el tiempo y la edafogénesis y determinar la influencia del mismo sobre las propiedades del suelo y su clasificación.

3.Metodología

3.1. Descripción del área de estudio

El área de estudio se localiza en la confluencia del río Alcanadre con el Flumen (NE de España), a su paso por la comarca de Los Monegros (Huesca), a la altura de Sariñena (Figura 1); en esa zona son fácilmente observables las diferentes terrazas escalonadas, horizontales y conectadas por escarpes (Figura 2). Sobre esta morfología del paisaje, denominada secuencia post-incisiva (Vreeken, 1975), el tiempo cero en la formación de los suelos, el de la deposición de los materiales detríticos aluviales, es distinto (*trangressive start time*) pero su evolución continúa en la actualidad en todos ellos (*isochronus stop time*). Las diferentes terrazas están formadas por depósitos no consolidados de 4 a 8 metros de espesor, con cantos y gravas subredondeadas, fundamentalmente de naturaleza caliza, incluidas en una matriz limo-arenosa.

Para obtener una edad aproximada, las terrazas del río Alcanadre se han correlacionado espacialmente con las del río Cinca, previamente datadas por Sancho et al. (2004), mediante luminescencia ópticamente estimulada (OSL) y análisis paleomagnético. El río Alcanadre es afluente del Cinca, a pocos kilómetros de la zona de estudio. Los suelos se localizan entre las coordenadas UTM (Huso 30 N) 0735000-0744000 y 4620000-4635000, en un rango de altitud entre 200 a 450 metros sobre el nivel del mar y una altura sobre el cauce actual de 2 a 170 m (Tabla 1).

Tabla 1: Altitud, edad y horizontes de los suelos seleccionados según su unidad estratigráfica.

Unidad estratigráfica	Ref ITGE (1998)	Altura (m) [a]	Edad de la superficie	Edad (kaños)	Secuencia de horizontes (FAO, 2006)
Qt1	Ta	170	Pleistoceno Inferior	>>780	Ah-Bkm1-Bkm2-Ckc
Qt2	Tb	88	Pleistoceno Inferior	>780	Ah-Bw-Bkm-Ckm-Ck-2C
Qt3	Tc	62	Pleistoceno Medio	-	Ah-Bkm1-Bkm2-Ck-C-2C
Qt4	Td	56	Pleistoceno Medio	176±14	Ap-Bkm-Ckm
Qt5	Te	18	Pleistoceno Superior	49±4	Ap-Bwk-2Ck1-2Ck2-3C
Qt6	Tf	9	Pleistoceno Superior	11±1	Ap-Bw-2Ck-3Ckg-4Cr
Qt7	Tg	2	Holoceno	*<10*	Ap-AC-C1-C2-C3

[a] Altura: metros por encima del cauce actual

El clima actual de la zona es mediterráneo semiárido, con una temperatura media anual de 15ºC y una pluviometría anual de aproximadamente 350 mm. La evapotranspiración potencial, calculada según el método de Blaney-Criddle es de unos 1300 mm. En estas condiciones climáticas, el régimen de temperatura del suelo es térmico y el régimen de humedad varía entre xérico y arídico. La vegetación climácica actual se corresponde con el carrascar (asociación *Quercetum rotundifloliae)* aunque cerca de la ribera, cuando el nivel freático es muy superficial, aparece la asociación *Rubio tinctoriae-Populetum albae*. El uso del suelo es fundamentalmente agrícola en regadío (alfalfa, maíz, guisante, cebada). Más información de los factores formadores en el Altoaragón puede encontrase en Badía (2009).

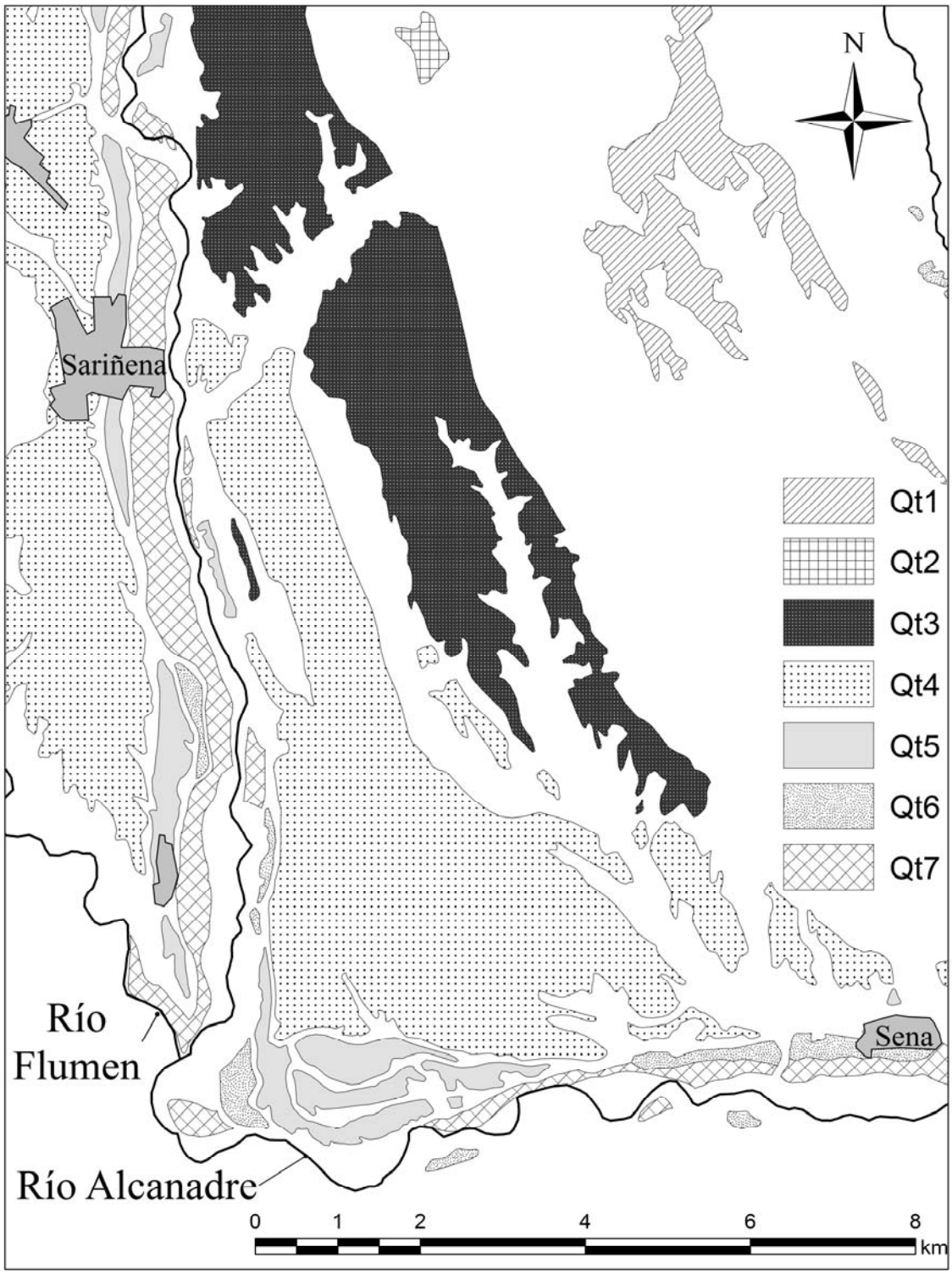


Figura 1. Mapa geomorfológico esquemático del área de estudio (modificado a partir del ITGE, 1998).

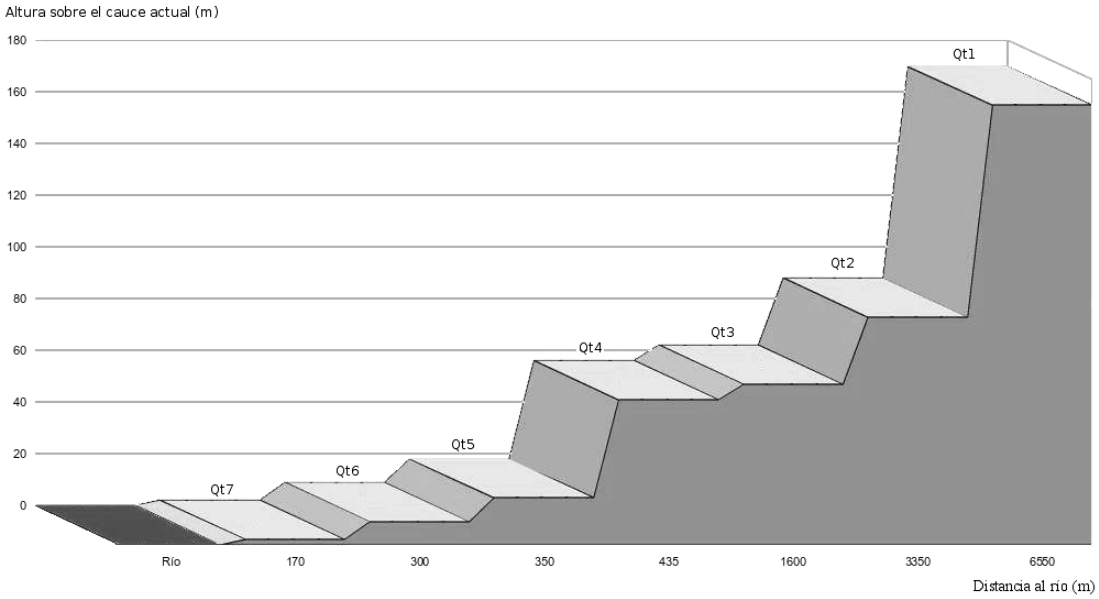


Figura 2. Sección transversal simplificada de las terrazas estudiadas del río Alcanadre.

3.2. Descripción y análisis de los suelos

Las descripciones de las propiedades morfológicas de los suelos se han realizado según los métodos oficiales (FAO, 2006). Todas las muestras recogidas se secaron al aire para tamizarlas posteriormente con un tamiz de 2 mm de luz. A continuación se determinó el porcentaje de gravas (> 2 mm) y el porcentaje de tierra fina (< 2 mm). Los análisis de laboratorio se realizaron a partir de la fracción fina. La granulometría se determinó por el método de sedimentación discontinua, previa eliminación del contenido orgánico con H_2O_2 y dispersión de las arcillas con hexametafosfato sódico (Gee y Bauder, 1986). La densidad aparente se obtuvo muestreando con cilindros metálicos de volumen conocido. El contenido hídrico al punto de marchitez permanente (-1,5 MPa) y a capacidad de campo (-0,033 MPa) se midió volumétricamente mediante placas extractoras a presión (Richards, 1947). A partir de estos valores, el porcentaje de elementos gruesos, la densidad aparente y el espesor de cada horizonte se obtuvo la capacidad de retención de agua disponible de cada perfil (Badía, 2009). El pH del suelo se determinó potenciométricamente en una suspensión de 1:2,5 de suelo con agua (McLean, 1982). Los carbonatos totales se midieron volumétricamente (calcímetro) utilizando un ataque ácido (HCl) de la muestra (Nelson, 1982). El C orgánico total se determinó por el método de oxidación por vía húmeda (Nelson y Sommers, 1982); y el contenido orgánico se estimó utilizando el factor de van Bemmelen (1,724). La Capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó con la retención del ión NH_4^+ después de lavar la muestra de suelo con una solución de NH_4OAc 1N a pH 7 (Rhoades, 1982a). La salinidad edáfica se evaluó midiendo la conductividad eléctrica del extracto 1:5 a 25ºC (Rhoades, 1982b). Los suelos se clasificaron según la Base de Referencia Mundial (IUSS, 2006) y por el sistema taxonómico americano (Soil Survey Staff, 2006).

4. Resultados

Las descripciones macromorfológicas de los suelos de cada una de las unidades estratigráficas se muestran en la tabla 2.

Tabla 2. Características macromorfológicas de los suelos descritos

Terraza	Hor.	Prof. (cm)	Color (Seco)	Color (Húmedo)	Estruc-tura	Compa-cidad	Acumulo $CaCO_3$
Qt1 (Ta)	Ah	20	7,5YR 5/4	7,5YR 4/4	f, G	Baja	-
	Bkm1	125	10 YR 8/2	10 YR 7/4	s: masiva	Extrema	pt
	Bkm2	275	10 YR 8/2	10 YR 7/4	s: masiva	Extrema	pt
	Ckc	315	10 YR 8/4	10 YR 6/6	m, B	Moderada	cc
Qt2 (Tb)	Ah	30	7,5YR 5,5/4	7,5YR 4/4	f, B	Baja	cg
	Bw	60	7,5YR 7/4	7,5YR 5/4	f, B	Moderada	cg
	Bkm	90	10 YR 8/2	10 YR 6/2	s: masiva	Extrema	pt
	Ckm	220	10 YR 8/2	10 YR 6/2	s: masiva	Extrema	pt
	Ck	310	Policroma	Policroma	s	Baja	pt
Qt3 (Tc)	Ap	30	10 YR 5,5/4	10 YR 4/4	f, B	Moderada	cg
	Bkm1	80	10 YR 8/3	10 YR 7/4	s: masiva	Extrema	pt
	Bkm2	110	10 YR 8/3	10 YR 7/4	s: masiva	Extrema	pt
	Ck	150	10 YR 8/4	10 YR 6/4	s	Moderada	cg
	C	190	10 YR 8/4	10 YR 6/4	s	Moderada	cg
	2Cg	220	Policroma	Policroma	s	Muy Baja	cg
Qt4 (Td)	Ap	40	10 YR 5,5/4	10 YR 4/4	f, B	Moderada	cg
	Bkm	85	10 YR 8/3	10 YR 7/4	s: masiva	Extrema	pt
	Ckm	150	10 YR 8/2	10 YR 7/3	s: masiva	Alta	pt
Qt5 (Te)	Ap1	20	10 YR 5,5/3	10 YR 3,5/3	d, G	Baja	cg
	Ap2	40	10 YR 5,5/3	10 YR 3,5/3	f, B	Baja	cg
	Bwk	60	10 YR 6,5/3	10 YR 6/4	m, B	Moderada	cg
	2Ck1	90	10 YR 7/3	10 YR 5/3	s	Alta	cg
	2Ck2	130	10 YR 7/3	10 YR 5/3	s	Alta	cg
	3C	160	Policroma	Policroma	s	Muy Baja	-
Qt6 (Tf)	Ap	30	10 YR 6/4	10 YR 4/4	f, B	Baja	-
	Bw1	55	10 YR 6/4	10 YR 4/4	m, B	Moderada	-
	Bw2	80	10 YR 6/4	10 YR 4/4	m, B	Moderada	-
	2Ck	105	10 YR 6/4	10 YR 5/4	s	Moderada	cg
	3Ckg	125	10 YR 7/4	10 YR 6/4	s	Moderada	-
	4Cr	180	Policroma	Policroma	s	Muy Baja	-
Qt7 (Tg)	Ap1	20	10 YR 6/4	10 YR 4,5/4	m, B	Baja	-
	Ap2	40	10 YR 6/4	10 YR 4,5/4	m, B	Baja	-
	AC	70	10 YR 6/4	10 YR 4,5/4	d, B	Baja	-
	C1	100	10 YR 6/4	10 YR 4,5/4	s	Baja	-
	C2	130	10 YR 7/4	10 YR 5/4	s	Muy Baja	-
	C3	150	10 YR 7/4	10 YR 5/4	s	Muy Baja	-

Abreviaturas: Grado de Estructura: s, sin estructura; d, débil; m, moderada; f, fuerte. Forma: G, granular; B, bloques subangulares. Acumulaciones de carbonato cálcico: cc, concrecciones; cg, cemento geopetal; pt, petrocálcico.

Los suelos van adquiriendo colores más rojizos con el paso del tiempo, lo que se refleja en el incremento del índice de rubefacción (de 0 a 2) al pasar el matiz de 10YR a 7,5YR y el brillo de 6 a 5 (en seco). Este cambio es debido al incremento en hematites u óxidos de hierro en el suelo (Torrent et al., 1980). Ocasionalmente aparecen coloraciones grises, de reducción, por la presencia de niveles freáticos.

El desarrollo estructural en los horizontes superficiales es fuerte, especialmente en los suelos más viejos, de forma granular o en bloques subangulares. En profundidad, el desarrollo estructural va disminuyendo, sea por la acumulación y cementación de carbonato cálcico (estructura masiva) en suelos más viejos o por la textura arenosa en los perfiles más jóvenes.

La compacidad de los horizontes sigue esta misma pauta. Se observa un aumento en la abundancia relativa de limo y, especialmente, de arcilla en los horizontes superficiales, rasgo relacionado con la edad del perfil (Bockheim et al., 1996). Dentro de cada perfil es frecuente que, con la profundidad, aumente el porcentaje de arena. Además, son habituales las discontinuidades, como pone de manifiesto la variación tanto de la fracción fina como de los elementos gruesos de los horizontes (Tabla 3).

Tabla 3. Propiedades físicas de los suelos estudiados

Terraza	Horizonte	Prof (cm)	EG (%)	Clase textural (USDA)	D. ap (kg/m³)	CRAD (mm)
Qt1 (Ta)	Ah	20	24,5	F-Arcillosa	965	14,4
Qt2 (Tb)	Ah	30	60,8	F-Arcillo-Arenosa	994	8,4
	Bw	60	76,1	Franca	983	5,4
Qt3 (Tc)	Ap	30	10,3	Franca	1052	29,2
Qt4 (Td)	Ap	40	38,0	Franca	1136	26,4
Qt5 (Te)	Ap1	20	21,7	Franca	1076	12,4
	Ap2	40	20,7	Franco-Arenosa	1216	20,5
	Bwk	60	5,0	Arenosa	1184	14,3
	2Ck1	90	80,7	Arenosa	1454	3,3
	2Ck2	130	68,0	Arenosa	1506	5,0
	3C	160	0,0	Arenosa	1520	11,6
Qt6 (Tf)	Ap	30	4,2	F-Arcillosa	1076	29,5
	Bw1	55	1,9	Franca	1067	18,8
	Bw2	80	3,4	Franca	1070	20,7
	2Ck	105	70,5	Franca	1025	5,9
	3Ckg	125	15,4	Franca	1050	26,4
	4Cr	180	70,2	Arenosa	1157	5,05
Qt7 (Tg)	Ap1	20	0,4	Franco-Limosa	1081	24,6
	Ap2	40	0,0	Franco-Limosa	1158	30,9
	AC	70	13,4	Franca	1110	21,8
	C1	100	0,2	Franco-Limosa	1152	38,0
	C2	130	0,3	Franco-Arenosa	1122	36,8
	C3	150	0,0	Franco-Arenosa	1200	17,3

Abreviaturas: Prof., Profundidad; EG, elementos gruesos; D.ap, Densidad aparente; CRAD, Capacidad de retención de agua disponible.

Los valores de capacidad de campo y punto de marchitez permanente se correlacionan negativamente con el contenido en arena. La CRAD en el perfil disminuye drásticamente con la edad debido a la formación del horizonte petrocálcico, el cual reduce la profundidad efectiva del suelo (Tabla 4).

Tabla 4. Capacidad de retención de agua disponible (CRAD), en mm/1,5 m, de los perfiles estudiados.

Terraza	Qt1	Qt2	Qt3	Qt4	Qt5	Qt6	Qt7
CRAD	14,4	13,8	29,2	26,4	63,3	103,7	169,4

Los suelos se caracterizan por un pH básico que tiende a aumentar con la profundidad en cada uno de los perfiles, como lo hace el carbonato equivalente. El gradiente de carbonatos existente entre horizontes superficiales y subsuperficiales aumenta con la edad del suelo. La conductividad eléctrica (1:5) es baja, inferior a 0,4 dS m^{-1} en todos los horizontes. El

porcentaje de materia orgánica varía entre 1-2% siendo algo mayor en los suelos menos alterados por la actividad antrópica. En el perfil más joven (Qt7), las oscilaciones de materia orgánica en profundidad reflejan su carácter flúvico. Los valores moderados de materia orgánica y la textura equilibrada explican la moderada CIC de los horizontes superficiales (Tabla 5).

Tabla 5. Propiedades químicas de los suelos analizados

Terraza	Horizonte	Prof. (cm)	pH H_2O (1:2,5)	$CaCO_3$ equivalente (%)	CE (1:5) (µS/cm)	MO (%)	CIC (cmol/kg)
Qt1 (Ta)	Ah	20	8,1	9,4	104	4,38	19,4
	Bkm1	125	8,5	87,7	-	-	-
	Bkm2	275	8,5	83,7	-	-	-
	Ckc	315	8,2	48,8	384	0,26	-
Qt2 (Tb)	Ah	30	8,4	19,9	203	1,86	12,5
	Bw	60	8,5	23,4	176	1,20	11,7
	Bkm	90	8,3	62,7	-	-	-
	Ckm	150	8,4	44,8	-	-	-
Qt3 (Tc)	Ap	30	8,3	26,8	322	2,35	13,7
	Bkm1	80	8,5	73,0	-	-	-
	Bkm2	110	8,6	72,1	-	-	-
	Ck	150	8,6	54,9	164	-	-
	C	190	8,7	52,5	113	-	-
	2Cg	220	8,6	26,2	87	-	-
Qt4 (Td)	Ap	40	8,3	16,7	206	1,98	16,7
	Bkm	85	8,5	67,8	-	-	-
	Ckm	150	8,5	53,3	-	-	-
Qt5 (Te)	Ap1	20	8,4	21,5	226	1,51	10,1
	Ap2	40	8,7	24,1	160	1,05	8,8
	Bwk	60	8,9	33,1	118	0,21	6,1
	2Ck1	90	8,9	26,8	100	<0,2	-
	2Ck2	130	9,0	25,5	80	<0,2	-
	3C	160	8,9	25,9	79	<0,2	-
Qt6 (Tf)	Ap	30	8,2	26,3	282	1,16	14,8
	Bw1	55	8,2	25,9	310	0,86	13,0
	Bw2	80	8,3	27,5	292	0,74	-
	2Ck	105	8,2	31,8	277	0,55	-
	3Ckg	125	8,2	42,2	375	0,27	-
	4Cr	180	8,4	19,3	160	<0,2	-
Qt7 (Tg)	Ap1	20	8,2	30,8	214	1,22	14,9
	Ap2	40	8,3	30,9	211	1,05	12,7
	C	70	8,2	28,5	187	0,60	11,7
	C1	100	8,2	33,2	232	0,73	-
	C2	130	8,3	35,0	152	0,44	-
	C3	150	8,3	33,7	135	0,38	-

5.Discusión

Los carbonatos están presentes en todos los horizontes de estos suelos. En el perfil de la superficie más joven, holocena (Qt7), no se observa translocación de carbonatos. En cambio, con el tiempo aparecen formas de acumulación secundaria, primero en forma de cemento geopetal, en los perfiles Qt5 y Qt6 del Pleistoceno Superior, y posteriormente como acumulaciones masivas y fuertemente cementadas (horizonte petrocálcico) en el resto de perfiles, tanto del Pleistoceno Medio como del Inferior (Figura 3).

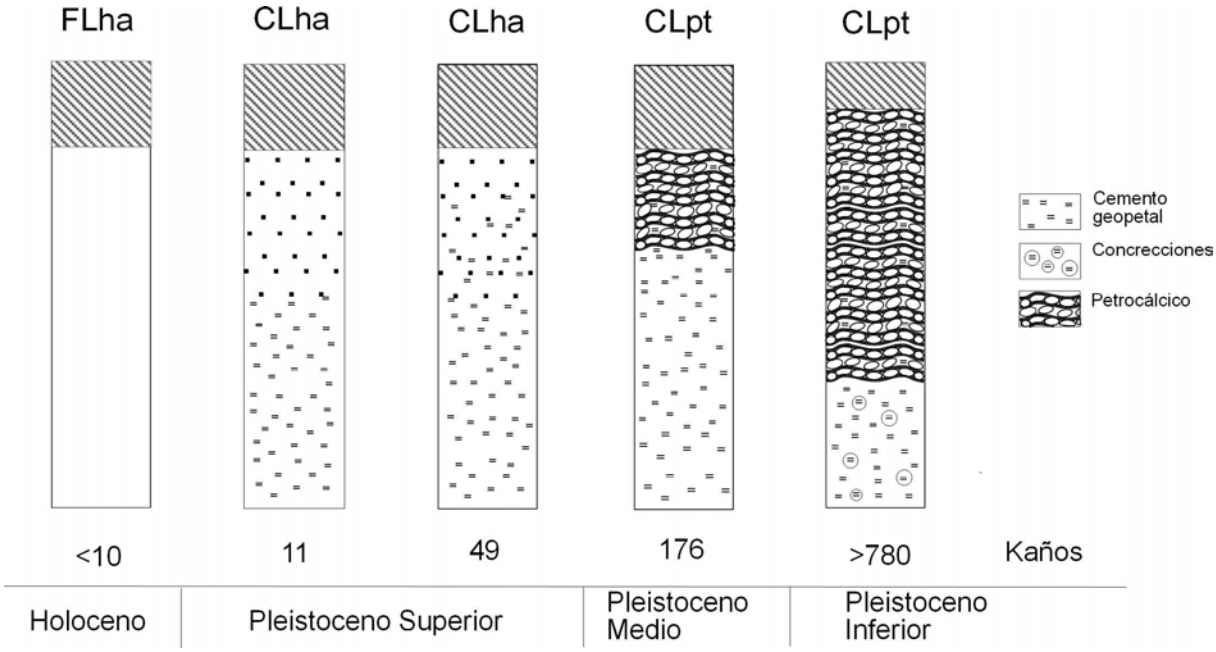


Figura 3. Morfología y distribución de las acumulaciones de carbonatos secundarios a lo largo del tiempo, en suelos desarrollados sobre terrazas del río Alcanadre.

La cronosecuencia muestra una creciente acumulación de carbonatos secundarios, independientemente de las fluctuaciones climáticas que tuvieran lugar a lo largo de la era Cuaternaria y a pesar de que la heterogeneidad derivada del material parental (textura y cantidad de grava) puede suponer cambios en la infiltración del agua y por tanto en la velocidad de disolución de los carbonatos y en las acumulaciones resultantes (Treadwell-Steitz y MacFadden, 2000). La formación de un horizonte petrocálcico (conglomerático y/o laminar) supone alcanzar el estadio V de acumulación de carbonatos (Machette, 1985), frecuente en el Aragón semiárido sobre superficies del Pleistoceno Medio (Badía et al., 2009; Sancho et al., 2004). Su formación se relaciona con los períodos cálidos y húmedos de la era Cuaternaria. Este tipo de suelos, con una acumulación secundaria de carbonato cálcico, representa más de la mitad de la superficie de España (Gómez-Miguel, 2005; Porta et al., 1989) y son muy frecuentes en clima árido y semiárido (Nettleton et al., 1991), donde se constituyen en un gran almacén de Carbono (EU, 2006).

En esta cronosecuencia no se llega a eliminar el carbonato de la matriz del suelo ni siquiera en el horizonte más superficial, ni se observan procesos de iluviación de arcilla lo que puede ser un reflejo de la sostenida aridez del Valle Medio del Ebro, al menos, desde el Pleistoceno Superior hasta el Pleistoceno Medio (Gónzalez-Sampériz, 2004). En cambio, Alonso et al. (2004) observan una intensa de disolución de carbonatos e iluviación de arcilla en paleosuelos formados sobre terrazas del río Tormes (Salamanca), procesos que pudieron

tener lugar durante el periodo húmedo del Pleistoceno Medio, hacia 500.000 años AC. Solamente en el perfil superior (Qt1), atribuible a una terraza del Pleistoceno Inferior (Peña et al., 2002), se ha observado la presencia de sucesivos horizontes cálcicos nodulares, alternando con horizontes de acumulación de arcilla, que podrían demostrar bruscos cambios en las condiciones ambientales (datos no presentados). En este caso, y como resultado del cambio de los factores ambientales (clima, tasa de erosión....), algunos procesos edafogenéticos van siendo sustituidos por otros. Según Huggett (1998), se trataría de una evidencia del comportamiento no lineal o multidireccional del suelo en el paisaje (edafogénesis evolutiva) frente a los cambios unidireccionales (edafología desarrollista). Otra evidencia de cambios multidireccionales queda reflejada en el poco espesor relativo de los horizontes superficiales frente a los horizontes de acumulación de carbonatos, probablemente resultado de la erosión de los primeros.

El proceso de descarbonatación/carbonatación, creciente con la edad de los suelos, resulta fundamental en la clasificación de los suelos. Así, el suelo más joven, del Holoceno (Qt7) es un Fluvisol háplico, calcárico (IUSS, 2006), que evoluciona a Calcisol háplico en el Pleistoceno Superior (Qt5 y Qt6) y a Calcisol pétrico a partir del Pleistoceno Medio (Qt3 y Qt4) y Pleistoceno Inferior (Qt1 y Qt2). De forma similar, según la taxonomía USDA (Soil Survey Staff, 2006), los suelos evolucionan de los Torrifluvents xéricos a Haplocalcids xéricos y finalmente a Petrocalcids xéricos. Este tipo de modelo es similar al observado en la confuencia Cinca-Segre (Badía et al., 2008, 2009).

6. Conclusiones

La precipitación de carbonatos secundarios (carbonatación) se evidencia en los suelos desarrollados en las terrazas del río Alcanadre a partir del Pleistoceno Superior, con el desarrollo de horizontes cálcicos (en forma de cemento geopetal). En el Pleistoceno Medio se desarrolla un horizonte petrocálcico, cuyo espesor aumenta a lo largo del Pleistoceno Inferior. Esta acumulación de carbonatos secundarios, creciente con la edad, es el proceso más relevante en la clasificación de los suelos. El suelo en terraza holocena, Fluvisol háplico (calcárico), evoluciona a Calcisol háplico en el Pleistoceno Superior y a Calcisol pétrico en el Pleistoceno Medio e Inferior. Este criterio puede ser útil en la cartografía de los suelos de la zona, así como de otras terrazas fluviales de áreas Mediterráneas semiáridas.

7. Agradecimientos

Este proyecto ha sido subvencionado por el Instituto de Estudios Altoaragoneses de la Diputación de Huesca.

8. Bibliografía

ALONSO, P., DORRONSORO, C., EGIDO, J.A., 2004. Carbonatation in paleosols formed on terraces of the Tormes river basin (Salamanca, Spain). *Geoderma* 118, 261-276.

BADÍA, D., IBARRA, P., MARTÍ, C. LONGARES, L.A., BELMONTE, A., 2008. El Aiguabarreig: suelos y paisajes. Consejo de Protección de la Naturaleza, Serie Investigación, vol. 53. 193 pp. Zaragoza.

BADÍA, D., C. MARTÍ, E. PALACIO, C. SANCHO, POCH, R.M., 2009. Soil evolution over the Quaternary period in a semiarid climate (Segre river terraces, northeastSpain). *Catena*, 77: 165-174.

BADÍA, D. Coord (2009). Itinerarios edáficos por el Alto Aragón. Colección de Estudios Altoaragoneses, nº 28. Ed. Instituto de Estudios Altoaragoneses. 189 pp. Huesca.

BIRKELAND, P.W., 1990. Soil-geomorphic research: a selective overview. *Geomorphology* 3, 207-224.

BOCKHEIM, J.G., MARSHALL III J.G., KELSEY H.M. 1996. Soil-forming processes and rates on uplifted marine terraces in southwestern Oregon, USA. *Geoderma*, 73: 39-62.

EU, 2006. Thematic strategy for soil protection. European Union, Brussels, 12 pp.

FAO, 2006. Guidelines for soil description. 4th edition. , 97 pp. Rome.

GEE, G.W., BAUDER, J.W., 1986. Particle-size analysis. In: Klute, A. (Eds.), Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods, 2nd edition, pp. 383-412 American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA.

GÓMEZ-MIGUEL, V., 2005. Mapa de suelos de España (1:1.000.000). Atlas Nacional de España. Instituto Geográfico Nacional. Madrid.

GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ, P., 2004. Evolución paleoambiental del sector central de la Cuenca del Ebro durante el Pleistoceno Superior y Holoceno. IPE-UZ (Eds.). 210 pp. Zaragoza.

HUGGET, R.J., 1998. Soil chronosequences, soil development, and soil evolution: a critical review. *Catena* 32, 155-172.

ITGE, 1998. Mapa geológico de España. E: 1:50.000. Hoja 357: Sariñena. Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid.

IUSS Working Group WRB. 2006. World Reference Base for Soil Resources 2006: A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports, nº 103. FAO. 128 pp. Rome.

MACHETTE, M.N., 1985. Calcic soils of the southwestern United States. In: D.L. Weide (Ed.), Soils and Quaternary geology of the southwestern United States. *Geological Society of America, Special paper* 203, 1-61.

MCLEAN, E.O., 1982. Soil pH and lime requirement. In: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney (Ed.), Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties, 2nd edition, pp. 199-224. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. USA.

NELSON, R.E., 1982. Carbonate and gypsum. In: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney (Eds.), Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties, 2nd edition, pp. 181-198. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. USA.

NELSON, R.E.; SOMMERS, L.E., 1982. Total carbon and organic matter. In: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney (Eds.), Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties, 2nd edition. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. USA, pp. 539-557.

NETTLETON, W.D., ALLEN, B.L., HALLMARK, C.T., 1991. Occurrence, characterization and genesis of carbonate, gypsum and silica accumulation in soils. SSSA Special publication number, 26. Madison, Wisconsin.

PEÑA, J.L.; PELLICER, F., JULIÁN, A., CHUECA, J., ECHEVERRÍA, M.T., LOZANO, M. V., SÁNCHEZ,M. 2002. Mapa geomorfológico de Aragón. Consejo de Protección de la Naturaleza. Zaragoza.

PORTA, J., BOIXADERA, J., HERRERO, J., BOSCH, A., HERRERO, C., LÓPEZ-ACEVEDO, M., ROCA, J., RODRÍGUEZ, R. 1989. Suelos de secano en una zona semiárida. XVI Reunión de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo, 91 pp. Lleida.

RHOADES, J.D., 1982a. Cation exchange capacity. In: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney (Eds.), Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties, 2nd edition, pp. 149-158. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. USA.

RHOADES, J.D., 1982b. Soluble salts. In: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney (Eds.), Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties, 2nd edition, , pp. 167-180. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. USA.

RICHARDS, L.A., 1947. Pressure membrane apparatus: construction and use. *Agricultural Engeniering* 28, 451-454.

SANCHO, C., PEÑA, J.L., LEWIS, C., MCDONALD, E., RHODES, E. 2004. Registros fluviales y glaciares cuaternarios en las cuencas de los ríos Cinca y Gállego (Pirineos y depresión del Ebro). En: Colomo, F., Liesa, C.L., Meléndez, G., Pocoví, A., Sancho, C., Soria, A.R. (Eds). Itinerarios Geológicos por Aragón, pp. 181-205. Zaragoza..

Soil Survey Staff, 2006. Keys to soil taxonomy, 10 th edition, 332 pp. USDA-Natural resources Conservation Service. Washington, DC, USA.

TORRENT, J., SCHWERTMANN, U., SCHULZE, D.G., 1980. Iron oxide mineralogy of some soils of two river terrace sequences in Spain. *Geoderma*, 23: 191-208.

TREADWELL-STEITZ, C., MACFADDEN, L.D., 2000. Influence of parent material and grain size on carbonate coatings in gravelly soils. Palo Duro Wash, New Mexico. *Geoderma* 94, 1-22.

VREEKEN, W.J., 1975. Principal kinds of chronosequence and their significance in soil history. *J. Soil Science* 26, 378-394.

Soil toposequence (Xerolls) in the Montes de Zuera (Zaragoza, NE-Spain)

BADÍA, D.[1], MARTÍ, C.[1], LEÓN, J. [2], IBARRA, P.[2], ECHEVERRÍA, M.[2]

[1] High School of Agricultural Engineering and Environmental Sciences, Crta. Cuarte s/n 22071 Huesca (Spain).
[2] Department of Physical Geography and Land Use Planning, University of Zaragoza (Spain).

Abstract

Montes de Zuera has been catalogued within Natura Network because are composed of a dense and divers forest of Aleppo pine, very unusual in the context of the semiarid Ebro Valley. Because the lack of soil information in this area, a toposequence of forest soils developed on limestones and marls of Aragonian (middle-upper Miocene) has been studied. The morphological, physical and chemical properties of five soil profiles were determined along a hillslope using official methods. Soils were classified using the Soil Taxonomy System (STS) and the World Reference Base (WRB). The soils have a fine texture, mainly clay-loam in surface horizons and silty-clay-loam in subsurface horizons. The water holding capacity of soil profile increases gradually from the upper part to the base of the hillslope. Soils have a high percentage of organic matter at surface, which decreases gradually with depth. Soil organic matter is significantly and positively correlated with soil aggregate stability and water holding capacity, at various tensions. The calcium carbonate content is higher than 40% in all the surface horizons, and increases with depth. Dense forest cover facilitates the accumulation of organic matter at surface and, in spite of high carbonate content, a mollic horizon can be defined in the different profiles studied. These mollic epipedons are thiner in the upper part than in the base of the hillslope. Secondary accumulation morphologies, specifically pseudomycelia, were only found in profiles at the base of the hillslope. With these properties, the soils mainly belong to Haploxerolls group (Rendzic Phaeozem by WRB) with differences at subgroup level (STS) related to its position along the slope: mollic on a lithic contact in the headslope (Lithic Haploxeroll), a mollic horizon of variable thickness in the rectilinear slope (Pachic or Entic Haploxeroll), with secondary carbonates in the footslope (Pachic Calcixeroll) or fluventic properties in the contact with bottom valley (Fluventic Haploxeroll).

Key words

Mollisol, forest soils, pedogenesis, classification, physical and chemical properties, xeric/aridic water regime

1. Introduction

The climate of the Central Ebro Valley is semi-arid, and this has a huge impact on the development of the soils and their formation factors. Nevertheless, some tableland tabular relieves in the central sector of the Ebro Basin result in a topoclimatic gradient which gives rise to subhumid areas, especially on shady hillslopes. Soils on convex hillslopes lose material periodically, which accumulates at the base of the hillslope and in valley bottoms (Pellicer & Echeverría, 1989). In short, in that semiarid context with steep gradients, soil development may be very limited, unless compensated by other factors, such as dense plant cover (Ibarra, 1993). One method of analysing the effect of the relief on the soils consists of the study of a

toposequence, i.e. soils which have developed with the same original material and macroclimate, but with a different position in the relief and microclimate (Porta et al., 2003).

The studied area is placed in Montes de Zuera, Castejón de Valdejasa y El Castellar (nextly named as Montes de Zuera), nearby Zaragoza city. Despite they are located in the midst of the semiarid Central Ebro Basin, they have an uncommon, extensive and dense forest cover. For these reasons, Montes de Zuera form part of the "Natura 2000" Network of Aragon, and they are classified as zone of special protection for birds, place of European natural interest and forest of public use (Ruiz, 1990; Gracia, 2005; Martín & Gracia, 2005). Despite their natural interest, there have been no soil studies of the area, so this work aims to be a first outline of the soils by studying a toposequence.

2. Objectives and description of the Study Area

The objectives of this study are to characterise (morphologically, physically and chemically) five soil profiles throughout a toposequence, and to classify them using two different taxonomies (Soil Taxonomy System, STS, and Word Reference Base, WRB) to assess the effect of relief on the development of soils in a semiarid forest environment. The soils studied are located at various hillslope positions in the Montes de Zuera, near the Esteban benchmark, which, at an altitude of 747 metres above sea level, is one of the highest points in the area. Its UTM coordinates are 30T 669950/4644700 (Instituto Geográfico Nacional, 2000). Montes de Zuera are a mountainous relief in a NE-SW direction, which divides the basins of the River Gállego in the east and the River Arba in the west, with numerous gullies in a south, southwest and west direction (Figure 1).

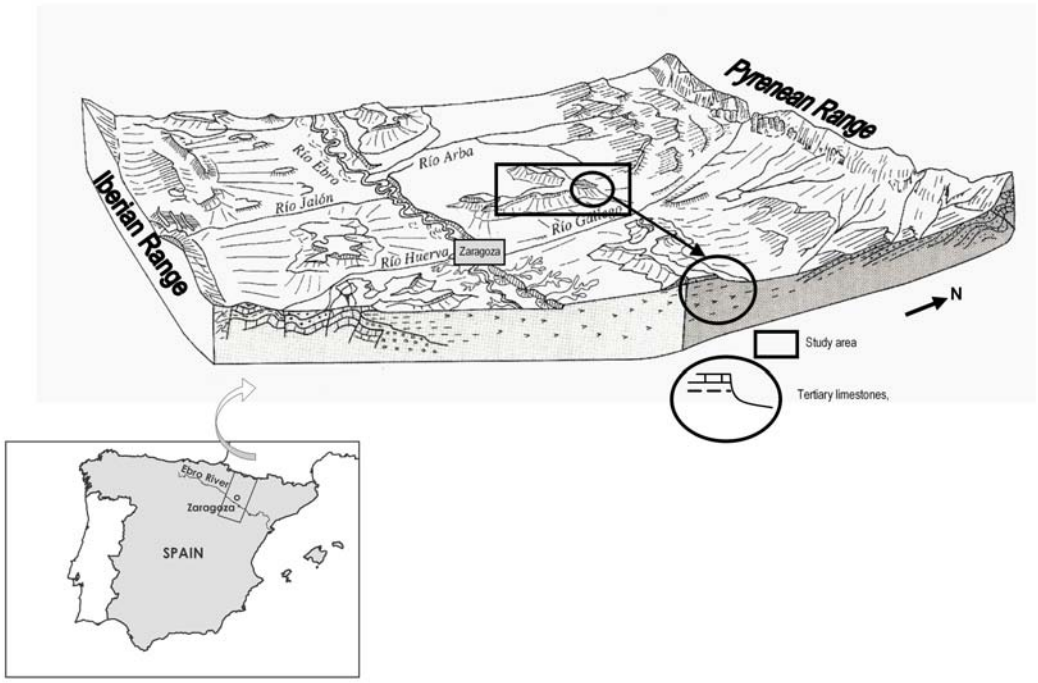


Figure 1. Location of study area and morphostructural units in the Ebro Basin (Pellicer y Echeverría, 1989).

The lithological substrate consists of limestone and grey marl, with occasional dolomites, dating from the middle Miocene, specifically the middle-upper Aragonian (ITGE,

1995). It is a carbonate facies deposited in a lacustrine environment belonging to the 6th tecto-sedimentary unit or TSU 6, Montes de Castejón (Pérez-Rivarés et al., 2002). The geomorphological context is represented by tableland tabular relieves (Fig. 1); calcareous stepped platforms surrounded by slopes with gradients that can be up to 30º, covered by colluvial deposits, which are generally thicker at the base of the slope and on northern exposures. These colluviums, integrated by mainly calcareous clasts embedded in a silty matrix, have the result of the action of Quaternary's colder and wetter periods.

In Montes de Zuera, at an altitude of 650 masl, the average annual rainfall is around 560 mm, the average annual temperature 12.5ºC and the evapotranspiration around 950 mm according the Climate Atlas of Aragón (Cuadrat et al, 2008), in contrast to the 390 mm, 15ºC and the evapotranspiration of 810 mm, respectively, recorded in nearby city of Zaragoza (Ruiz, 1990). With these climate conditions, the soil temperature regime (SSS, 2006) can be considered thermic, whilst the soil moisture regime can be considered xeric or aridic, depending on whether the moisture reserve exceeds 50 mm/profile or not (Jarauta, 1989). The role played by the topoclimatic gradient in the tabular relieves of the central sector of the Ebro Basin, and the presence of moist microenvironments on shady hillslopes with a thicker colluvium could explain the presence of a dense conifer woodland of around 10,000 hectares (Ruiz, 1990), with very diverse flora (Gracia, 2005; Martín & Gracia, 2005). There are Aleppo pine forests (*Pinus halepensis*) with an undergrowth of kermes evergreen oak (*Quercus coccifera*), mediterranean false-brome (*Brachypodium retusum*), and occasional evergreen oaks (*Quercus ballota*), gall oaks (*Quercus faginea*), mastic trees (*Pistacea lentiscus*) and box trees (*Buxus sempervirens*). Various historic references (Villar, 2006) point out that this forest surface decreased due to the soil being broken up, especially from the mid 19th century. Although, this trend has reversed in recent decades because rural abandonment (Iñiguez, 2010), wildfires rejuvenates periodically these ecosystems (Villar, 2006).

3. Methodology

We studied five profiles at various positions along the hillslope, and which we call: headslope, shoulderslope, backslope, footslope and toeslope, from the convex slope to the base of the slope, in contact with a flat bottom. The lithological substrate of limestone and grey marls, in situ on the top, is covered by colluvial deposits, which thickens to the base of the slope (Fig. 2).

The morphological characteristics of each pedon are described (CBDSA, 1983; FAO, 2006), as the colour (dry and moist), structure, consistence and accumulations in each genetic horizon. The following soil properties are analysed: granulometry, stoniness, aggregate stability, organic matter, pH, electrical conductivity of saturated paste extract (ECe), total nitrogen, Olsen phosphorous (P-Olsen), cation exchange capacity (CEC) and base saturation. These physical and chemical characteristics are determined with official methodology (MAPA, 1994).

The available water holding capacity (mm) of a profile (up to a depth of 1,50 metres, if reached) was determined on the basis of the moisture holding capacity between 33 kPa and 1,500 kPa (soil sample passed through a 2 mm sieve), bulk density and the thickness of each and every one of the horizons (USDA, 1980). This result has been corrected taking into account the coarse elements (Badía, 2009). The soils studied were classified according to two taxonomy systems: Soil Taxonomy System (SSS, 2006) and the World Reference Base for

Soil Resources (IUSS, 2006). We used the data obtained to perform regressions and Pearson's correlations between parameters.

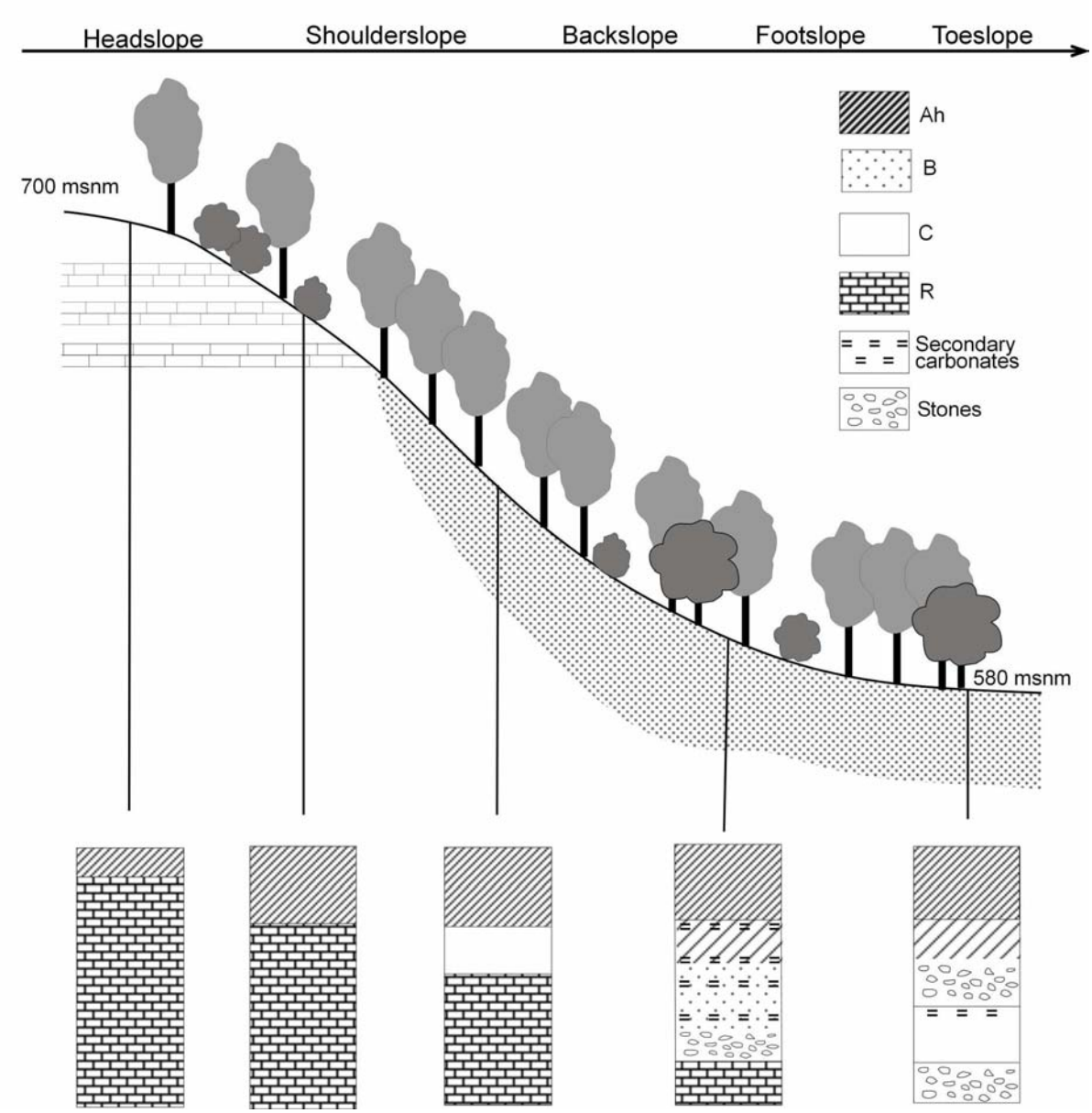


Figure 2. Soil profiles sampled along the hillslope.

4. Results and Discussion

4.1. Morphological, Physical and Chemical Characteristics

The soils studied have a thick surface horizon (30 cm or more), and they are dark in colour, with a value of 5 or less, and a chroma of 2 or less, both moist. The structure of the surface horizons is granular, strongly developed, and it changes to blocky or massive with depth (in BC and C horizons). Carbonates in these soils are abundant because its content is high in the parent material although also appears as the result of neo-formation (secondary

carbonates) in spite of slope and arid climate. Secondary carbonates are observed in footslope profile as infillings in pores or pseudomycelia (Table 1).

Table 1. Main morphological characteristics of the soils studied.

Slope position	Horizon	Basal depth (cm)	Colour (dry)	Colour (moist)	Structure (grade, type)	Dry consistence	Secondary carbonates
Head slope	Ah1	15	10YR 6.5/2	10YR 4/2	s, G	SO	
	Ah2	30	10YR 6.5/2	10YR 4/2	s, G	SO	
Shoulder slope	Ah1	30	10YR 5.5/2	10YR 4/2	s, G	SO	
	Ah2	60	10YR 5.5/2	10YR 4.5/2	s, Sbk	SO	
Back slope	Ah1	30	10YR 5/2	10YR 3/2	vs, G	SO	
	Ah2/R	60	10YR 6/3	10YR 5/4	ms	MO	
	2C	100	2.5Y 7/2	2.5Y 6/3	ms	HA	
Foot slope	Ah	30	10YR 5/1	10YR 3/1	vs, G	SO	
	ABk	60	10YR 5.5/1	10YR 3.5/1	s, Sbk	MO	Ps, c
	Bwk	90	10YR 6/2	10YR 4/2	s, Sbk	MO	Ps, c
	BCk	110	10YR 7/2	10YR 6/2	w, Sbk	HA	Ps, f
	C	150	10YR 7/2	10YR 6/2	ms	HA	
Toes slope	Ah1	30	10YR 7/2	10YR 5/2	s, G	SO	
	Ah2	60	10YR 7'5/2	10YR 6/2	s, Sbk	MO	
	Ab	90	10YR 6.5/2	10YR 5/2	s, Sbk	MO	
	C1	120	2.5Y 8/2	2.5Y 7/3	m, Sbk	HA	Ps, vf
	C2	150	2.5Y 8/2	2.5Y 7/3	w, Sbk	HA	Ps, vf
	C3	180	2.5Y 8/2	2.5Y 7/3	w, Sbk	HA	

Abbreviations: Structure grade: w, weak; m, medium; s, strong; vs, very strong; Structure type: G, granular; Sbk, subangular blocky; sg, single grain; ms, massive; Dry consistence: SO, soft, MO, Moderate,HA, Hard. Secondary carbonates form: Ps, pseudomicelya; Secondary carbonates abundance: vf, very few; f, few; c, common.

The high soil aggregate stability (SAS) of the Ah horizons decreases drastically in the C horizons (Table 2).

Table 2. Structural stability and moisture holding capacity of the soils studied.

Slope position	Horizon	Basal Depth (cm)	SAS (%)	Porosity (%)	Saturation 0 kPa (%)	FC 33 kPa (%)	PWP 1500 kPa (%)
Head slope	Ah1	15	92.0	63.3	56.0	30.3	17.0
	Ah2	30	90.2	60.0	52.1	28.6	15.8
Shoulder slope	Ah1	30	70.4	68.6	60.2	32.2	15.5
	Ah2	60	52.2	57.7	52.5	31.3	14.3
Back slope	Ah1	30	96.2	70.5	67.4	44.5	26.2
	Ah2/R	60	62.3	63.1	61.7	23.8	13.7
	2C	100	7.5	53.0	66.2	20.1	10.7
Foot slope	Ah	30	95.0	62.2	62.6	36.2	17
	ABk	60	87.7	61.9	60.6	32.5	16.4
	Bwk	90	77.0	59.6	55.5	31.6	16.1
	BCk	110	45.5	57.4	52.5	28.2	14.5
	C	150	35.5	56.4	49.2	27.6	14.3
Toes slope	Ah1	30	79.8	64.7	54.6	33.8	16.9
	Ah2	60	57.6	63.6	45.8	30.2	16.8
	Ab	90	60.6	61.5	40.4	30.6	14.7
	C1	120	22.4	60.4	38.6	29.4	13.6
	C2	150	20.1	57.1	38.8	27.8	11.8
	C3	180	12.6	54.3	37.9	26.6	10.4

Abbreviations: SAS, Soil Aggregate Stability; FC, field capacity; PWP, permanent wilting point.

This strong surface structure is favoured by the abundant organic matter content, with which there is a logarithmic, significant and positive relationship, according to the following equation:

SAS (%) = 31.52 + 26.78*ln (% OM) *(n = 18; R^2 = 0.84; P<0.01)*

Similar models concerning the organic matter and structural stability of the soil have been obtained previously (Badía & Martí, 1999; Martí et al., 2001; Otal et al., 2005). Furthermore, a significant correlation of structural stability with porosity ($R=0.74$, $P<0.01$) and moisture retention at different tensions was obtained: saturated soil moisture ($R=0.53$; $P<0.05$), field capacity ($R=0.69$; $P<0.01$) and permanent wilting point ($R=0.77$; $P<0.01$). The structural stability relationship with clay is not significant, even though it is positive. The grain size of the various soils is very similar across the profiles, and also across the horizons, and the silty clay loam class predominates (Table 3). Despite this fine texture, good surface structure and high porosity (62 to 70%, v/v) ensure high soil infiltration (León et al., 2010).

Table 3. Texture of the soils studied.

Slope position	Horizon	Basal Depth (cm)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Textural class (USDA)	Gravels (%, w/w)
Head slope	Ah1	15	30.5	40.4	28.6	Clay Loam	23.0
	Ah2	30	18.8	44.9	36.3	Silty clay loam	41.0
Shoulder slope	Ah1	30	23.3	42.8	33.9	Clay Loam	34.0
	Ah2	60	22.8	39.5	37.7	Clay Loam	73.0
Back slope	Ah1	30	31.5	42.4	26.1	Loam	44.0
	Ah2/R	60	18.5	43.3	38.2	Silty clay loam	68.0
	2C	100	2.5	58.6	38.9	Silty clay loam	1.0
Foot slope	Ah	30	22.4	43.4	34.2	Clay Loam	18.7
	ABk	60	15.8	46.3	37.9	Silty clay loam	14.7
	Bwk	90	17.8	44.5	37.7	Silty clay loam	17.0
	BCk	110	19.9	47.6	34.5	Silty clay loam	13.7
	C	150	22.8	44.1	33.5	Clay Loam	67.8
Toes slope	Ah1	30	17.9	49.9	32.2	Silty clay loam	23.2
	Ah2	60	16.1	52.4	31.5	Silty clay loam	22.1
	Ab	90	12.3	52.8	34.9	Silty clay loam	19.3
	C1	120	14.3	54.4	31.3	Silty clay loam	41.7
	C2	150	18.8	53.4	27.8	Silty clay loam	30.6
	C3	180	21.2	50.8	28.0	Clay Loam	35.0

The available water-holding capacity for mesophytic species gradually increases as the slope is descended. Consequently, minimum values are obtained in the convex part (25 mm/profile) and the maximum values at the base of the hillslope (171 mm/profile). The values range from very low to moderate for the aridic/xeric regime in the area, pursuant to USDA criteria (1980). If instead of available water for mesophytic species, we consider storable water at 33 kPa, at field capacity (FC), this value doubles (Table 4), and it is likely that this water is available for the xerophytic species, which predominate in the area.

Table 4. Retention of available water in the profiles along the hillslope, as available water-holding capacity (WHC = FC-PWP), and as Field Capacity (FC), in mm/1.50 m of profile.

Landform	Head slope	Shoulder slope	Backslope	Footslope	Toeslope
WHC (mm/1.5 m)	25	42	83	171	170
FC (mm/1.5 m)	57	79	188	342	331

With regard to chemical properties, all the soils have high pH and carbonate values, which is usual on marly limestone in dry environments (Farrús et al., 2002; Porta et al., 1989). Both pH and carbonates increase regularly with depth in every profile, which points towards some hillslope stability despite the strong gradients, attributable to the protective role of the dense plant cover. ECe is lower than 4 dS m^{-1} in all soil samples. The organic matter content in the Ah horizons in the first 30 cm range between 5 and 12%, with a C/N ratio between 12 and 18 (Table 5). Its depth distribution is regular, except at the base of the hillslope (toeslope profile), where colluvial processes (Ab) are apparent. An OL horizon can often be found above an Ah horizon, so the humus can be classified as Eumull or Mesomull, depending on

thickness, and continuity of new (OLn) or old (OLv) litter. In both cases, Mull humus is classified as *humic* and c*arbonated*, due to the Ah characteristics (Jabiol et al., 1995).

Table 5. Chemical properties of the soils studied.

Slope position	Horizon	Basal depth (cm)	pH water 1:2.5	pH KCl 1:2.5	Equivalent $CaCO_3$ (%)	ECe (dS/m)	Organic Matter (%)	C/N ratio	P-Olsen (mg/kg)
Head slope	Ah1	15	8.0	7.7	47.8	0.63	9.94	18.6	3
	Ah2	30	8.2	7.9	52.1	0.84	7.62	17.7	3
Shoulder slope	Ah1	30	8.2	7.7	44.2	0.66	5.07	13.4	3
	Ah2	60	8.3	7.6	47.4	1.16	4.02	11.0	3
Back slope	Ah1	30	8.0	7.5	47.0	1.01	12.52	16.9	6
	Ah2/R	60	8.0	7.6	51.4	2.69	3.64	15.1	5
	2C	100	8.2	7.8	48.2	3.49	0.62	7.2	1
Foot slope	Ah	30	8.0	7.8	47.0	1.87	9.82	15.9	5
	ABk	60	8.0	7.8	48.3	2.63	4.11	13.3	5
	Bwk	90	8.2	7.9	56.0	1.76	2.49	13.2	2
	BCk	110	8.4	8.0	60.9	1.15	1.69	10.9	2
	C	150	8.3	8.0	61.0	1.33	1.40	8.7	2
Toes slope	Ah1	30	8.4	7.9	45.9	0.94	5.02	12.2	6
	Ah2	60	8.4	8.0	46.1	2.12	1.91	11.1	2
	Ab	90	8.6	8.1	46.2	2.14	2.09	12.2	2
	C1	120	9.1	8.4	52.6	0.88	0.94	10.9	1
	C2	150	9.4	8.8	47.2	0.87	0.57	8.3	1
	C3	180	9.3	8.7	51.1	0.58	0.43	8.3	1

Abbreviations: ECe, Electrical Conductivity of saturated paste extract (at 25ºC).

Phosphorous available levels (1-6 mg/kg) are low for agricultural systems but usual in forest soils of the region (Badía and Martí, 1999). Across basic cations, the calcium content is much higher than the magnesium content, and the latter, in turn, is higher than the sodium and potassium contents (Table 6).

Table 6. Basic cations and cation exchange capacity, CEC (cmol/kg) of the soils studied.

Slope position	Horizon	Basal Depth (cm)	Ca	Mg	Na	K	Cations Amount	Ca/Mg ratio	CEC
				$(cmol(+)kg^{-1})$			$(cmol(+)kg^{-1})$		$(cmol(+)kg^{-1})$
Head slope	Ah1	15	49.0	1.5	0.20	0.76	51.46	32.7	26.1
	Ah2	30	47.3	1.5	0.24	0.49	49.50	32.2	21.7
Shoulder slope	Ah1	30	45.8	2.1	0.26	0.68	48.80	22.2	15.1
	Ah2	60	45.1	1.9	0.23	0.33	47.50	24.0	11.7
Back slope	Ah1	30	54.4	4.0	0.23	1.60	60.26	13.5	28.5
	Ah2/R	60	44.4	2.8	0.73	0.54	48.51	15.6	15.3
	2C	100	38.4	5.7	1.01	0.33	45.43	6.7	9.6
Foot slope	Ah	30	48.0	2.5	0.23	1.51	52.24	19.2	27.7
	ABk	60	43.4	1.8	0.44	0.62	46.26	24.1	17.6
	Bwk	90	40.3	1.8	0.38	0.53	43.01	22.4	11.5
	BCk	110	38.9	2.0	0.42	0.42	41.74	19.5	8.9
	C	150	39.7	3.3	0.52	0.35	43.87	12.0	8.4
Toes slope	Ah1	30	37.9	7.7	0.26	0.46	46.32	4.9	18.8
	Ah2	60	37.3	7.3	0.63	0.25	45.48	5.1	12.7
	Ab	90	35.2	13.5	0.88	0.26	49.84	2.6	13.1
	C1	120	33.0	13.1	0.81	0.24	47.15	2.5	9.2
	C2	150	32.7	12.3	1.12	0.26	46.38	2.7	8.7
	C3	180	32.7	11.4	0.75	0.30	45.15	2.9	7.8

Although phosphorous, calcium and potassium maximums are found at the surface, magnesium and sodium increase with depth. Also noticeable is the positive and significant correlation ($P<0.01$) between the organic matter content and various available nutrients, such as available phosphorous ($R=0.65$), as well as with exchangeable calcium ($R=0.95$) and potassium ($R=0.86$). It is obvious that the Ca/Mg relationship decreases gradually throughout

the toposequence, with a maximum of 33 in the upper level profile, and a minimum of 2.5 in the lower profile. The significant and positive correlation of magnesium with the current pH (R=0.87; P<0.01) and the carbonate content (R=0.51; P<0.05) is related to the composition of the parent material, specifically the presence of dolomites towards the base of the toposequence (Pérez-Rivarés et al., 2002).

The cation exchange capacity (CEC) is linearly related to the organic matter (OM) content, as shown in the following equation:

$$CEC\ (cmol/kg) = 1.828*OM(\%) + 7.426 \qquad (n=18;\ R^2=0.91;\ P<0.01)$$

In the Altoaragón and similar regions, CEC in woodlands and meadowlands is mainly conditioned by the presence of organic matter (Badía & Martí, 1999; Badía et al, 2002), while clay is the dominant factor in agricultural soils (Badía et al, 2009; Badía et al, 2006; Saña et al., 2002). In these calcareous soils, both the clay and the fine silt fractions may largely be due to carbonates (Farrús et al., 2002).

4.2. Soil Genesis and Classification

Soil formation is strongly influenced by its position on the hillslope, as well as by climate characteristics and dense plant cover. The geomorphological factor, with the presence of a stony colluvium and high infiltration rates, favours both oblique and vertical leaching, which would explain the presence of secondary carbonates in lower level profiles. The main processes which take place in the formation of these soils are: melanization, incipient decarbonation, colluvial processes, and bioturbation. The melanization process is the most general in these five profiles, and it encompasses the addition processes of organic matter and humification (Gisbert & Ibáñez, 2002). Melanization involves the formation of quite thick surface horizons, or epipedons, rich in organic matter, dark (despite the fact that the carbonate content is more than 40%) and well-structured, which means they are classified as mollic. Endopedons are either absent, or they can be classified as calcic, since they are structured horizons showing signs of carbonate accumulation. We found secondary carbonation pedofeatures with the form of pseudomycelia (filaments coating pores, aggregate faces and the inner face of gravels), but only in thick lower profiles. It is also present in old nearby platforms (Montnegre, Plana de Artajona) where the mollic epipedon overlaps petrocalcic endopedons (Badía et al., 2008, Ibarra, 2004).
According to the STS (SSS, 2006), the soils belong to the Xerolls suborder, soils with mollic epipedon, being mainly Haploxerolls (Table 7).

Table 7. Classification of the soils studied according to the WRB (IUSS, 2006) and STS (SSS, 2006) taxonomy systems.

Position	Reference	Soil Taxonomy System (SSS, 2006)	World Reference Base (IUSS, 2006)
Head slope	Muga Zuera	Lithic Haploxeroll	Rendzic-Epileptic Phaeozem (skeletic)
Shoulder slope	Loma Esteban	Pachic Haploxeroll	Rendzic-Endoleptic Phaeozem (pachic, skeletic)
Backslope	Loma Navarro	Entic Haploxeroll	Rendzic Phaeozem (skeletic)
Footslope	Loma Bailo	Pachic Calcixeroll	Calcic Chernozem (pachic - siltic)
Toeslope	Fondo Navarro	Fluventic Haploxeroll	Rendzic Phaeozem (siltic)

In lower level profiles, with a certain geomorphological stability, calcic develops under the mollic, so the soil becomes classified as Calcixerolls. According to the WRB classification (IUSS, 2006), they would be termed Phaeozem, which, due to their high primary carbonate content, are mainly classified as Rendzic Phaeozem. In lower level profiles, the soil becomes classified as Calcic Chernozem.

Haploxerolls are soils with a surface horizon rich in organic matter, which gives them their dark colour, a good structure and a high basic cation content. They are considered typical soils of humid to semi-arid steppes, and they are associated with Calcixerolls, which have secondary calcium carbonate at depth. In the European context, it is estimated that these groups of soils could make up 14% of the surface, and they are dominant in Eastern Europe (European Commission, 2005). In Spain, however, their presence is scarce, and they are basically mapped as inclusions (IGN, 2006). In Aragon, the mollic horizon appears quite often in an udic moisture regime, in both pastures and woodlands bur scarcely in xeric shrublands and in agricultural lands (Badía & Martí, 2006; Badía et al., 2009). Other works suggest the presence of Haploxerolls in environments between aridic and xeric, under shrub steppes and pine forests, in the Central Ebro Basin (Badía, 1989; Badía et al, 2008), and in the Mediterranean south and southeast (Ibarra, 1993; Forteza et al., 1995; Delgado et al., 2001). Previous studies, under the aridic moisture regime of the Central Ebro Valley, identified some soils on hillslopes which, according to the FAO legend, would be classified as Rendzinas and Kastanozems, implying the presence of mollic and calcic horizons (Alberto et al., 1984).

The presence of limestone (R) at a shallow depth, the thickness of the mollic horizon, the many internal stones, and high carbonate or silt contents, add the qualifiers leptic, pachic, skeletic, rendzic and siltic (according to the WRB). Similarly, in the STS, the characters lithic, pachic, entic and fluventic are used.

5. Conclusions

The toposequence of the soils studied in the Montes de Zuera y Castejón shows common properties, such as fine texture, low salinity, and high basicity, related to the high carbonate and basic cation content. At the surface, they have moderate CEC, high soil aggregate stability, high organic matter content and high porosity. The profile thickness increases along the hillslope, which increases its water holding capacity. There is an incipient leaching of carbonates evidenced by the fact that they increase regularly with depth and the presence of pseudomycelia. Recarbonation is only obvious in quite thick low level profiles, and it may be encouraged by an oblique and vertical leaching along the gradient. The intense melanization at the surface of the five pedons of the catena is a result of the dense forest cover, which provides organic matter in a very calcareous environment. All the profiles have a mollic epipedon, with variations in thickness throughout the toposequence. The high content in carbonates (>40%) does not prevent its colour from being very dark (chroma of 1 or 2, both wet and dry). The presence of mollic epipedon and a high carbonate content classifies the soils as Haploxerolls (Rendzic Phaeozem according to the WRB), and Calcixerolls when appears secondary carbonates (Calcic Chernozem), proving the role played by the plant cover and microclimatic conditions in these abrupt relieves.

7. Acknowledgements

This study was financed by the Spanish Ministry of Science and Innovation (2008/2010), and it describes the main soils in an experimental area of the CETSUS Project (CGL2007-66644-C04-04/HIDCLI).

8. References

ALBERTO, F., GUTIÉRREZ, M., IBÁÑEZ, M. J., MACHÍN, J., PEÑA, J. L., POCOVÍ, A., RODRÍGUEZ, J., 1984. El Cuaternario de la Depresión media del Ebro en la región aragonesa. Cartografía y síntesis de los conocimientos existentes. Universidad de Zaragoza y Estación Experimental de Aula Dei. Zaragoza.

BADÍA, D., 1989. Los suelos de Fraga: Cartografía y evaluación. *Colecc. de Estudios Altoaragoneses*, 30. Ed. Instituto de Estudios Altoaragoneses. Huesca.

BADÍA, D. COORD., 2009. Itinerarios edáficos por el Alto Aragón. *Colecc. Cuadernos Altoaragoneses de Trabajo*, 28. 4. Ed. Instituto de Estudios Altoaragoneses. Huesca.

BADÍA, D.; MARTÍ, C. (Eds.), 1999. *Suelos del Pirineo Central: Fragen*. 190 pp. Huesca.

BADÍA, D.; MARTÍ, C., (2006). La diversidad edáfica en el Alto Aragón. *Naturaleza Aragonesa*, 17: 39-46.

BADÍA, D.; GARCÍA-GONZÁLEZ, R.; MARTÍ, C., 2002. Clasificación de suelos en pastos alpinos de Aísa y Ordesa (Pirineo Central). *Edafología*, 9: 11-22.

BADÍA, D., CUCHÍ, J.A., MARTÍ, C., CASANOVA, J., 2006. Los suelos en los viñedos de la D.O. Somontano. Ed. Prensas Universitarias de Zaragoza. Colección Ciencias, 8: 205 pp. Zaragoza.

BADÍA, D., IBARRA, P., MARTÍ, C, LONGARES, L.A., BELMONTE, A., 2008. El Aiguabarreig: suelos y paisajes. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza, Serie Investigación, 53: 193 pp. Zaragoza.

BADÍA, D., MARTÍ, C., PALACIOS, E., SANCHO-MARCÉN, C., POCH, R.M., 2009. Soil evolution over the Quaternary period in a semiarid climate (Segre river terraces, northeast Spain). *Catena*, 77: 165-174.

BADÍA, D. COORD., 2009. Itinerarios edáficos por el Alto Aragón. Colección de Estudios Altoaragoneses, nº 28. Ed. Instituto de Estudios Altoaragoneses. 189 pp. Huesca.

CBDSA, 1983. Sinedares, Manual para la descripción codificada de suelos en el campo. Comisión del Banco de Datos de Suelos y Aguas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 137 pp. Madrid.

CUADRAT, J.M., SAZ, M.A. Y MARTÍN SERRANO, S.V., 2008. Atlas Climático de Aragón. Diputación General de Aragón. Departamento de Medio Ambiente, 222 pp. Zaragoza.

DELGADO, M.J., ORTIZ, R., FERNÁNDEZ, M., 2001. Caracterización y génesis de Phaeozems desarrollados sobre rocas volcánicas en ambiente mediterráneo semiárido. *Edafología*, 8:1-8.

European Comission, 2005. Soil Atlas of Europe. European Soil Bureau Network, 128 pp. Luxembourg.

FAO, 2006. Guidelines for soil description. 4th edition. 97 pp. Roma.

FARRÚS, E., VIETE, I, CALAFAT, A., VADELL, J., 2002. Toposecuencia de suelos desarrollados sobre dos litologías contrastadas: calizas margosas y calizas duras. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 45: 21-43.

FORTEZA, J. RUBIO, J.L., GIMENO, E. (Coord.), 1995. Catálogo de suelos de la Comunidad Valenciana. Eds. Generalitat Valenciana. Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació. 199 pp. Valencia.

GISBERT, J.M., IBÁÑEZ, S., 2002. Génesis de suelos. Editorial de la Universidad Politécnica de Valencia, 222 pp. Valencia.

GRACIA, C., 2005. La flora de Zuera y sus pinares. Ed. Prames. 223 pp. Zaragoza.

IBARRA, P., 2004. *La diversidad edáfica del territorio aragonés*. En: Peña, J. L., Longares, L. A.,Sánchez, M. (eds.). Geografía física de Aragón. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando El Católico. Zaragoza.

IBARRA, P., 1993. Naturaleza y hombre en el sur del campo de Gibraltar: un análisis paisajístico integrado. Ed. Junta de Andalucía. Agencia de Medio Ambiente. 440 pp.

Instituto Geográfico Nacional, 2000. Mapa topográfico nacional de España. E.1:25.000 322-II Castejón de Valdejasa. Ministerio de Fomento. Madrid.

Instituto Geográfico Nacional, 2006. Atlas Nacional de España: Geología, Geomorfología y Edafología. Ed. Centro Nacional de Información Geográfica. 195 pp. Madrid.

Instituto Tecnológico Geominero de España, 1995. Mapa geológico de España. E. 1:50.000 Remolinos. 67 pp + mapas. Madrid.

IÑIGUEZ, E., 2010. Aplicación de Sistemas de Información Geográfica y teledetección al análisis de los cambios de ocupación del suelo en los montes de Zuera y Castejón de Valdejasa. TFC-IA. EPS-Huesca.

IUSS Working Group WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources 2006: A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports, nº 103. FAO. 128 pp. Rome.

JABIOL. B., BRÊTHES, J.F., PONGE, F., TOUTIN, J.J. BRUN, 1995. L'humus sous toutes ses formes. Eds. École Nationale du Génie rural, des Eaux et des Forêts. 63 pp. Nancy.

JARAUTA, E., 1989. Modelos matemáticos de régimen de humedad de los suelos. Aplicación a la determinación del régimen de humedad de los suelos del área meridional de Lleida. Tesis Doctoral, UPC.Barcelona, 181 pp + anejos.

LEÓN, F.J., ÁLVAREZ, C., BADÍA, D., ECHEVERRÍA, M., IBARRA, P., MARTÍ, C. 2010. Infiltración, producción de flujo y sedimento en incendios del sector central de la Depresión del Ebro. Actas del congreso Fuegored 2010. Del 6 al 8 de Octubre, Santiago de Compostela.

M.A.P.A., 1994. Métodos oficiales de análisis. Vol. 3: Plantas, suelos y aguas para riegos, fertilizantes orgánicos e inorgánicos. Secretaría General Técnica, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación; 662 pp. Madrid.

MARTÍ, C., BADÍA, D., BUESA, M.A., 2001. Determinación de la estabilidad estructural de suelos del Altoaragón por tamizado en húmedo y lluvia simulada. *Edafología*, 8: 21-30.

MARTÍN, J.L.; GRACIA, C., 2005. Herbario y catalogo florístico de Zuera. Ed. CPNA. Serie difusión, 15. 188 pp+ CD. Zaragoza.

OTAL, C., BADÍA, D., FILLAT, F., 2005. Génesis y clasificación de una catena de suelos en pastos subalpinos de Linás de Broto (Pirineo Central). *Georgica*, 11: 67-78.

PELLICER, F.; Mª.T. ECHEVERRÍA. 1989. Formas de relieve del centro de la Depresión del Ebro. Institución Fernando El Católico. 216 pp. Zaragoza.

PÉREZ-RIVARÉS, F. J., GARCÉS, M., ARENAS, C., PARDO, G., 2002. Magnetocronología de la sucesión miocena de la Sierra de Alcubierre (sector central de la Cuenca del Ebro). *Rev. Soc. Geol. España*, 15 (3-4): 217-231.

PORTA, J., BOIXADERA, J., HERRERO, J., BOSCH, A., HERRERO, C., LÓPEZ-ACEVEDO, M., ROCA, J., RODRÍGUEZ, R. 1989. Suelos de secano en una zona semiárida. XVI Reunión de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo, 91 pp. Lleida.

PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M., ROQUERO, C., 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 3ªº ed. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

RUIZ, J., 1990. Mapa forestal de España. Hoja 7-4: Zaragoza. E. 1:200.000. Ed. Icona, MAPA. Madrid. 114 pp.

SAÑA, J., MORÉ, J.C., COHÍ, A., 1996. La gestión de la fertilidad de los suelos. Ed. M.A.P.A. 277 pp. Madrid.

Soil Survey Staff, 2006. Claves para la taxonomía de suelos. 10ª edición. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio de Conservación de Recursos Naturales. 331 pp. Washington.

USDA, 1980. National Soils Handbook. Soil Conservation Service. Washington.
Villar, J.M. Ed., 2006. Biografía de un paisaje: Zuera. 318 pp. Zaragoza.

Variabilidad espacial de propiedades físicas y químicas en suelos de la granja experimental de la universidad del magdalena (Colombia)

VÁSQUEZ POLO, J.R.[1], BAENA, D.[2]

[1] Estudiante de Doctorado de la USC. (España), Profesor Auxiliar .Ingeniería Agronómica. Universidad del Magdalena. (Colombia) jose.quevas@yahoo.es
[2]Profesor Asociado. Universidad Nacional de Colombia sede Palmira. Facultad de Ingeniería AA 237, Palmira, Valle del cauca Colombia dbaenag@palmira.unal.edu.co

Resumen
En suelos destinados a la actividad agrícola de la granja experimental de la Universidad del Magdalena, Santa Marta - Colombia (74º 07' Y 74º 12' longitud oeste y 11º 11' y 11º 15' latitud norte con respecto al ecuador), se estudió la variabilidad espacial de las propiedades físicas (humedad gravimétrica, textura, densidad aparente Da, resistencia a la penetración RP y conductividad hidráulica KH) y químicas (Materia orgánica MO, pH, CIC, N, P, K, Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+}, Cu, Zn, Fe, Mn, B) , utilizando una grid o malla de 29m*29m con 184 puntos de muestreo. El análisis de los datos se realizó empleando enfoques univariado, geoestadístico y multivariado. Se determinó que la densidad aparente y el pH presentaron baja variación, los componentes texturales, la RP, Ca^{+2}, Mg^{+2}, Cu y B mostraron variación media, mientras que Humedad, KH, MO, K^{+}, Na^{+}, CIC, Zn, P, Mn e Fe, expresaron alta variación. Con el análisis Geoestadístico se visualizó y graficó la variabilidad de cada propiedad evaluada y se evidenció la existencia de moderada dependencia espacial en las propiedades excepto en los contenidos de Arena, Ca^{+2}, CIC, P y Cu que revelan fuerte dependencia espacial. El índice de homogeneidad multivariado para los suelos en estudio fue bajo, siendo textura, Na^{+}, B, Fe, K, pH, Ca y MO las propiedades con mayor contribución a la heterogeneidad. El análisis de clasificación permitió agrupar cuatro zonas con condiciones edáficas similares, las que se podrán utilizar para determinar el sistema de muestreo, número de muestras, tamaño y distribución de unidades experimentales y con ello facilitar la implementación de prácticas de manejo agronómico acordes con las características de cada zona.

Palabras Claves: Variabilidad espacial, propiedades físicas y químicas, Geoestadística, análisis multivariado, zonas homogéneas.

1. Introducción

Las variaciones espaciales pueden estudiarse a través de técnicas geoestadísticas que permiten elaborar mapas y delimitar áreas de manejo homogéneo. Se ha estudiado la variabilidad de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo que afectan la productividad de los cultivos, reportándose asociaciones entre éstas y el rendimiento, aunque dichas asociaciones dependen del rango de variación del parámetro y del rango en que éste afecta al rendimiento (Ortega y Flores, 1999). Para el estudio detallado de la variabilidad espacial de los suelos en las estaciones experimentales, no es factible el uso de la fotointerpretación como herramienta de mapeo, debido a que generalmente las unidades de suelos ocupan superficies pequeñas donde no hay límites obvios y donde los atributos de interés no se correlacionan con cambios visibles externamente (Burrough, 1986). En tales circunstancias es posible utilizar análisis geoestadístico, con uso del semivariograma y la

interpolación para lograr un mapa iso-rítmico de atributos particulares (Burrough, 1986). Sin embargo, el suelo es una entidad compleja que se caracteriza por la presencia de múltiples atributos, existiendo menor variabilidad en aquellas propiedades edáficas en su condición natural, que cuando es sometido a uso y las propiedades que más se afectan por el manejo, serán las que presenten mayor variabilidad (Ovalles, 1992; Nielsen, Biggar y Erh 1983, Jaramillo, 2003). La granja Experimental de la Universidad del Magdalena, posee gran parte de su área destinada a la explotación agrícola haciendo posible la implementación de cultivos transitorios (hortalizas) y semiperennes (frutales de clima cálido). Siendo esta zona de alto impacto académico e investigativo, no se han realizado estudios que verifiquen la distribución espacial de las propiedades edáficas lo cual hace imposible establecer el uso y manejo adecuados para el suelo.

2. Objetivos

2.1 General

Caracterizar la variabilidad espacial de las propiedades físicas y químicas de los suelos de la Granja Experimental de la Universidad del Magdalena destinados a la docencia, investigación y a la extensión.

2.2 Específicos

- Determinar las propiedades físicas (humedad gravimétrica, textura, densidad aparente, resistencia a la penetración y conductividad hidráulica) y químicas (MO, pH, CIC, N, P, K, Ca, Mg, Na, Cu, Zn, Fe, Mn, B) y su distribución espacial.
- Identificar mediante la elaboración de mapas temáticos, la distribución espacial y caracterización de los atributos del suelo.
- Delimitar zonas en el área de la Granja que agrupen condiciones edáficas homogéneas como herramienta útil en el mejoramiento de la calidad experimental de los ensayos que se realicen en el futuro.

3. Materiales y Métodos

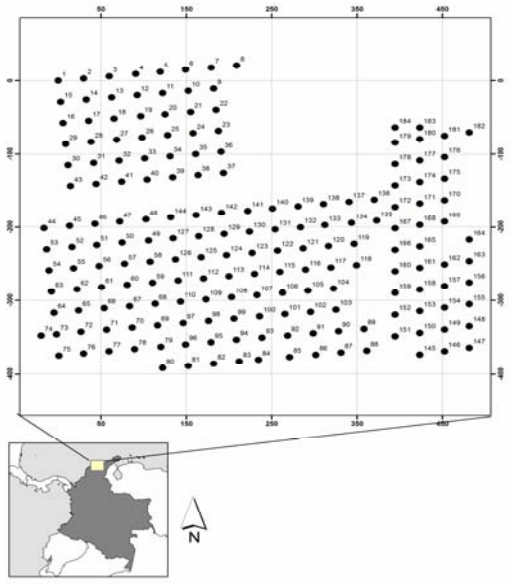


Figura 1. Demarcación de los Sitios de Muestreo

El trabajo se desarrolló en la Granja Experimental de la Universidad del Magdalena, Santa Marta D.T.C.H, Colombia (74º 07' Y 74º 12' de longitud oeste y 11º 11' y 11º 15' de latitud norte), a 15 m.s.n.m, clima estepario tropical cálido y formación vegetal de bosque tropical seco, vegetación xerofítica, precipitación media anual de 674mm, de carácter unimodal distribuida entre abril y noviembre, temperatura promedio de 28.5ºC, humedad relativa 75% y vientos alisios del hemisferio norte (IDEAM, 2001). Los suelos de la granja son de origen aluvial, poco evolucionados con predominio de texturas gruesas, clasificados en el orden Entisoles y suborden Psamments (Lobato 2003). Se realizó un muestreo preliminar de densidad aparente, pH y materia orgánica (propiedad de mayor variaciación) para determinar el tamaño de muestra, estableciendo dos transeptos de 40m de longitud en direcciones ortogonales e intervalos de 5m. Con los valores obtenidos, se estimó tamaño de muestra de 184 sitios, los cuales fueron distribuidos en el área en forma sistemática, utilizando un intervalo de muestreo de 29m*29m, sobre el mapa base del Campo Experimental, realizando observaciones en las intersecciones de la cuadricula y georeferenciando cada punto con GPS 12 XL GARMIN, (figura 1). En los puntos de muestreo se midieron las propiedades físicas (humedad, textura, densidad aparente, conductividad hidráulica y resistencia a la penetración) y químicas (MO, pH, CIC, N.P.K, Ca, Mg, Na, Cu, Zn, Fe, Mn, B), a 25 cm. de profundidad. Los análisis se realizaron según las metodologías descritas en el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) 2006. El análisis de la información se realizó con enfoque univariado, Geoestadístico y multivariado. Para el análisis geoestadístico, se corrieron los datos en el programa GS+ (Geostatistics for the Enviromental Sciences Versión 5.1 de Gamma Design Software), se obtuvo el semivariograma experimental para cada propiedad y se estableció el modelo teórico de mejor ajuste, teniendo en cuenta como parámetros de decisión el coeficiente de determinación (R^2) y la suma de cuadrados de los residuales (RSS). Posteriormente se realizó el análisis de validación cruzada, mediante el método de interpolación Kriging puntual, que fue base para la construcción de mapas temáticos permitiendo establecer la variabilidad espacial de las propiedades evaluadas. Para el análisis multivariado, se realizó análisis factorial de componentes principales y análisis de clasificación o Cluster Análisis (método jerárquico) a fin de conformar grupos de suelos con características semejantes y delimitar zonas homogéneas.

4. Resultados y Discusión.

Enfoque univariado

De acuerdo con el grado de variabilidad de cada propiedad, definido en términos del coeficiente de variación (CV%), se establecieron cuatro categorías de variables: Relativamente homogéneas con CV%<20% (Da y pH), Moderadamente heterogéneas con 20<CV%<40% (Textura y Ca^{+2}), Normalmente heterogéneas 40<CV%<60% (RP, KH, MO, Mg, Cu y B) y Extremadamente heterogéneas CV%>60% (Humedad, K, Na, CIC, P, Zn, Mn e Fe). De lo anterior se deduce que con excepción del Ca y el pH, las propiedades químicas de los suelos de la granja presentan niveles de variación altos, asociados con una evidente heterogeneidad en toda el área de estudio. Los valores de densidad aparente determinados por el método del terrón parafinado (IGAC, 2006) en promedio pueden considerarse de normales a ligeramente altos para suelos de textura media; sin embargo, la propiedad no tiene variación significativa entre sitios de muestreo, posiblemente debido al efecto del uso y manejo y a las condiciones ambientales (baja precipitación y altas temperaturas) de la época seca en que se realizó el muestreo. 69.6% de los sitios presentan predominio de textura franco arcillo arenosa, evidenciando la intergradación de texturas gruesas o livianas a medias,

propiedad de los suelos de origen aluvial (Lobato, 2003). El promedio de Humedad (3%), evidencia las condiciones climáticas imperantes en la época de muestreo. La resistencia a la penetración con promedio de 2.1 MPa se presenta en niveles relativamente limitantes para los cultivos (Salamanca, 2000), mientras que la conductividad hidráulica con promedio de 1.58cm/h se califica como lenta a moderada. De acuerdo con las consideraciones de Ortega y Flores, 1987 y del Manual de Laboratorio del ICA 1992, el pH osciló entre ligeramente alcalino y alcalino, con máximo de 9.7 muy alcalino, situación extremadamente limitante para el desarrollo adecuado de los cultivos y mínimo de 6.8. De acuerdo con los valores promedio, las propiedades químicas se pueden estratificar de la siguiente manera: Niveles de bajo a medio: MO, Fe, medio: Cu, Zn, CIC y alto: Bases, P, Mn y B.

Análisis de la variabilidad Enfoque geoestadístico

Teniendo en cuenta lo enunciado por Cambardella *et al.,* 1994, citados por Oliveira (1999) y Mejía (2007), la Arena presentó una fuerte dependencia espacial lo cual es válido si se tiene en cuenta que los cambios texturales entre muestras vecinas son mínimos. Con excepción de las propiedades Ca, CIC, P y Cu con débil dependencia espacial, las propiedades restantes presentaron porcentajes de nugget relativo entre 25%-75% que corresponde a una moderada dependencia espacial. El alcance o rango efectivo, dentro del cual se mantiene la dependencia espacial varió de una propiedad a otra. La densidad aparente, la resistencia a la penetración, limo, conductividad hidráulica, pH, MO, CIC, Zn, Mn y el Fe presentan un alcance mayor a la máxima longitud del lote y por tanto la dependencia espacial para estas propiedades se manifiesta a lo largo y ancho del mismo. Los semivariogramas para las propiedades físicas y químicas presentan estructuras diferentes de dependencia espacial, puesto que en ningún caso la semivarianza es constante en función de la distancia. Se observan además diferencias en los parámetros geoestadísticos y comportamiento característico de poblaciones entremezcladas (Reichart, 1985), debido a la presencia de condiciones de suelo diferentes a nivel de detalle en el área de estudio. Los modelos teóricos de mejor ajuste en la mayoría de los casos fueron el esférico y el exponencial, lo cual permite afirmar que las variables estudiadas cumplen con la hipótesis de fuerte estacionalidad, dado que sus modelos son acotados (Samper y Carrera, 1990).

Análisis multivariado

Análisis factorial por componentes principales: permitió reducir el conjunto original de variables de la siguiente manera.: Variables físicas: Se retuvieron tres variables sintéticas (Factor 1, 2 y 3 cuyos valores propios fueron mayores de 1) que explican en conjunto 72% de la variabilidad total. Variables químicas: Se retuvieron cuatro variables sintéticas (Factor 1, 2, 3 y 4 cuyos valores propios fueron mayores de 1) que explican en conjunto, el 66% de la variabilidad total. Las propiedades físicas con la mayor contribución a la conformación del primer componente principal (Factor 1) fueron: contenido de arena, limo y arcilla. Este Factor 1 sintetiza la variación de los suelos en su composición textural. Las propiedades físicas con la mayor contribución a la conformación del segundo componente principal (Factor 2) fueron Da y KH. Mientras que el Factor 3 está explicado en mayor proporción por Humedad y RP. Las propiedades químicas de mayor importancia en la construcción del primer factor (Factor 1) fueron Fe, Mn, CIC y MO y el pH. Las variables de más peso en la construcción del segundo componente (Factor 2) a su vez fueron: Ca, K y B. En el Factor 3, Na y Mg y por último las variables P, Na y CIC, para el Factor 4. Con la información georreferenciada de los componentes principales para las propiedades físicas y químicas, se realizaron análisis geoestadísticos y se obtuvieron mapas de distribución espacial por cada propiedad estudiada. Destacando que para la parte central de la granja, los valores altos de resistencia a la

penetración están relacionados a su vez con posibles problemas de compactación. En cuanto al análisis realizado a las variables químicas, el mapa del componente uno indica que valores de pH cercanos a la neutralidad están asociados en gran parte con altos contenidos de Mn, Fe, Cu, CIC y altos contenidos de MO. Lo que sugiere como estrategia de manejo, elevar los contenidos de MO a fin de atenuar el efecto de los altos valores de pH limitantes en la actividad agrícola. La diferencia entre el índice de homogeneidad multivariado (IHM) y el índice de homogeneidad multivariado parcial (IHMp), mide la contribución de cada variable a la heterogeneidad del lote. En su orden, las propiedades físicas con mayor contribución a la heterogeneidad del suelo son: Textura (Arena 2.2, Limo 1.84, Arcilla 1.63), Conductividad Hidráulica (1.47), Densidad Aparente (1.45) Contenido de humedad gravimétrica (1.22) y Resistencia a la penetración (1.21), por otro lado, las propiedades químicas con mayor contribución a la heterogeneidad del suelo son en su orden: Na (6.53), B (5.84), Fe (4.92), K (4.74), pH (4.7), Ca (4.3), MO (4.16), Mg (3.9), P (3.8), Mn (3), Cu (2.84), CIC (2.8) Zn (0.6). A través del análisis de clasificación se determinaron las zonas homogéneas (Tabla 1).

Los niveles de pH predominantes en las cuatro condiciones de suelo limitan la absorción de nutrientes por los cultivos, en este sentido los valores de los macro y micro nutrientes (considerados altos en la descripción de cada cluster), se deben analizar con detenimiento y mucho cuidado al realizar cualquier recomendación ya que solo representan los contenidos de la fase intercambiable del suelo y podrían enmascarar posibles deficiencias o toxicidades que se manifiesten en los cultivos que se proyecten, por esta razón, para evaluar la fertilidad física y química de las cuatro condiciones de suelo agrupadas es necesario complementar la información determinando los cationes y aniones en solución, contenidos de Carbonatos y Bicarbonatos, Porosidad, Infiltración, contenidos de Humedad a Capacidad de campo y punto de marchitez permanente.

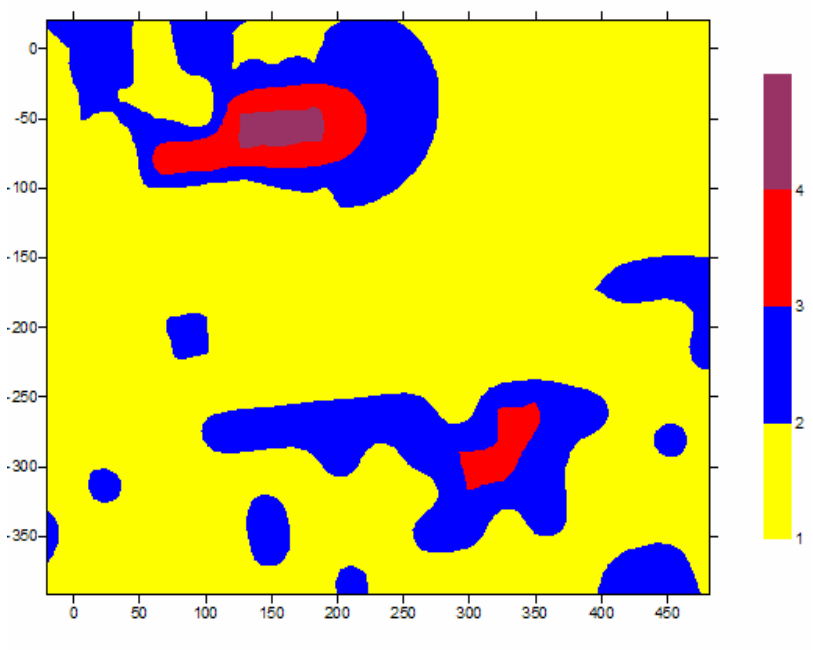


Figura 2. Zonas Resultantes del Análisis de Clasificación.

Tabla 1. *Zonas homogéneas determinadas para la Granja Experimental de la Universidad del Magdalena.*

VAR	CLUSTER 1	CLUSTER 2	CLUSTER 3	CLUSTER 4
Puntos de muestreo que agrupa	116	29	31	8
Humedad	MUY BAJA	MUY BAJA	MUY BAJA	MEDIA
Da	UN POCO LIMITANTE	LIMITANTE	LIMITANTE	LIMITANTE
RP	UN POCO LIMITANTE	UN POCO LIMITANTE	UN POCO LIMITANTE	NORMAL
KH	MODERADA	MODERADAMENTE LENTA	MODERADAMENTE LENTA	MODERADAMENTE LENTA
pH	MODERADAMENTE ALCALINO	MODERADAMENTE ALCALINO	FUERTEMENTE ALCALINO	MODERADAMENTE ALCALINO
MO	MEDIA	BAJA	MEDIA	MEDIA
Ca	ALTO	ALTO	ALTO	ALTO
Mg	ALTO	MEDIO	ALTO	MEDIO
K	ALTO	ALTO	ALTO	MEDIO
Na	BAJO	BAJO	ALTO	BAJO
CIC	MEDIA	BAJO	MEDIA	BAJA
P	ALTO	MUY ALTO	ALTO	MUY ALTO
Cu	MEDIO	MEDIO	MEDIO	MEDIO
Zn	MEDIO	BAJO	MEDIO	BAJO
Mn	ALTO	ALTO	ALTO	ALTO
Fe	MEDIO	BAJO	BAJO	BAJO
B	ALTO	ALTO	ALTO	ALTO

5. Conclusión

Los enfoques univariado, multivariado y geoestadísticos para el análisis de información, son herramientas que utilizadas solas o en conjunto ayudan en el análisis de la variabilidad espacial de los atributos del suelo y así, sus potencialidades o limitantes. Además, el mapa de zonas homogéneas (figura 2) debe constituirse entonces en instrumento de ayuda, que guíe la toma de decisiones a fin de implementar prácticas acordes con las características físicas y químicas específicas.

6. Agradecimientos.

Los autores expresan sus agradecimientos a las Directivas de la Universidad del Magdalena, por la financiación del proyecto a través del Fondo para la Investigación FONCIENCIAS.

7. Bibliografía

BURROUGH, P. A. Soil variability: a late 20th century view. Soils and Fertilizers, 1986. 56 (5): 529-562.

CAMBARDELLA, C.A., MOORMAN T.B. and KONOPKA. 1994. Field scale variability in central Iowa soils. Soil Sci. 58:1501-1511.

GIRALDO, S. MENDOZA, A. Caracterización de la variabilidad espacial de las propiedades físicas de los lotes experimentales destinados a los cultivos de hortalizas en el CEUNP. 2003. 57p.

INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO, 1992. Manual del Laboratorio de Suelos y Aguas.

INSTITUTO COLOMBIANO DE HIDROLOGÍA Y METEOROLOGÍA, IDEAM, 2001.Sección de meteorología sinóptica aeronáutica. Datos diarios. Estación Simón Bolívar Santa Marta, Magdalena: IDEAM (mimeografiado).

INSTITUTO GEOGRAFICO AGUSTIN CODAZZI, 2006. Métodos analíticos del laboratorio de suelos. 400p.

JARAMILLO, D., 2003. Introducción a la Ciencia del Suelo. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. p 553-572

LOBATO, R., 2003. Mapa taxonómico de los suelos de la Universidad Del Magdalena.. 36p.

MEJIA, A., 2007. Variabilidad espacial de las Propiedades Físicas y Químicas en un área productiva de palma africana (*Elaeis guineensis* L) Tesis de grado para optar al título de Magíster en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Colombia. Pasto. 171p

NIELSEN, D.R., TILLOTSON, P.M. and VIEIRA, S.R., 1983. Analysing field measured soil water properties. Agr.Water.Manag. Amsterdam. v 6, p.93-109.

OLIVEIRA, J. J. et al, 1999. Variabilidad espacial de propiedades químicas en un solo salino-sódico. Revista Brasileira de Ciencia do Solo. 23: 783-789.

ORTEGA, R.; FLORES L. Introducción al manejo sitio - específico. Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Agropecuarias. (ed.) In Agricultura de precisión. CRI Quilamapu-Chile. 1999. p13-46.

OVALLES, F., 1992. Metodología para determinar la superficie representada por muestras tomadas con fines de fertilidad. FONAIAP-CENIAP-IIAG. Maracay. 44 p.

REICHART, C., 1985. Variabilidad espacial (e Temporal) de solos. Procesos de transferencia no Sistema Solo-Planta-Atmosfera. Cuarta edición. Fundacao Cargill. p391-417.

SALAMANCA, A., 2000. Influencia de las características físicas del suelo y su interacción con las condiciones climáticas en el comportamiento y calidad del *Desmodium heteracarpon subsp. Ovalifolium* (OHASHI) en tres regiones el Colombia. Tesis de grado para optar el título de ingeniero agrónomo. Universidad Nacional de Colombia. Palmira. 170p

SAMPER, J y CARRERA L., 1990. Geoestadistica, CIMNE, Barc

Alteraciones en la población de *Rhizobium* en suelo por la aplicación del herbicida imazamox

GARCÍA-GARIJO A., PALMA F., GONZÁLEZ-LÓPEZ J., LLUCH C., TEJERA N.A.

Departamento de Fisiología Vegetal, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada

Resumen

La asociación planta-microorganismo se considera muy prometedora en la fitorremediación de suelos. Las bacterias del género *Rhizobium* son capaces de asociarse simbióticamente con las raíces de las leguminosas y proporcionarles nitrógeno orgánico, característica de especial interés en el contexto de la sostenibilidad agrícola. Además esta interacción posibilita la adaptación de muchas especies de leguminosas a suelos empobrecidos, salinizados o contaminados, lo que les confiere una capacidad potencial en fitorrecuperación de suelos y revegetación. El objetivo de este trabajo es estudiar la respuesta de dos cepas de *Rhizobium* (*R. tropici* CIAT899 y *R. etli* CFN42) durante la incubación con distintas concentraciones del herbicida imazamox. Los inóculos son mantenidos en sistemas de microcosmos edáficos y se evalúa la viabilidad y actividad bacteriana mediante recuento de unidades formadoras de colonias y mediciones de demanda biológica de oxígeno respectivamente.

Palabras clave
Actividad bacteriana, consumo de oxígeno, imazamox, microcosmos, *Rhizobium*.

1. Introducción

El rendimiento de los cultivos agrícolas disminuye considerablemente por la proliferación de malezas, comúnmente especies endémicas adaptadas al medio y por tanto con gran facilidad para extenderse. En los actuales sistemas de producción agraria la aplicación de herbicidas constituye el método más extendido para el control de malas hierbas; sin embargo, la utilización de estos compuestos químicos origina una serie de problemas ambientales y de salud pública (BROWN & VAN BEINUM, 2009) ya que la mayor parte del producto aplicado consigue finalmente llegar al suelo donde se acumula, y por tanto afecta la densidad, composición y calidad del suelo (GONZÁLEZ LÓPEZ *et al*., 2004). La permanencia de los herbicidas en suelo depende de la carga y lipofilidad del compuesto, que determinan su adsorción en suelo (ARIAS-ESTÉVEZ *et al*., 2008), y de otros factores como la temperatura y el pH, que pueden condicionar la degradación del compuesto por medio de microorganismos.

Los herbicidas son clasificados en varias familias químicas entre las que se encuentran las imidazolinonas. Este grupo de compuestos tiene como modo de acción primario la inhibición de la enzima acetohidroxiácido sintetasa también llamada acetolactato sintasa (ALS), primera enzima común de la ruta de biosíntesis de los aminoácidos ramificados: valina, leucina e isoleucina (SHANER *et al*., 1984). El herbicida imazamox, perteneciente a este grupo, es utilizado para evitar la proliferación de especies sin interés agronómico en plantaciones de alfalfa, guisante, girasol, maíz y soja. Este compuesto presenta una baja lipofilidad y carga negativa que facilitan su difusión en la solución del suelo (AICHELLE & PENNER *et al.*, 2005), lo que representa un peligro de alcanzar el nivel freático que implica

una mayor dispersión geográfica. Algunos herbicidas semejantes al imazamox son más persistentes en suelos arcillosos y con abundante contenido en materia orgánica (CURRAN *et al.*, 1992).

La acumulación de herbicidas puede provocar intoxicaciones de la fauna del suelo y desestabilizar el equilibrio de las poblaciones de microorganismos (AKTAR *et al*., 2009). Estos microorganismos son de vital importancia para mantener la calidad del suelo, pues descomponen y mineralizan la materia orgánica, suministran elementos o compuestos inorgánicos nutricionales al suelo e interactúan con los vegetales. Entre las poblaciones que establecen relaciones beneficiosas con las plantas se encuentran las bacterias del género *Rhizobium*, capaces de asociarse simbióticamente con las raíces de las leguminosas y proporcionarles nitrógeno orgánico, característica de especial interés en el contexto de la sostenibilidad agrícola, pues permite reducir el uso de fertilizantes nitrogenados.

Los herbicidas pueden provocar efectos tóxicos en las leguminosas, afectando al establecimiento de la simbiosis y a la fijación biológica de nitrógeno (ZAIDI *et al.*, 2005; VIEIRA *et al*., 2007). Estos daños se deben a la interferencia de herbicida en el metabolismo del microsimbionte, de la planta hospedadora o de ambos cuando se encuentran en asociación. El mayor daño ocurre cuando estos compuestos alteran la síntesis de aminoácidos u otras rutas metabólicas comunes a microorganismos y plantas (SANTOS *et al.*, 2006); sin embargo, algunas especies de leguminosas son capaces de tolerar y adaptarse a diferentes estreses abióticos como la contaminación por insumos químicos, lo que les confiere una capacidad potencial en fitorrecuperación de suelos y revegetación (SRIPRANG *et al.*, 2002), en otras se destaca la capacidad para degradar compuestos xenobióticos (GARCINUNO *et al.*, 2003).

La asociación planta-microorganismo se considera muy prometedora para la fitorremediación de suelos (WEYENS *et al*., 2009; GLICK, 2010), estudios de descontaminación en la rizosfera (KIDD *et al.*, 2008) y de degradación de compuestos en el interior de la planta (BARAC *et al.*, 2009) demuestran que algunas bacterias endofíticas poseen rutas de degradación apropiadas para metabolizar contaminantes. Se ha propuesto el uso de la interacción simbiótica *Rhizobium*-leguminosa para la descontaminación de metales y metaloides (DARY *et al.*, 2010), en la recuperación de suelos de áreas desérticas contaminadas con petróleo (DASHTI *et al.*, 2009) y para degradar contaminantes orgánicos como los bifenilos policlorados (XU *et al.*, 2010).

2. Objetivo

El objetivo de este trabajo consistió en estudiar el efecto del herbicida imazamox en la supervivencia y actividad biológica de dos cepas autóctonas del genero *Rhizobium* (*R. tropici* CIAT899 y *R. etli* CFN42) que establecen simbiosis con *Phaseolus vulgaris* con el fin de conocer la sensibilidad de las mismas a este compuesto.

3. Metodología

Diseño experimental y montaje de los microcosmos

Se utilizaron dos especies de *Rhizobium*, *Rhizobium etli* cepa CFN42 y *Rhizobium tropici* cepa CIAT899, que fueron incubadas con el herbicida imazamox en sistemas de microcosmos de vidrio para evaluar la viabilidad bacteriana. La unidad experimental consistió en un contenedor de vidrio (recipiente circular de 10.5 cm de altura y 22 cm de diámetro) con

2.5 kg de suelo inoculado con *Rhizobium*. El diseño experimental estaba formado por cuatro microcosmos para cada cepa, a cada uno de los cuales se les aplicó concentraciones crecientes de imazamox 0, 5, 50 y 500 µM.

El suelo utilizado en el experimento procedía del Parque Natural Sierra de Baza de la provincia de Granada, una zona protegida y por tanto no expuesta a la aplicación de contaminantes o pesticidas. El suelo, caracterizado por el grupo "Formación y Degradación del Suelo" del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Granada, contenía: arena 59.45%, arcilla 22.37%, limo fino 9.25%, limo grueso 8.92% y capacidad de campo 20% (p/p). La muestra de suelo se tamizó con el fin de generar una matriz más homogénea para la evaluación, y a continuación se esterilizó por vapor fluente en autoclave en ciclos de 1 h a 100ºC y 1 atmósfera de presión durante 3 días consecutivos (Trevors, 1996) destruyendo así microorganismos y formas de resistencia bacteriana como las esporas, que pudieran competir con los rizobios utilizados en el experimento. Finalmente se secó en estufa a 70ºC.

A partir de este suelo se pesaron muestras de 2.5 kg para ser colocadas en cada unidad experimental, se adicionó de forma homogénea 150 ml del tratamiento de imazamox correspondiente, y 150 ml de inóculo de *Rhizobium*. De esta forma el contenido de humedad quedó ajustado al 60% de la capacidad de campo (PÉREZ *et al*., 2008) y se mantuvo a dicho nivel durante el tiempo de experimentación por adicción periódica de agua destilada estéril. El suelo con el inóculo y la solución contaminante fue convenientemente homogenizado con una varilla estéril y distribuido en los contenedores de vidrio sobre un lecho de grava estéril colocada al propósito de facilitar el drenado y evitar la compactación del suelo. Finalmente se incubaron en estufa a una temperatura constante de 28ºC. Se realizaron muestreos a 1, 2, 3, 7 y 14 días de incubación para realizar recuentos de la población microbiana.

Recuento de viables y demanda biológica de oxígeno

Las bacterias utilizadas para inocular el suelo crecieron en un medio TY líquido (0.5 % triptona, 0.3 % extracto de levadura y 0.09% $CaCl_2$ $2H_20$) a 28ºC y agitación constante (150 rpm) durante 48 horas. Para conocer el número de unidades formadoras de colonias (UFC) por ml de este inóculo se realizaron diluciones seriadas de una muestra del mismo y se sembraron 100 µl de cada dilución en placas petri con medio TY, realizándose a las 48-72 horas de la siembra en placa el recuento del número de colonias formadas. Este inóculo, previo a su aplicación en suelo, se concentró por centrifugación a 17000 g durante 12 min y el precipitado se resuspendió en solución salina estéril, de esta forma se obtuvo el volumen final requerido (150 ml) para adicionar a cada microcosmos.

Para el recuento de bacterias a partir de las muestras de suelo, de cada microcosmos se tomaron 6 muestras de 1 g de suelo al azar y fueron agitadas en tubos con 10 ml de solución salina estéril con el fin de extraer las bacterias, y posteriormente centrifugadas durante 5 min a 120 g para clarificar el extracto. A partir del sobrenadante obtenido se realizaron diluciones seriadas de las cuales se sembraron 100 µl en placas que contenían medio TY, según la composición descrita anteriormente, que además contenía 15% de cicloheximida y 0.0125% de cristal violeta para impedir el posible crecimiento de hongos y bacterias gram +. Estas placas se incubaron en estufa a 28ºC durante el tiempo apropiado (2-5 días) para que las colonias fueran visibles y se procedió a realizar recuento de estas. Los resultados se expresaron como porcentaje de supervivencia de la bacteria respecto al número de UFC/ g de suelo en el momento de inicio del experimento.

La determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) se realizó en muestras de suelo preparadas de igual forma que se ha descrito para el montaje de los microcosmos, mediante el sistema Oxitop®. Este método permite obtener medidas de presión del aire después de secuestrar, en una solución de una base fuerte, el dióxido de carbono producido (ASTM, 1999). Muestras de 5 g que contenían la bacteria y el tratamiento de imazamox fueron incubadas en frascos de 500 ml a 28ºC en oscuridad durante 10 días. Las mediciones de los mg de O_2 consumido se realizaron cada 24 horas.

4. Resultados

La supervivencia de *Rhizobium* en suelo a diferentes tiempos de incubación con el herbicida imazamox se muestra en la figura 1. La cepa CIAT899 de *R. tropici* mantiene una población elevada durante los siete primeros días de incubación e incluso se registran incrementos del número de bacterias en ese periodo. Sin embargo, a las dos semanas del tiempo de experimentación se produce un descenso del 70% en el número de bacterias respecto a las aplicadas al suelo al inicio del experimento. Todos los tratamientos de imazamox causan un decremento en el porcentaje de supervivencia de *R. tropici* a partir de la primera semana de incubación, llegando a ser alrededor del 15% con la dosis 500 µM a los 14 días.

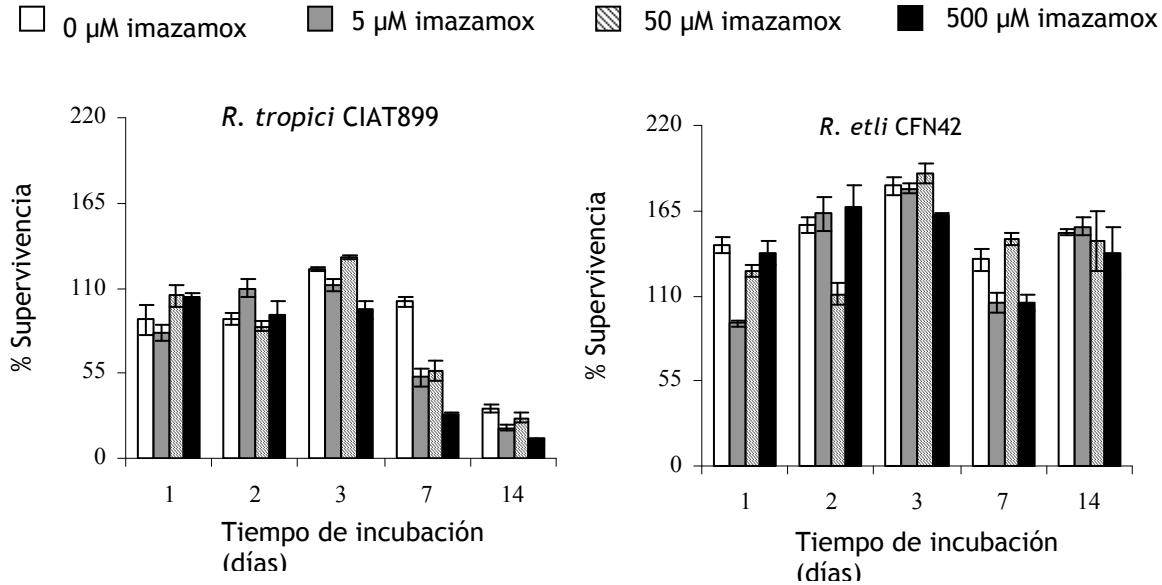


Figura 1. Porcentaje de supervivencia de R. tropici *CIAT899 y de* R. etli *CFN42 en tratado con el herbicida imazamox. Los resultados representan el valor medio (± ES) de seis mediciones.*

La cepa de *R. etli* CFN42 presenta gran estabilidad en las condiciones del sistema microcosmos durante todo el experimento. En ese periodo se detectan incrementos significativos en el número de UFC, superando incluso a las dos semanas el 50% del valor inicial. La aplicación del herbicida provoca pequeñas disminuciones en la viabilidad bacteriana respecto al control a los 7 y 14 días de experimentación; sin embargo, los valores de supervivencia cuantificados en estos dos momentos continúan siendo superiores a la lectura inicial (100%). Según estos resultados *R. etli* es significativamente más tolerante que *R. tropici* cuando es incubado con el herbicida imazamox.

Los valores acumulativos del consumo de oxígeno en suelo en presencia de las distintas cepas de *Rhizobium* y tratamientos de imazamox son utilizados en este trabajo como medida de la actividad bacteriana como se muestra en la figura 2. Las dos especies de *Rhizobium* producen incrementos en la demanda biológica de oxígeno desde el tiempo cero hasta los diez días de experimentación. Los incrementos en este parámetro son menores a partir de los 5-7 días de experimentación alcanzándose una fase estacionaria resultado de una menor respiración bacteriana y/o número de bacterias viables. Con la aplicación del herbicida en suelo no se observan cambios significativos respecto al control con las dosis 5 y 50 µM. El consumo de oxígeno se detiene en ambas cepas con la concentración 500 µM de imazamox, lo cual no parece estar relacionado con la viabilidad que presentan estos rizobios con la dosis más elevada del herbicida (Fig. 1).

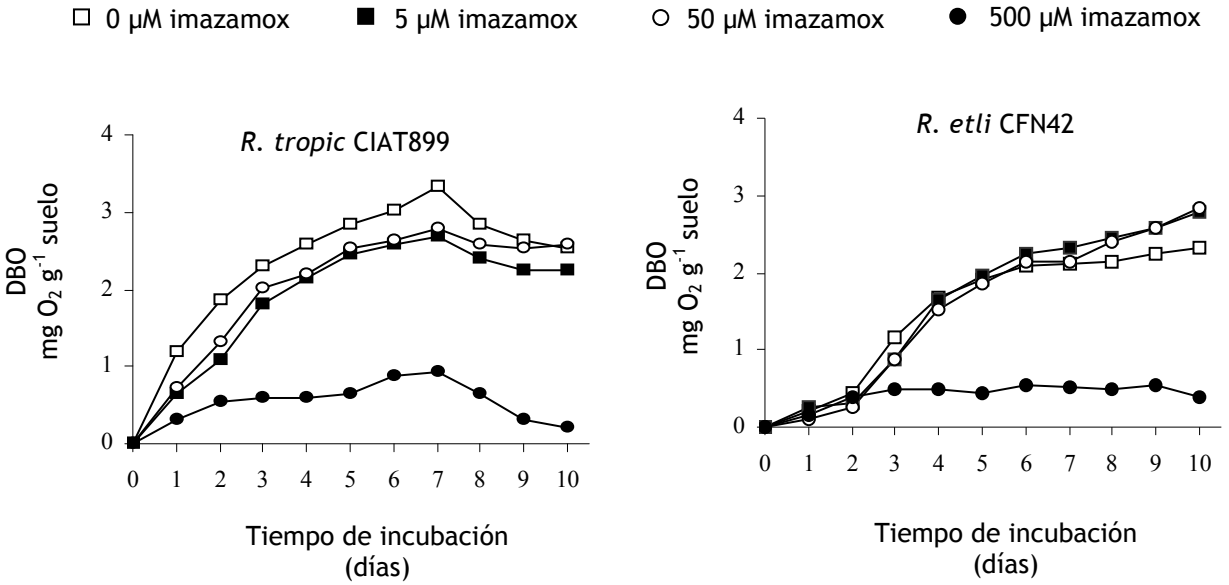


Figura 2. Valores de demanda bioquímica de oxígeno en suelo inoculado con R. tropici *CIAT899 y de* R etli *CFN42 incubados con diferentes dosis del herbicida imazamox*

La mayor sensibilidad de *R. tropici* al herbicida aplicado queda de manifiesto no sólo en una disminución del número de células viables a partir de los 7 días de inoculación (Fig. 1), sino también se refleja en un menor consumo de oxígeno por parte de la bacteria en ese momento (Fig. 2). Según nuestros resultados no es posible encontrar una explicación para la escasa demanda de oxígeno que presentaron ambas cepas con 500 µM de imazamox teniendo en cuenta que con dicho tratamiento se detectaron porcentajes de supervivencia positiva en los distintos tiempos de incubación.

5. Discusión

Los resultados muestran que la cepa de *R. etli* presenta mayor tolerancia al herbicida que la cepa de *R. tropici*, pues el crecimiento de la primera no se ve alterado de forma significativa con ninguna de las concentraciones de imazamox, mientras que en la segunda se observa un efecto negativo del tratamiento sobre el crecimiento de la cepa a partir de la primera semana. La inhibición del crecimiento provocada por imazamox puede estar relacionada con su mecanismo de acción consistente en una inhibición de la enzima ALS, de esta forma se produce una carencia de aminoácidos ramificados y por consiguiente afectar la síntesis de proteínas, como ha sido descrito por SHANER *et al*. (1984). Otra posible causa puede ser atribuida a la toxicidad de algún ingrediente de la formulación del producto, según

MALKONES (2000) los aditivos presentes en las formulaciones comerciales de los agroquímicos pueden afectar a los microorganismos y en ciertos casos hasta modificar el efecto de los agroquímicos.

Se ha descrito que la tolerancia de especies de *Rhizobium* frente a herbicidas es variable, dependiendo del tipo de herbicida empleado y de la especie de que se trate. Se ha observado que cepas de *Bradyrhizobium* presentan menor crecimiento al ser tratadas con herbicidas inhibidores de la ALS (Arruda *et al*., 2001), esta reducción llega a ser del 40% cuando se aplica imazetapir, un análogo del imazamox (PROCOPIO *et al.*, 2004). Por el contrario *Sinorhizobium meliloti* es capaz de tolerar grandes concentraciones de diferentes herbicidas, produciéndose inhibición del crecimiento sólo a concentraciones de 10 000 ppm (BLAZINKOV *et al.*, 2009). Coincidiendo con nuestros resultados de supervivencia en *R. etli* (Fig. 1), estos mismos autores describen incrementos del crecimiento bacteriano con diferentes concentraciones de imazamox ensayadas.

En otras investigaciones realizadas por SANTOS *et al.* (2005) con cepas de *Rhizobium tropici* encuentran poca toxicidad cuando se tratan con el herbicida imazamox. Estas diferencias respecto a nuestros resultados podrían deberse a que las cepas utilizadas por esos autores (BR 322 y BR 520) son diferentes a la de nuestro estudio (CIAT899). Por otra parte, las condiciones de ambos tipos de experimentos no coinciden, en nuestro caso la bacteria se incuba con imazamox en microcosmos con suelo natural y en el trabajo de SANTOS *et al.* (2005) las cepas se cultivan y tratan con el herbicida en medio líquido, además la población microbiana se estima mediante medidas de densidad óptica a 560 nm y no por medio de recuento del número de UFC en placa.

La demanda bioquímica de oxígeno proporciona información sobre la actividad microbiana e indirectamente sobre la tasa de degradación de un compuesto, si este fuera el caso (TAOK *et al.*, 2007). En nuestro estudio los valores de DBO presentan poco incremento en los dos primeros días de incubación, el cambio de medio líquido, donde se cultiva la bacteria, a suelo provoca una menor actividad bacteriana. A partir de ese momento los valores de oxígeno consumido presentan un incremento exponencial, coincidiendo con resultados descritos por TAOK *et al*. (2007) y TACHIBANA *et al.* (2010) en estudios similares empleando otros microorganismos.

La concentración más elevada de imazamox (500 μM) produce un efecto nocivo en la actividad de ambos rizobios; sin embargo, hay que tener en cuenta que las dosis de imazamox recomendadas para aplicar en campo según el fabricante del producto (BASF company) son de 60g/ha. Las concentraciones aplicadas de imazamox en nuestro experimento, teniendo en cuenta la superficie de cada microcosmos, equivalen aproximadamente a 120, 1200 y 12000 g/ ha, es decir se han utilizado concentraciones 2, 20 y 200 veces mayores respectivamente, a la que probablemente se podrían encontrar en una suelo agrícola tratado con el producto. Atendiendo a este análisis, ambas cepas de *Rhizobium* podrían ser utilizadas en suelos contaminados por imazamox.

6. Conclusiones

La cepa de *R. etli* en simbiosis con una variedad tolerante de judía podría ser una buena candidata para su empleo en técnicas de revegetación o remediación de suelos contaminados con el herbicida imazamox, con independencia de su posible capacidad para captar y/o degradar este compuesto en suelo.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado con financiación del proyecto de la Junta de Andalucía ref. P07-AGR-02812 y por el PAI de la Junta de Andalucía (Grupo AGR-139). Los autores quieren agradecer la colaboración brindada por el grupo "Formación y degradación del suelo" de la Universidad de Granada en la caracterización del suelo.

8. Bibliografía

AICHELE T. M., PENNER D., 2005. Adsorption, desorption, and degradation of imidazolinones in soil. *Weed Technol* 19(1), 154-159.

AKTAR W., SENGUPTA D., CHOWDHURY A., 2009. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisc Toxicol.* 2, 1–12.

ARIAS-ESTÉVEZ M., LÓPEZ-PERIAGO E. MARTÍNEZ-CARBALLO E., SIMAL-GÁNDARA J. , MEJUTO J.C., GARCÍA-RÍO L., 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agr Ecosyst Environ* 123, 247–260.

ARRUDA J.S., LOPES N.F., MOURA A.B., 2001. Behavior of *Bradyrhizobium japonicum* strains under different herbicide concentrations. *Planta Daninha* 19,111-117.

ASTM, 1999. Biological Oxygen Demand (DBO). Standard method.

BARAC T., TAGHAVI S., BORREMANS B., PROVOOST A., OEYEN L., COLPAERT J.V., VANGRONSVELD J., VAN DER LELIE D., 2004. Engineered endophytic bacteria improve phytoremediation of watersoluble, volatile, organic pollutants. *Nat Biotechnol* 22, 583-588.

BLAŽINKOV M., SUDAREVIĆ I., BARIĆ K., SIKORA S., REDŽEPOVIĆ S., 2009. The effects of herbicides on the growth of *S. meliloti* strains. *Acta Microbiol Immunol Hung* 56 (2), 129-129.

BROWN C.D., VAN BEINUM W., 2009. Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. *Environ Pollut* 157, 3314-3324.

CURRAN W. S., LIEBL R. A., SIMMONS F.W., 1992. Effects of tillage and application method on clomazone, imazaquin, and imazethapyr persistence, *Weed Sci* 40, 482-489.

DARY M., CHAMBER-PÉREZ M.A., PALOMARES A.J., PAJUELO E., 2010. "In situ" phytostabilisation of heavy metal polluted soils using *Lupinus luteus* inoculated with metal resistant plant-growth promoting rhizobacteria. *J Hazard Mater* 177, 323–330.

DASHTI N., KHANAFER M., EL-NEMR I., SORKHOH N., ALI N., RADWAN S., 2009. The potential of oil-utilizing bacterial consortia associated with legume root nodules for cleaning oily soils. *Chemosphere* 74, 1354–1359.

GARCINUNO R.M., FERNÁNDEZ-HERNANDO P., CAMARA C., 2003. Evaluation of pesticide uptake by *Lupinus* seeds. *Water Res* 37, 3481-3489.

GLICK B. R., 2010. Using soil bacteria to facilitate phytoremediation. *Biotechnol Adv* 28, 367–374.

GONZÁLEZ LÓPEZ J., MARTÍNEZ-TOLEDO M.V., POZO C., RODELAS B., GÓMEZ M.A., HONTORIA E, 2004. Pesticides and denitrifying microbiota. *Trends Soil Sci* 3, 91-97.

KIDD PS, PRIETO-FERNÁNDEZ A, MONTEROSSO C, ACEA MJ, 2008. Rhizosphere microbial community and hexachlorocyclohexane degradative potential in contrasting plant species. *Plant Soil* 302, 233-247.

MALKONES H.P., 2000. Comparison of the effects of differently formulated herbicides on soil microbial activities-a review. *J.Plant Dis Prot* 8(5), 781-789.

PÉREZ E., GARRIDO P., LACA M., 2008. Indicadores microbiológicos como marcadores de la contaminación y recuperación de suelos contaminados con queroseno. *Ecosistemas* 17 (3), 133-138.

PROCÓPIO S. O., 2004. Crescimento de estirpes de *Bradyrhizobium* sob influência dos herbicidas glyphosate potássico, fomesafen, imazethapyr e carfentrazone-ethyl. *R. Ceres* 51(294), 179-188.

SANTOS, J.B., SILVA, A.A., COSTA, M.D., JAKELAITIS, A.,VIVIAN R., SANTOS, E.A., 2006. Ação de herbicidas sobre o crescimento de estirpes de *Rhizobium tropici*. *Planta Daninha* 24(3), 457-465.

SHANER D.L., ANDERSON P.C., STIDHAM M.A., 1984. Imidazolinones: potent inhibitors of acetohydroxyacid synthase. *Plant Physiol* 76: 545-546.

SRIPRANG R., HAYASHI M., YAMASHITA M., ONO H., SAEKI K., MUROOKA Y., 2002. A novel bioremediation system for heavy metals using the simbiosis between leguminous plant and genetically engineered rhizobia. *J Biotechnol* 99, 279-293.

TACHIBANA K., HASHIMOTO K., YOSHIKAWA M., OKAWA H., 2010. Isolation and characterization of microorganisms degrading nylon 4 in the composted soil. *Polym Degrad Stabil* 95, 912-917.

TAOK M., COCHET N., PAUSS A., SCHOEFS O., 2007. Monitoring of microbial activity in soil using biological oxygen demand measurement and indirect impedancemetry. *Eur J Soil Biol* 43, 335-340.

TREVORS, J. T., 1996. Sterilization and inhibition of microbial activity in soil *J Microbiol Methods* 26, 53-59.

VIEIRA R. F., SILVA C.M.M.S., SILVEIRA A.P.D., 2007. Soil microbial biomass C and symbiotic processes associated with soybean after sulfentrazone herbicide application. *Plant Soil* 300, 95-103.

WEYENS N., VAN DER LELIE D., TAGHAVI S. VANGRONSVELD J, 2009. Phytoremediation: plant–endophyte partnerships take the challenge. *Curr Opin Biotech* 20, 248–254.

XU L., TENG Y., ZHEN-GAO L., NORTON J.M., YONG-MING L., 2010. Enhanced removal of polychlorinated biphenyls from alfalfa rhizosphere soil in a field study: The impact of a rhizobial inoculum. *Sci Total Environ* 408, 1007–1013.

ZAIDI A., KHAN M. S., RIZVI P.Q., 2005. Effect of herbicides on growth, nodulation and nitrogen content of greengram. *Agron Sustain Dev* 25, 497-504.

Distribución espacio temporal de la humedad del suelo en el área de la Valencia Anchor Station (VAS) en el contexto de la misión Soil Moisture Ocean Salinity (SMOS)

ANTOLÍN TOMÁS, C.[1,2], MILLÁN-SCHEIDING, C[2], CARBÓ VALVERDE, E.[1,2], LÓPEZ-BAEZA, E.[3].

[1] Dept, Biología Vegetal, Facultad de Farmacia, Universitat de València,
[2] CIDE Centro de Investigación sobre Desertificación, Albal, Valencia
[3] Dept. Fisica de la Tierra y Termodinámica, Facultad de Física, Universitat de València,

Resumen
La misión espacial SMOS de la European Spatial Agency (ESA) tiene el objetivo de observar la humedad del suelo sobre los continentes y la salinidad superficial de los océanos con la resolución suficiente para ser usados en estudios globales de cambio climático. La Valencia Anchor Station (VAS), localizada en el altiplano de Requena-Utiel (Valencia), ha sido seleccionada desde hace una década como área de calibración validación de un pixel de SMOS (50 x 50 km^2) para condiciones mediterráneas. Se han realizado campañas simultaneas de muestreo de humedad volumétrica (SM) en campo, y de obtención de medidas radiométricas con sensores aerotransportados, durante los años 2008, 2009 y 2010, con el fin de calibrar /validar el radiómetro MIRAS. En cada una de estas campañas se han muestreado áreas de 100, 1.152 y 545 km^2 respectivamente, que se han subdividido en función de factores que contribuyen a la variabilidad de la SM. La participación en estas acciones de entre 60 y 100 personas, ha permitido recolectar un gran número de muestras para la determinación de la SM. Los resultados muestran, cartográficamente, en las unidades ambientales que corresponden a la zona piloto de la VAS (100km^2), tomada como referente en las tres campañas, la distribución espacio temporal de 8 situaciones significativamente diferentes de SM entre 0.187 y 0.052 m^3/m^3.Estos documentos cartográficos han contribuido a establecer la correlación de la SM con la temperatura de brillo (T_B) proporcionada por los sensores aerotransportados (SALEH et al 2009) y aportan un pequeño grano de arena en la misión de caracterizar la humedad de la superficie terrestre cada 3 días del satélite SMOS.

Palabras clave
Humedad del suelo, SMOS, Valencia Anchor Station.

1. Introducción

Las mediciones de campo de la humedad del suelo en áreas extensas son más bien escasas, y no se han podido medir con cobertura global y regularidad temporal. Aunque el suelo sólo contiene un porcentaje mínimo del volumen de agua del planeta, la estimación de su humedad en la zona radicular es primordial para mejorar las previsiones meteorológicas a corto y medio plazo, el modelado hidrológico, la observación de la fotosíntesis, el crecimiento de las plantas y la estimación y supervisión del ciclo terrestre del carbono.

SMOS, es una "Misión de Oportunidad" que forma parte de una serie de misiones "Earth Explorer" de la Agencia Espacial Europea (ESA). Ha sido concebida como respuesta a la necesidad de la comunidad científica de obtener datos de la humedad contenida en los primeros centímetros del suelo en zonas continentales, y de salinidad en las capas

superficiales del océano con el fin de ampliar el conocimiento del modo en que el cambio climático puede estar afectando a los patrones de evaporación en los mares y en la tierra.

Un aspecto importante de la misión es la puesta en práctica de una técnica de medición totalmente novedosa que permitirá crear mapas de humedad del suelo al menos cada tres días y de salinidad del océano cada 30. Respecto a la humedad del suelo, la precisión es del 4%, con una resolución espacial de 35-50 km y repetición de paso de 1 a 3 días. Para obtener resultados óptimos, SMOS medirá con un innovador instrumento, denominado MIRAS (Microwave Imaging Radiometer using Aperture Synthesis) la energía de microondas emitida por la superficie de la Tierra en banda L, que tiene una frecuencia de 1,4 GHz y una longitud de onda de 21 cm. Las observaciones que se realizan en esa frecuencia se ven menos afectadas por la cubierta vegetal, la meteorología y la atmósfera que si se hicieran en otras frecuencias. El satélite fue lanzado el 2 de Noviembre de 2009. Finalizada ya la fase de comisionado, se está comenzando a contar con sus datos, y se espera que la misión dure al menos 3 años (ESA, 2009).

La Valencia Anchor Station (VAS) ha sido seleccionada en esta misión desde hace una década como área de calibración validación de los productos SMOS para condiciones mediterráneas. En este contexto, además de múltiples estudios localizados en los que se ha estudiado la SM del suelo y la vegetación (CANO, A et al 2010, SCHWANK, M. et al. 2010), se han realizado en áreas extensas 3 campañas de campo los años 2008 "Experimental Plan SMOS. Validation Rehearsal Campaign"; 2009, "CNES CAROLS Campaign 2009" y en 2010, "CNES CAROLS Campaign2010"; consistentes en la recogida de datos "in situ", de humedad volumétrica del suelo mediante cilindros, de sondeos con sondas capacitivas Delta-T Theta probe, de temperatura, y de tipo de uso o vegetación, entre otros parámetros. A la vez se sobrevolaba la zona, con el objetivo de contrastar las medidas de SM en campo con las procedentes de los sensores aerotransportados para calibrar diferentes radiómetros, entre los que se encontraba el MIRAS.

En cada una estas campañas de caracterización de la SM de un pixel de SMOS (50 x 50 km^2) se han muestreado áreas de 100, 1152 y 545 km^2 respectivamente, en una zona relativamente homogénea desde el punto de vista medioambiental, localizada en el altiplano de Requena-Utiel (Valencia). Estas campañas se han llevado a cabo con 20, 20 y 11 equipos de 4 personas cada uno, lo que ha permitido recolectar un gran número de muestras para la determinación de la SM. (LÓPEZ-BAEZA, E. ET AL 2008, LÓPEZ-BAEZA E. ET AL. 2009), ANTOLÍN C. et al 2010).

En este trabajo se presentan los mapas de SM en la zona piloto de la VAS de 100 km^2 que ha sido objeto de estudio en las 3 campañas con diferente intensidad de muestreo, en función de la altura del avión que transportaba los sensores. Los datos climatológicos procedentes de las estaciones meteorológicas de la zona, además de los proporcionados por la estación propia de la VAS, indican que la precipitación y la temperatura son homogéneas, lo que permite interpretar la variabilidad de la humedad en función de otros parámetros medioambientales, entre los que destacan el suelo y la vegetación.

El objetivo final de estas campañas es, además de proveer de mapas de humedad en unas condiciones determinadas para la calibración del radiómetro, localizar puntos representativos de un pixel de SMOS donde monitorizar la SM que, junto a los datos de otros grupos de investigación participantes en la misión, sirvan para la elaboración de modelos que validen los mapas mundiales de humedad del suelo mientras el satélite esté operativo.

2. Objetivos

Subdividir el área piloto de la Valencia Anchor Station en unidades ambientales homogéneas desde el punto de vista de su contenido en humedad en función de los factores ambientales que la determinan, fundamentalmente la fisiografía, el suelo y el uso o vegetación.

Obtener datos de humedad volumétrica en dichas unidades, en condiciones meteorológicas conocidas, que proporcionen mapas de distribución espacio temporal de la humedad del suelo para compararlas con las procedentes, de forma simultánea, de sensores aerotransportados con el fin de calibrar sus medidas.

Realizar una estimación de la humedad del suelo a saturación, a partir de los datos de porosidad total del suelo e interpretar los resultados de distribución espacio temporal de la humedad del suelo en función de parámetros ambientales.

3. Metodología

Las campañas de campo para la validación de los sensores aerotransportados de 2008, 2009 y 2010 han seguido las siguientes estrategias de muestreo:

*2008:- Campaña "Experimental Plan SMOS Validation Rehearsal Campaign. The VAS Site"***.**

En el periodo de precampaña: selección de un área de 10x 10km^2, de la VAS dentro del un píxel de referencia de SMOS. Estudio y subdivisión en unidades fisio-hidrológicas atendiendo a los tipos de suelo, topografía, material geológico, y cobertura vegetal. Elección de 700 parcelas de muestreo y programación de transectos de trabajo de 20 equipos, con una media de 4-5 personas, para la toma de muestras en dichas parcelas.

Durante la campaña: Muestreo aleatorio nocturno (de 23 a 8h con mínima fluctuación de la humedad), a dos escalas con distinta intensidad dependiendo de la altura de vuelo.
Las actividades de la campaña se realizan después de un evento lluvioso significativo para reflejar los diferentes estadios de secado del suelo. En cada parcela se toman 4 cilindros de suelo para el cálculo de su humedad volumétrica.

2009:- Campaña CNES CAROLS.

En el píxel de referencia de SMOS se delimitan unidades por un procedimiento sintético de subdivisión del territorio integrando los planos de información de los factores ambientales significativos confirmados en la campaña de 2008. Se selecciona un área de 24x48km^{2,} y a cada Unidad Ambiental se asocia, al menos, una estación termopluviométrica representativa de sus condiciones de humedad y temperatura atmosféricas.

Durante la campaña, 10 equipos toman medidas multitemporales en parcelas estacionarias de las estaciones meteorológicas, 4 equipos toman medidas en el área piloto de la VAS, y 6 equipos, realizan un muestreo aleatorio simple en 25 parcelas de 1 km^2 de superficie. Las medidas se toman entre las 12 y las 16h, hora de vuelo establecida para CNES CAROLS.

Los 10 equipos toman en cada estación meteorológica un muestreo temporal de la Tª y de humedad mediante sonda Delta-t (cada 10 minutos) y cilindros de suelo (cada 20 minutos) con el fin de elaborar, en su caso, el modelo correspondiente y su correlación con los datos de humedad del suelo de la unidad ambiental homologada.

Los 4 equipos de la zona piloto de la VAS, con el fin de contrastar los datos del 2009 con los obtenidos el año anterior, realizan transectos en 56 parcelas seleccionadas por presentar valores modales de su unidad el año anterior.

Los otros 6 equipos muestrean en áreas de 1 km^2 que representan a unidades características del área: viña sobre suelo de textura media gruesa y sobre media fina; cereales y baldío parcial; forestal con matorral subarbustivo y denso en orientación N y S y a mixtas de viñas y forestal.

En los muestreos de estos dos últimos grupos se toman 4 cilindros de humedad volumétrica, 4 sondeos con Delta-T Theta probe con 3 repeticiones y se determina la Tª superficial del suelo y hora de la toma de cada muestra, para su correlación con las variables meteorológicas.

2010:- Campaña CNES CAROLS

Se muestrean transectos con un total de 231 parcelas en las unidades ambientales delimitadas en un sector de 20x26 km^2. De éstas, 85 están en la zona de control de la VAS coincidiendo con puntos de anteriores campañas. Las parcelas de muestreo se seleccionan en función de su representatividad en cada unidad ambiental, sus características edáficas, cobertura vegetal y aspecto geomorfológico

En la VAS se han tomando 3 cilindros de humedad volumétrica, 4 sondeos con Delta-T Theta probe con 3 repeticiones y determinando la Tª superficial del suelo y hora de la toma de cada muestra, para su correlación con las variables meteorológicas. Igualmente se repite el muestreo, mediante cilindro y sonda, en cada una de las estaciones meteorológicas representativas de las unidades ambientales correspondientes.

Tratamiento de las muestras

Previamente a las campañas se toma una muestra combinada en cada parcela para caracterizar su textura y densidad aparente. Estos análisis se realizan según los métodos oficiales de suelos y aguas (MAPA, 1994). Las muestras obtenidas durante las campañas se pesan de modo inmediato para no perder humedad y posteriormente se procesa su SM. El tratamiento de los datos se realiza con los programas de SPSS 17 y ArcMap 9.1

4. Resultados

La zona sobre la que se ilustran los resultados de este trabajo es, dentro del pixel de SMOS, una subárea de 100km^2, donde se encuentra ubicada la estación meteorológica propia "Valencia Anchor Station" (Figura 1).

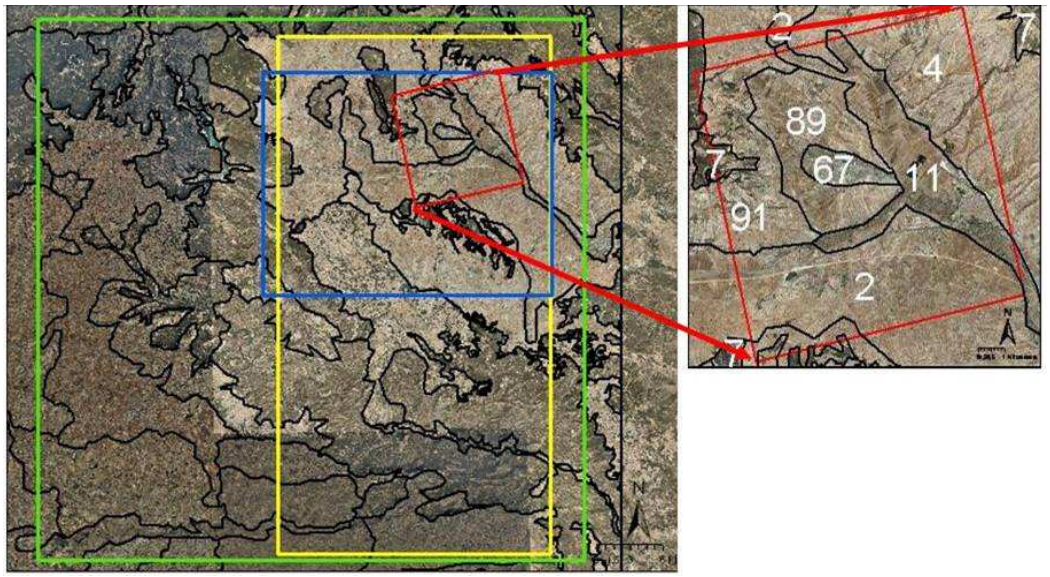


Figura 1. Mapa de Unidades ambientales de un píxel de SMOS (verde). Área de la Validation Rehearsal Campaign de 2008 y Zona piloto de la VAS, de 100 km^2 (rojo). Área de la CAROLS Campaign de 2009 (amarillo).Área de la CAROLS Campaign de 2010 (azul).

En el año 2008 se obtuvieron respectivamente 2.562, 2.666, 2.667, 2.482 muestras de humedad volumétrica cada día. En el 2009 se tomaron en la zona de la VAS 672 muestras de las más de 3000 de la campaña y de la campaña de este año solo se incluyen los datos de las 255 muestras del primer día en esta zona.

Las características de tipos de suelo, fisiografía, material geológico, uso o tipo de cobertura vegetal y capacidad de uso que han servido para subdividir el territorio en las unidades ambientales de la zona de la VAS se resumen en la Tabla 1:

Tabla 1: Caracterización ambiental de las unidades en la VAS

UNIDAD	C. USO	FISIOGRAFIA (FAO, 1990)	LITOLOGÍA	TIPO SUELO	USO
1	Dgf	Fuertem. ondulado	SC10/2	CMca	viña
2	Cxg Cfq	Fuertem. ondulado	SC10/2 SI 4	CLha/CMca	viña
4	Cxg	Fuertem. ondulado	SC 1 y SI 2/4	CLha/CLpt	viña/ almendro
7	Cxg	Fuertem. ondulado	SC 5/10	CLha/CLpt	natural/cultivo
11	Cxg Bfq	Ondulado	SI 4/2 SI 2/4	CLha/FLca	viña
67	Bfq	Plano	SI 4/3	CLha	viña
89	Bxg Cfq	Plano/Ondulado	SI 2/4 SI 4/2	CLha/CLpt	viña
91	DxgCxg	Fuertem. ondulado	SI 2/4 SC10/2	CLha/LPle	cultivo/natural

Litología: SI 2/4: Cantos gravas y limos; SI 2/4: Cantos, gravas y limos; SI 4/3: Limos y arenas; SI 4: Limos; SC 1: Conglomerado; SC5/10: Calizas/margas; SC 10/2: Margas y areniscas

Los resultados de la campaña "Experimental Plan SMOS. Validation Rehearsal Campaign" de 2008, realizada a las 24h, 48h, 1 semana y 11 días después de un evento lluvioso, con una precipitación acumulada durante el mes de Abril de 50 l/m^2, alcanzan valores de SM de 0.179 0.157, 0.122, 0.098 m^3/m^3 incluidos en el intervalo correspondiente a agua útil del suelo. En la CNES CAROLS Campaign de 2009, realizada en condiciones de sequedad, donde la precipitación acumulada del mes anterior no superó los 20 l/m^2, registran valores de SM de 0.108, 0.085 y 0.052 m^3/m^3. La CNES CAROLS Campaign de 2010, que coincide con un año de intensas y continuas precipitaciones, incluso durante la campaña

(hasta el momento no procesadas para la zona de estudio), presenta valores superiores, siendo su media de 0.187 m^3/m^3, llegando en algunos puntos a superar el 30% de humedad volumétrica.

Estos contenidos de humedad representados en la Tabla 2 son significativamente diferentes entre sí en cada campaña como se comprueba con los test "post hoc" mostrados en la Tabla 3.

Tabla 2: % de humedad volumétrica del suelo del área de la VAS. (Campañas: 2008 izquierda y 2009 derecha)

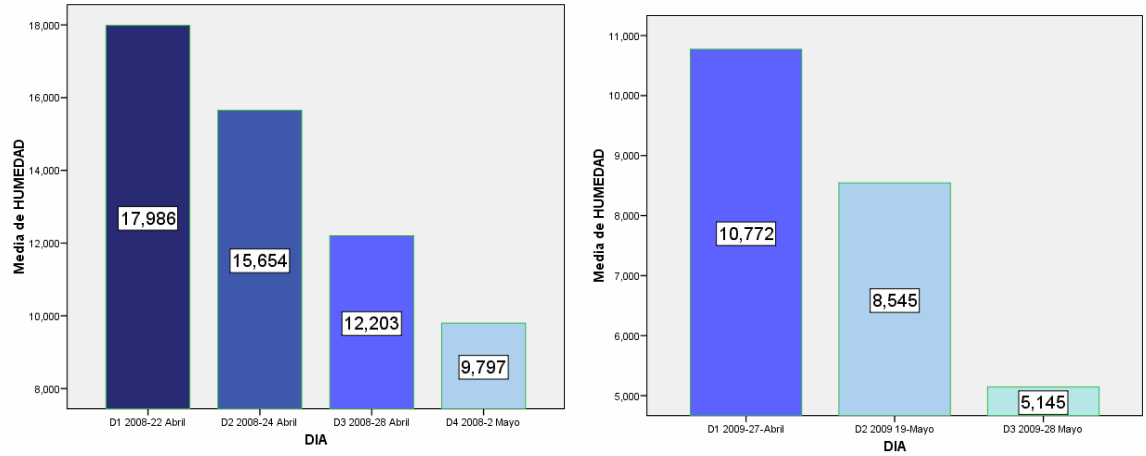


Tabla 3: Tests "post hoc" que muestran las diferencias signifcativas de humedad volumétrica del suelo entre los diferentes días de campaña de A) año 2008 B) año 2009

A)

	(I) DIA	(J) DIA	Dif de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Inter confianza al 95% Lím sup	Lím inf
Bonferroni	D1 2008-22 Abril	D2 2008-24 Abril	2,332	0,151	0,000	1,935	2,730
		D3 2008-28 Abril	5,784	0,150	0,000	5,387	6,180
		D4 2008-2 Mayo	8,189	0,153	0,000	7,786	8,593
	D2 2008-24 Abril	D1 2008-22 Abril	-2,332	0,151	0,000	-2,730	-1,935
		D3 2008-28 Abril	3,451	0,150	0,000	3,055	3,848
		D4 2008-2 Mayo	5,857	0,153	0,000	5,454	6,261
	D3 2008-28 Abril	D1 2008-22 Abril	-5,784	0,150	0,000	-6,180	-5,387
		D2 2008-24 Abril	-3,451	0,150	0,000	-3,848	-3,055
		D4 2008-2 Mayo	2,406	0,152	0,000	2,003	2,808
	D4 2008-2 Mayo	D1 2008-22 Abril	-8,189	0,153	0,000	-8,593	-7,786
		D2 2008-24 Abril	-5,857	0,153	0,000	-6,261	-5,454
		D3 2008-28 Abril	-2,406	0,152	0,000	-2,808	-2,003

* La diferencia de medias es significativa al nivel .05.

B)

	(I) DIA	(J) DIA	Dif de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Inter confianza al 95% Lím sup	Lím inf
T3 de Dunnett	D1 2009-27 Abril	D2 2009-19 Mayo	2,227	0,214	0,000	1,716	2,739
		D3 2009-28 Mayo	5,627	0,182	0,000	5,192	6,064
	D2 2009-19 Mayo	D1 2009-27 Abril	-2,227	0,214	0,000	-2,738	-1,716
		D3 2009-28 Mayo	3,400	0,176	0,000	2,980	3,821
	D3 2009-28 Mayo	D1 2009-27 Abril	-5,627	0,182	0,000	-6,064	-5,192
		D2 2009-19 Mayo	-3,400	0,176	0,000	-3,821	-2,980

* La diferencia de medias es significativa al nivel .05.

La distribución de la humedad en las diferentes unidades de la VAS, cada uno de los días de las campañas (Figura 2) se han ordenado en orden decreciente de SM, para una mejor visualización independientemente de su momento de obtención, facilitando así la presentación y comparación de los resultados. En las correspondientes a la campaña de 2008 se adjunta la comparación preliminar de las variaciones de emisividad en los *footprints* de las líneas de vuelo con las medidas de SM (Saleh, 2009). Los valores en la gama de azules corresponden con las zonas más húmedas, los de tonalidades rojas con las más secas.

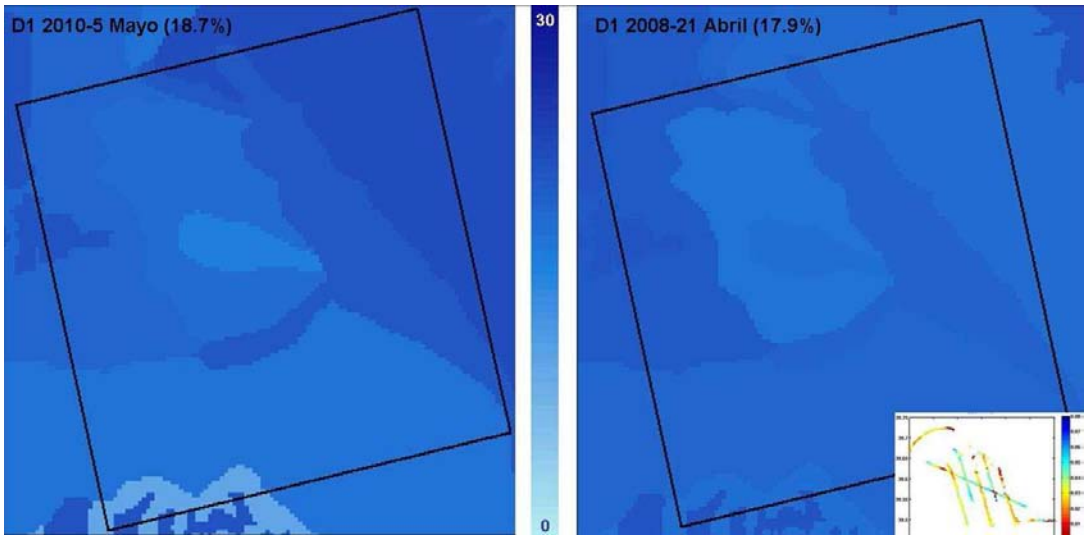


Figura 2 situaciones 1 y 2

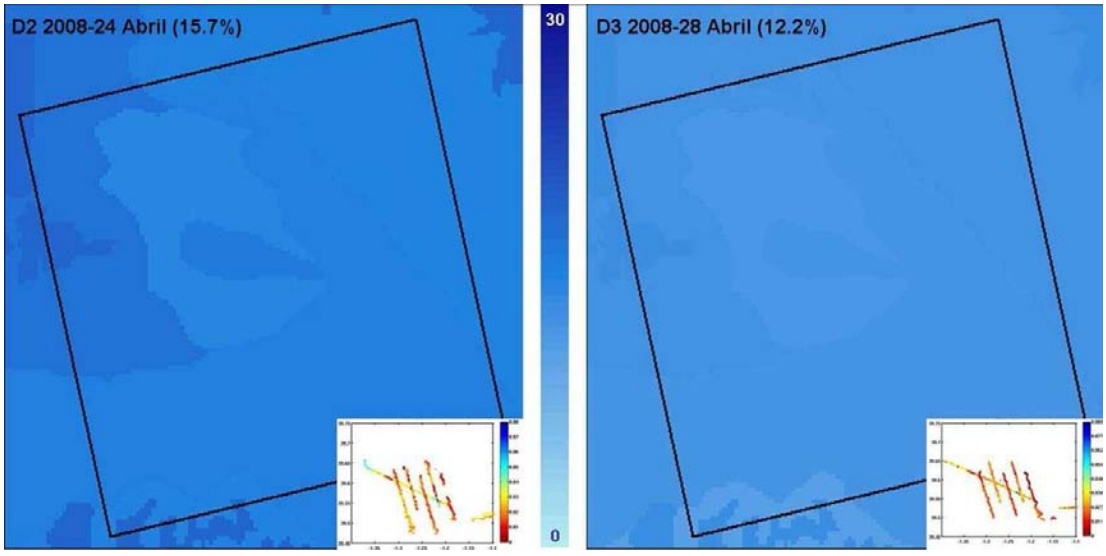


Figura 2 situaciones 3 y 4

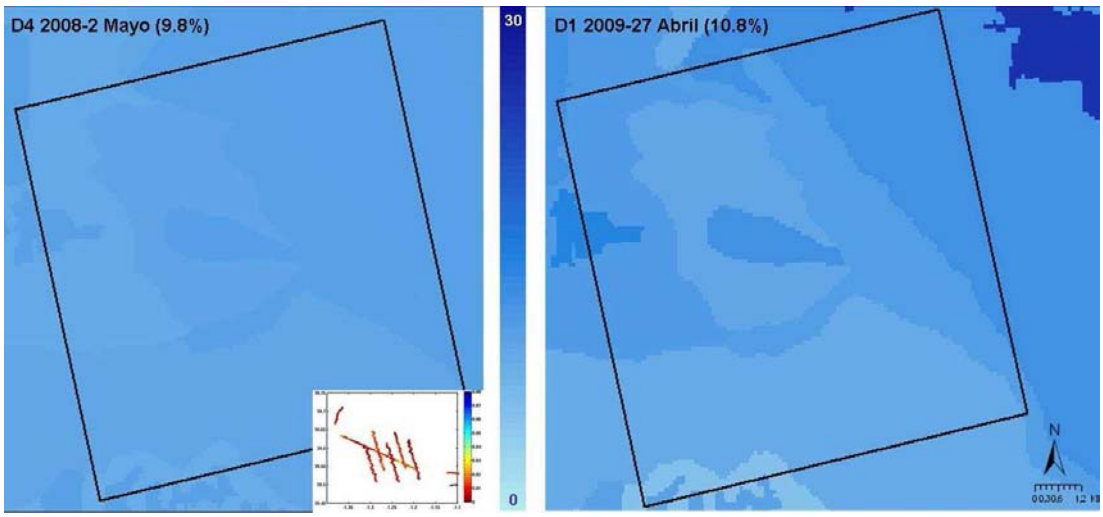


Figura 2 situaciones 5 y 6

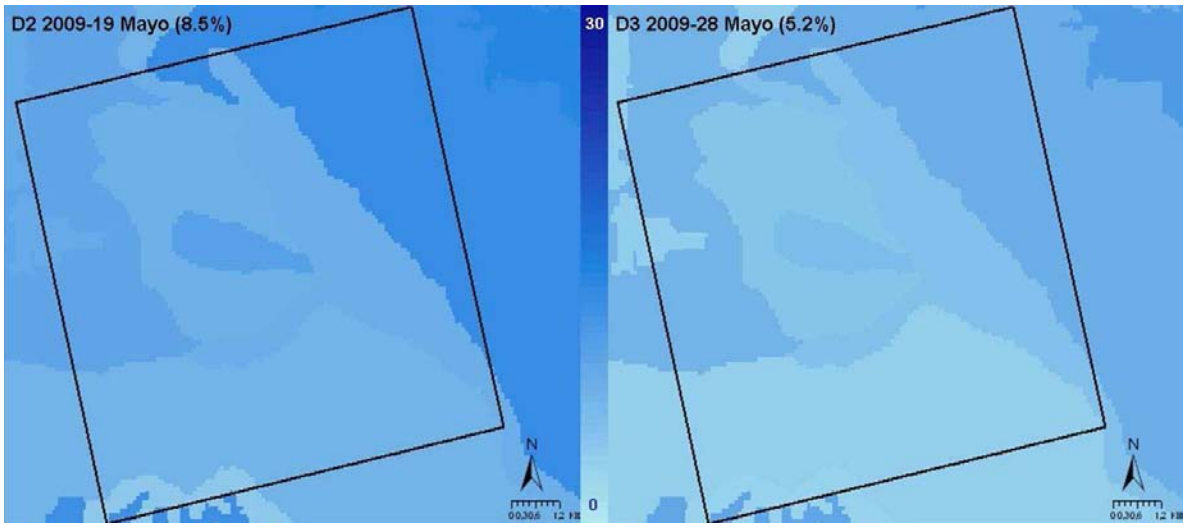


Figura 2 situaciones 7 y 8

Figura 2. Distribución espacial de la humedad en las diferentes unidades de la VAS, cada uno de los días de las campañas 2008 (situaciones 2,3,4 y 5), 2009 (situaciones 6,7,8) y 2010 (situación 1)

Se ha realizado una estimación del contenido de agua en el suelo a saturación en base a los datos de porosidad del suelo. Los suelos del área de la VAS tienen entre un 54 y un 60% de poros (Tabla 4). Estos datos han sido calculados a partir de los valores medios de densidad aparente de los más de los 10.300 cilindros tomados en 2008 en las 700 parcelas de muestreo de las unidades ambientales. Los resultados de la comparación entre unidades arrojan mayoritariamente diferencias significativas en su porosidad.

Estos valores de porosidad total del suelo, estimados en cada unidad representados en la Figura 3, facilitan la interpretación de los resultados de la evolución temporal de la humedad del suelo.

Tabla 4: % Porosidad media de las unidades de la VAS y diferencias entre ellas (T3 Dunnett)

Nº Unidad SMOS	1	2	4	7	11	67	89	91
% Poros	57,9	54,6	57,1	58,1	56,0	60,5	59,3	5,1

	1	2	4	7	11	67	89	91
1	1	0,001	0,997	1,000	0,199	0,017	0,421	0,999
2	0,001	1	0,000	0,245	0,034	0,000	0,000	0,000
4	0,997	0,000	1	1,000	0,493	0,000	0,000	1,000
7	1,000	0,245	1,000	1	0,927	0,795	1,000	1,000
11	0,199	0,034	0,493	0,927	1	0,000	0,000	0,710
67	0,017	0,000	0,000	0,795	0,000	1	0,218	0,000
89	0,421	0,000	0,000	1,000	0,000	0,218	1	0,000
91	0,999	0,000	1,000	1,000	0,710	0,000	0,000	1

Diferencia significativa a nivel .05

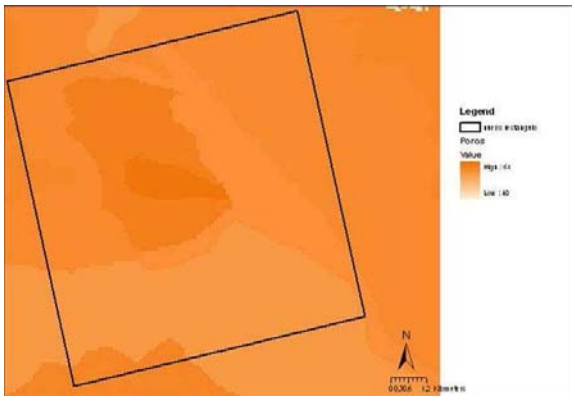
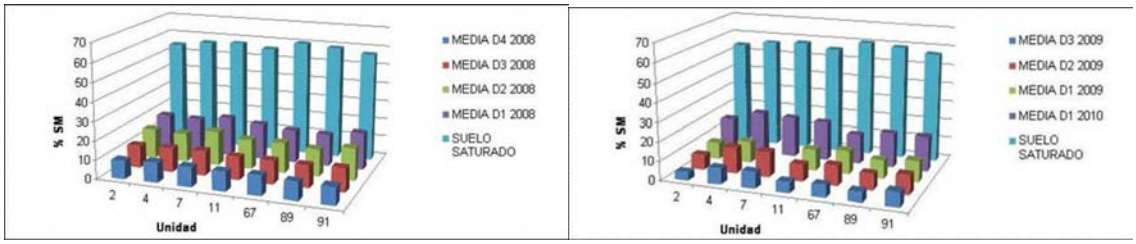


Figura 3 Estimación del contenido de agua en el suelo a saturación en el área de la VAS en base a su porosidad

5. Discusión

El estudio comparativo de humedad del suelo del área piloto de la VAS (Figura 4) refleja que a pesar de la precipitación recibida en 2008 y 2010 los suelos en ningún momento alcanzan su punto de saturación. Por el contrario, la sequia generalizada del año 2009 solo dio lugar a suelos francamente secos después de un prolongado periodo de desecación aunque todos los días sus medias están alrededor del punto de marchitamiento si los suelos están cultivados.



A) *B)*

Figura 4 Comparación de la SM del suelo de las unidades ambientales del área piloto de la VAS con los de suelo saturado. A) año 2008 y B) años 2009 y 2010

Así mismo, los resultados de la evolución temporal y espacial de la SM del suelo de las unidades de la VAS en las tres campañas (Figura 5) reflejan que en el año 2008 los cuatro días de campaña presentan agua disponible para las plantas con valores de SM entre el 20 y el 10 % y que, en el año 2009 los tres días, con valores inferiores al 10% de humedad volumétrica, corresponden a contenidos escasos de agua, por debajo del punto de marchitamiento. Los datos del 5 de mayo del 2010 no permiten su comparación por estar pendientes de procesar el resto de días pudiéndose adelantar que los resultados serán diferentes ya que en este primer día hay parcelas con más de un 30% de humedad y hubo intensas precipitaciones durante el desarrollo de la campaña.

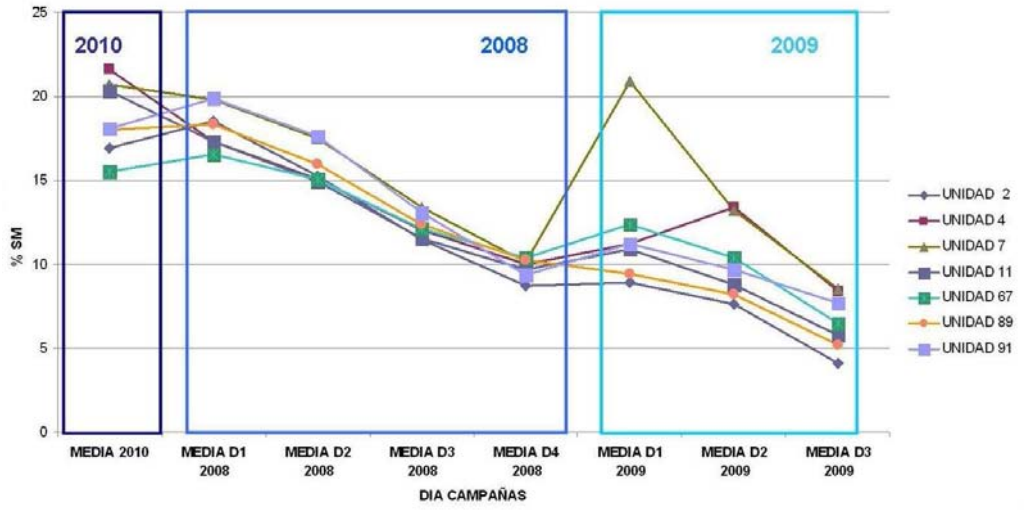


Figura 5 Evolución temporal de la SM del suelo de las unidades ambientales del área piloto de la VAS en las tres campañas. Año 2008 de 21 de Abril a 2 de Mayo. Año 2009 de 27 de Abril a 28 de mayo y 5 de Mayo de 2010.

El conocimiento del comportamiento frente a la humedad de las distintas unidades ambientales en que se ha subdividido el área de la VAS evidencia los siguientes contrastes:

Los suelos de cultivos de viña con textura media gruesa (unidad 1) y con textura media fina (unidad 2) tienen una pauta muy diferente respecto a su humedad. Las diferencias en porosidad explican que en el caso de la unidad 1 de texturas más gruesas, ante eventos lluviosos, infiltren al agua rápidamente, presentando valores bajos a los pocos días de la precipitación, observándose claramente este comportamiento en las series temporales de ambas campañas (2008 y 2009). Por el contrario la unidad 2, con el menor porcentaje de poros del área, presenta los valores más próximos a las medias de toda la VAS. Esta unidad se humecta de forma rápida y presenta buena infiltración en su secado lo que puede explicarse por la buena estructuración de los suelos de viñedo más arcillosos del altiplano Requena Utiel.

La unidad 4 tipifica a laderas fuertemente onduladas, cultivadas y disectadas por paleocauces y pequeños barrancos que acumulan humedad, junto a zonas encostradas, más secas, que diversifican los resultados. Así, presentan áreas con porosidades variadas en función de la geomorfología, aunque su contenido medio es elevado. Las unidades con estas características tienen altos contenidos de humedad y la mantienen en el tiempo, lo que sugiere la mejor estructuración del suelo y consecuentemente una porosidad de variado tamaño, que permite mantenerse en valores de agua utilizable por las plantas aun con poca precipitación.

La unidad 7, se corresponde con las escasas zonas que tienen una vegetación natural dominante alternando con escasos cultivos. La cubierta vegetal natural explica que, aun no siendo las más porosas, sea la mayoría de los días de campaña la que mayores porcentajes de humedad tiene y mantiene en el tiempo. Esta misma combinación, pero predominando el uso agrícola, constituye la unidad 91 de gran extensión superficial. Los pequeños bosquetes de vegetación natural que integra, sus texturas medias gruesas y su porosidad media alta la convierten en la unidad con mejor distribución temporal de su humedad con valores mínimos de 7,7 % el día más seco.

La unidad 11 de dedicación agrícola más intensiva, corresponde con la vega aluvial del rio Magro por lo que la humedad obtenida puede deberse tanto a propiedades del suelo como a condiciones de riego.

Los valores de humedad media correspondiente a la unidad 89 muy porosa, con texturas medias gruesas y con frecuentes petrocálcicos levantados, suele mostrar menores humedades que las adyacentes lo que indica una rápida infiltración y desecación.

La unidad 67 es la que presenta un comportamiento más peculiar. Ubicada en una vaguada de textura franco arcillosa, su escasa estructuración dificulta la permeabilidad y, a pesar de contar con un porcentaje muy elevado de poros, su distribución temporal sugiere que el tamaño de los mismos es pequeño ya que tarda en humectarse pero es muy lenta su desecación llegando a mostrar en ocasiones condiciones redoximórficas como puede observarse visualmente incluso en la ortofoto.

6. Conclusiones

Las unidades ambientales son una buena herramienta de subdivisión del territorio para caracterizar los contenidos de humedad en un pixel de SMOS.

La distribución espacio temporal del contenido de SM en las unidades ambientales sugiere la clara influencia de las propiedades intrínsecas del suelo, cuando el resto de factores ambientales son homogéneos.

Es necesario profundizar en el estudio de las variables edáficas responsables de la humedad para comprender su funcionamiento ya que aporta información relevante en los estudios de cambio climático del satélite SMOS.

7. Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco de los proyectos "Calibración de las medidas obtenidas por el radiómetro MIRAS de la misión SMOS y generación de mapas de salinidad y humedad del suelo" (MIDAS-4/UVEG). Ministerio de Educación y Ciencia. Progr. Nacional del Espacio (ESP2005-06823-C05-03) y del de Validation of SMOS Products over Mediterranean Ecosystem Vegetation at the Valencia Anchor Station Referente Area SMOS Cal/Val AO I.D. no. 3252. Experimental Plan SMOS Validation Rehearsal Campaign**.**

8. Bibliografía

ANTOLÍN MC and the CAROLS@VAS TEAM 2010: Ground Sampling Strategy and Measurements during the CNES CAROLS Campaign at the Valencia Anchor Station Geophysical Research Abstracts EGU General Assembly 2010 Vol. 12, EGU2010-14238, 2010.

CANO, A., SALEH, K., WIGNERON, J-P,, ANTOLÍN, C.,. BALLING, J E,, KERR, Y,, KRUSZEWSKI, H.A,, MILLÁN-SCHEIDING, C., SØBJÆRG, S, SKOU N, LÓPEZ-BAEZA. E. 2010. The SMOS Mediterranean Ecosystem L-Band characterisation EXperiment (MELBEX-I) over natural shrubs *Remote Sensing of Environment, Volume 114, Issue 4*, Pages 844-853.

CARBÓ E; ANTOLÍN, C., MILLAN-SCHEIDING C., REQUENA, F., TORRE, E. 2009. Análisis de variables edáficas relacionadas con la humedad del suelo en unidades fisio-hidrológicas utilizadas para la cal/val de SMOS en el área de la Valencian Anchor Station (VAS). 4º Simposio Nacional CDSCG. Libro de Actas. Sánchez Díaz, J. y Asins Velins,A (Ed). Pp223-224

EUROPEAN SPACE AGENCY: http://www.esa.int/esaLP/LPsmos.html 2009

FAO.1990. Guidelines for Soil Description. Soil Resources, Management and Conservation Service - Land and water Development Division.FAO, Rome. 70 p

LÓPEZ-BAEZA, E. & SMOS Cal/Val AO Project no.3252 TEAM , 2008. Valencia Site Data Processing & Model Results. Workshop of the SMOS Validation Rehearsal Campaign NH Conf. Centre Leeuwenhorst, Noordwijkerhout, Netherlands.

LOPEZ-BAEZA, E., ACOSTA, R., ANTOLIN, M.C., BALLING, J., BELDA, F., BOUZINAC, C., CANO, A., DELWART, S., DOMENECH, C,. FERREIRA, A.G., GRANT, J., JUGLEA, S., KERR, Y., MILLAN-SCHEIDING, C., NARBON, C., RODRIGUEZ, D., SALEH, K., SANCHIS, J., SKOU, N., SØBJÆRG, S., TAURIAINEN, S., VELAZQUEZ-BLAZQUEZ, A., VIDAL, S., WIGNERON,, WURSTEISEN P. 2008.

Validation Activities Preparation for SMOS (Soil Moisture and J.-P. Ocean Salinity) Land Products at the Valencia Anchor Station. 2008 EUMETSAT Meteorological Satellite Conference, Darmstadt, Germany, 08 - 12 September 2008.

LOPEZ-BAEZA E. & SMOS Cal/Val AO Proposal no.3252 TEAM. 2008. General Presentation of SMOS Activities over the Valencia Anchor Station Cal/Val Sites. SMOS meeting in Bordeaux. INRA, 30-31 October 2008

LOPEZ-BAEZA E. and the SVRT(CAROLS)@VAS TEAM. 2009. The 2009 CAROLS Campaign @ the Valencia Anchor Station. CAROLS Workshop: Toulouse, (Francia)

LÓPEZ-BAEZA E.,WIGNERON J-P; JUGLEA S., ANTOLÍN C., CANO A., CRAPEAU M., KERR Y., MILLÁN-SCHEIDING C. 2010. Radiometry experiments for the validation of SMOS L2 products at the Valencia Anchor Station site in Spain. 11th Specialist Meeting on Microwave Radiometry and Remote Sensing of the Environment. Washington, DC, USA Marzo 2010

MAPA. (1994): Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

MILLÁN-SCHEIDING, C., ANTOLÍN, C., MARCO, J., SORIANO, M.P., E. TORRE, E., REQUENA, F., E. CARBÓ, E., CANO, A.,LOPEZ-BAEZA, E. 2009. Use of physio-hydrological units for SMOS validation at the Valencia Anchor station study area. Geophysical Research Abstracts. EGU General Assembly 2009, 11, EGU2009-12143-1, 2009

MILLÁN-SCHEIDING, C., ANTOLÍN, M.C., REQUENA, F., TORRE, E., ALCÁNTARA, M., ABALOS, B., LÓPEZ-BAEZA, E. 2009. Resultados preliminares de la humedad del suelo en áreas representativas de unidades ambientales de un píxel de SMOS en la campaña CAROLS. Mayo 2009. Proceedings del IV Simposio nacional sobre control de la degradación de los suelos y cambio global. Valencia Septiembre 2009. Pag. 251-252.

MILLÁN-SCHEIDING, C., ANTOLÍN, M.C., REQUENA, F., TORRE, E., ALCÁNTARA, M., ABALOS, B., LÓPEZ-BAEZA, E. 2009. Evolución temporal de la humedad en la superfície del suelo en la campaña CAROLS de SMOS, Mayo 2009. Proceedings del IV Simposio nacional sobre control de la degradación de los suelos y cambio global. Valencia Septiembre 2009. Pag. 225-226.

MILLAN-SCHEIDING, C., ANTOLIN, C., REQUENA, F., TORRE, E., ALCANTARA, M., ABALOS, B., ANDRES, C., SALEH, K., LOPEZ-BAEZA, E. 2010. Surface Soil Moisture Distribution Results for the CAROLS Campaign at the Valencia Anchor Station Study Area, 2009. ESA Living Planet Symposium. Bergen, Noruega. Junio 2010

SALEH, K., LOPEZ-BAEZA, E., CANO, A., MILLAN, C,. ANTOLIN C..& SMOS Validation Rehearsal TEAM (2008): SMOS Validation Rehearsal Flights (EMIRAD) VALENCIA. Workshop of the SMOS Validation Rehearsal Campaign NH Conference Centre Leeuwenhorst, Noordwijkerhout, Netherlands, 18-19 Nov. 2008

SALEH, K., LÓPEZ-BAEZA, E., MILLÁN- SCHEIDING, C., ANTOLÍN, C., JUGLEA, S., WIGNERON J-P., KEER, Y., and SMOS Rehearsal TEAM. 2008. Soil moisture estimates

from the SMOS Validation rehearsal campaign at the Valencia site 2008. Geophysical Research Abstracts. EGU General Assembly 2009 vol 11.

SCHWANK, M., ANTOLIN, C., BOUZINAC, C., COLL, A., DELWART, S., KERR, YH., MÄTZLER, C., MILLAN-SCHEIDING, C., SALEH, K., VOELKSCH, I., WIGNERON, J-P., LOPEZ-BAEZA, E. 2010. Use of ESA's ELBARAII L-Band Radiometer System for SMOS Validation Monitoring Purposes at the Valencia Anchor Station. ESA Living Planet Symposium. Bergen, Noruega. Junio 2010

¿Secuencia catenal o litosecuencia en un transecto del rio Chillarón, Cuenca?

JIMÉNEZ-BALLESTA1, R., BIENES2 y 3, R., RUIZ-COLMENERO2, M., ARÉVALO2, D., ÁLVAREZ1, A., MARQUÉS4, M.J.

1 Dpto. Geología y Geoquímica. Universidad Autónoma de Madrid
2 IMIDRA N-II km 38,2 (Comunidad de Madrid) Alcalá de Henares (Madrid).
3 Dpto. Geología. Universidad de Alcalá
4 Dpto. Ecología. Universidad Autónoma de Madrid

Resumen
Dentro de un proyecto que tiene entre sus principales objetivos la determinación de la erosión de suelos, se han descrito y analizado, para su caracterización, 5 perfiles, enmarcados dentro del transecto que existe desde la terraza alta del río Chillarón hasta la llanura de inundación del mismo. Las superficies de la zona se disponen sobre los materiales terciarios que afloran entre los tres niveles de terraza que se han encontrado del citado río. La evolución de estos suelos se encuentra controlada por tres factores principales: - una activa morfodinámica, ligada a una variada litología, que ha determinado un alto grado de variabilidad espacial del suelo; - las características propias del modelado, condicionado por la existencia de un dominante régimen xérico y - el tiempo de actuación; - adicionalmente una dinámica superficial ligada a la erosión superficial y el efecto de la labranza. En consecuencia, los suelos del transecto (que puede considerarse modélico para otras zonas de la geografía conquense), han evolucionado en un ambiente de heterogeneidad litológica y morfológica que ha determinado las particulares características de los mismos: gran variabilidad espacial, moderado a alto grado de desarrollo y frecuentes discontinuidades litológicas, bajo un predominio del régimen xérico. Algunos suelos están desarrollados sobre depósitos arenosos más o menos arcillosos terciarios, a veces carbonatados o mezclados con cantos en proporciones variables; constituyen toda una serie que varía lateralmente a corta distancia. La remoción, trasporte y sedimentación de las partículas de suelo por erosión hídrica es el proceso que más condiciona la arquitectura superficial de los suelos estudiados. Pero el sello principal que marca la secuencia es función de la variabilidad litológica (litosecuencia), por lo que el concepto de catena (para este caso) queda soslayado.

Palabras clave
Redistribución suelos, erosión, catena, litosecuencia, variabilidad espacial.

Abstract
Five soil profiles have been described and analysed along a transect that starts in the highest terrace and ends in the floodplain of Chillarón river (Cuenca, Spain). The area surface is placed on top of Tertiary materials that appear between the three terrace levels of this river. The soils evolution is controlled by three factors: - an active dinamyc morphology, with a diverse lithology bound, which has detemined a high spatial variability in soils, - the relief caracteristichs, determined by a xeric regime and, - the alteration time; - besides, there is other effect produced by surface erosion and farm work. Therefore, the soils found in this transect have evolved in a litological and morphological heterogeneity so they have aquired this characteristics: high variability, high development, and, frequently, litological discontinuity with a predominance of xeric regime. Some soils are developed on sand deposits with more or less clay, sometimes carbonated or mixed with different size boulders. They constitute a serie

that has changed slowly in a short distance. The particle erosion, trasnsport and sedimentation by water erosion are the process that most affects in the surface arquitecture of soils studied. In this case the most important process is the lithological variation, so the concept of sequence is eluded.

Keywords
Soil redistribution, Tillage erosion, Soil catena, Soil spatial variability, Pedoturbation.

1. Introducción

Catena (del latín, cadena) es un término acuñado por primera vez en el este de África para designar un agrupamiento de diferentes suelos en un mismo paisaje. Cada suelo en una catena diferiere de los demás principalmente por el efecto de la topografía (que ejerce fundamentalmente su efecto por el movimiento de agua). Pero aunque la topografía es el factor que ejerce un papel preponderante en las propiedades de los suelos, no pueden olvidarse otros factores de formación del suelo (material parental, clima, vegetación y tiempo de actuación). Una catena del suelo es pues una secuencia de suelos originada por la pendiente, en laderas donde la litología es uniforme y no hay marcada diferencia entre el clima de la parte superior y el de la parte inferior de la ladera. De este modo, las variaciones en la sucesión de perfiles se producen, fundamentalmente, por los cambios en la pendiente. Obviamente, el drenaje del suelo juega un papel relativamente importante. En una catena se producen cambios de pH, colores, movimiento de partículas, nutrientes, etc., afectando a una serie de propiedades del suelo.

Por tanto, en una catena los suelos y sus propiedades varían en función del relieve y drenaje, desarrollándose a partir de un material originario semejante. Pero los cambios de uso del suelo pueden influir en muchos fenómenos naturales y procesos ecológicos (Turner, 1989), incluyendo la erosión, (Burel et al 1993), y también las condiciones del suelo.

Por otra parte, en época reciente han aparecido numerosos estudios encaminados a cuantificar las tasas de perdida del suelo por efecto del uso agrícola y, especialmente por la labranza, Revel et al. (1993), Poesen et al. (1997), Van Muysen et al. (1999), Quine et al. (1999), De Alba (2001), Bienes et al (2008 y 2009) etc., lo que permite analizar de forma mas profunda estas secuencias.

Dentro de numerosas zonas de la geografía conquense es frecuente observar hipotéticas catenas de suelos y también como los suelos varian a muy corta distancia. Este hecho no pasa desapercibido en la cuenca del rio Chillarón, una zona que tiene altas tasas de erosión media. Además se produce un hecho añadido y es que frecuentemente se produce una redistribución del suelo por erosión en el que interviene también la labranza. Esta redistribución puede llegar a representar cifras ingentes de hasta 300 Mg ha-1 año-1, que equivalen a una reducción de la superficie de aproximadamente 3.1 cm.año-1.

2. Objetivos

En el presente trabajo se aborda el estudio de la redistribución de los suelos, la variabilidad espacial de los mismos y sus propiedades, en un transecto, del rio Chillarón

(Cuenca). El área ha sido seleccionada debido a la evidencia de la erosión (Bienes et al., 2009)

3. Metodología

Caracterización de los principales suelos del área de estudio

El área de estudio viene delimitada en su cota superior por la terraza alta y bien desarrollada lateralmente del río Chillarón, y en la parte inferior por el cauce de dicho río. La terraza alta está ocupada por un pinar de repoblación muy antigua, alrededor del cual se ha desarrollado una orla de encinar con ejemplares adultos de gran porte, a los que se suman otros de quejigo de porte más arbustivo. Se trata de una zona "inalterada" en donde la acción antrópica no ha tenido lugar al menos en los últimos 50 años. El resto del área de estudio es una ladera, con pendientes variables, constituída por campos agrícolas.

Cinco pediones fueron descritos y muestreados a lo largo del gradiente altitudinal de una toposecuencia que evidencia los diferentes suelos que existen desde la terraza alta del río Chillarón hasta la llanura de inundación del mismo. Esta toposecuencia se ha realizado siguiendo una trayectoria próxima al transecto 2, no muy alejada de otro transecto 1, (Fig. 1).

Las descripciones fueron realizadas de acuerdo con los procedimientos de FAO (2006) y Soil Survey Staff, (2006), incluyendo el color, textura, estructura y las raíces. Las características de los factores ambientales, tales como altitud, pendiente y tipo de vegetación, también fueron descritos. Se han observado perfiles truncados y perfiles enterrados, lo que hace que la catena ideal se vea modificada, de modo que los procesos edafogenéticos y la erosion aumentan la variabilidad de suelos.

4. Resultados y discusión

Siguiendo el transecto desde lo alto a la parte mas baja, se detecta es una serie de perfiles del modo siguiente: (1) en la parte superior de la pendiente, (ocupando una extensa zona plana culminante con vegetación forestal) un perfil de suelo compuesto por una secuencia de horizontes genéticos de tipo Ap-2Ck-3C2-4C3 emanado de un carácter fluvial del material de partida. Este perfil un poco mas debajo de la pendiente es sustituido por una secuencia morfologica de tipo Ap1-Ap2-Bt-C1-C2-C3-2C4k, que a su vez da paso a otro de tipo Ap1-Ap2-Ckm-2C2-3Btb ambos sobre arenas terciarias. Un poco mas abajo, sobre materiales aluviales de nuevo, se forma un suelo de perfil Ap1-Ap2-2Ckm y más abajo un suelo de perfil Ap-AB-Bt-2Ck. El tránsito se produce entre 919, 915, 908, 890 y finalmente a 888 metros.

Los perfiles están situados a distancias de unos 60 m desde la parte superior de la ladera del transecto. El patrón de distribución de horizontes (por ejemplo de acumulación de arcilla o de carbonato de calcio) no es coherente a lo largo del transecto. Este patrón no puede explicarse por efecto de la erosión, aunque ésta superficialmente modifique la secuencia morfológica. Las discontinuidades no pueden corresponder a la acumulación de suelo arrastrado desde la parte superior a través de las laderas por erosión o labranza. Si parece razonable pensar en una redustribución superficial que incrementa la variabilidad espacial. Es decir, la redistribución por erosion y labranza explica la variabilidad espacial de los horizontes superficiales, pero no la de los profundos.

Los suelos, de carácter básico en la mayoría, muestran un gradiente evidente en el perfil, siendo los horizontes superficiales del suelo los que tienen el pH ligeramente más bajo (tabla 2). La conductividad eléctrica pone de manifiesto que no hay salinidad alguna. Los contenidos en carbonatos son muy variables (entre 0.5 y 47.8 %). Los valores de fosforo son bajos, a excepeción de algún horizonte superficial.

La distribución de tamaño de grano de los perfiles de suelo muestran porcentajes de arcilla muy variables debido a un efecto concomitante tanto de la naturaleza del material de partida, como de la erosión y formación/translocación de arcillas. El análisis morfológico y la distribución de las razones arena/limo con la profundidad, manifiestan discontinuidades litológicas. Todos estos aparecen reflejados en la tabla 2.

En su conjunto, se observan cambios en las propiedades químicas de los suelo de la secuencia, que incluye el valor de pH, carbonato cálcico, etc, lo que denota un cambio continuo basado en los efectos del material parental, y no tanto por efecto del tiempo.

Tabla 1.- Características generales de los suelos seleccionados

.PERFIL Nº	Coordenadas	Material de partida	Vegetación/ Uso	Pendiente (%)	Altitud (m)	Tipo de Suelo Soil Taxonomy (2006)/ (FAO, 2006)	Horizonte	Profund. (cm)	Color
1	4435612 (X) 567912 (Y)	Sedimentos fluviales	Bosque	2	916	Typic Calcixerept/ Haplic Calcisol	A_p	0-28	7,5YR 4/4
							$2C_k$	28-83	10YR 8/2
							$3C_2$	83-150	7,5 YR7/6
							$4C_3$	>150	2,5 YR7/6
2	4435603 (X) 567951 (Y)	Arenas	Cultivo secano	10	914	Typic Haploxeralf/ Haplic Luvisol	A_{p1}	0-18	7,5YR5/4
							A_{p2}	18-44	10YR 5/4
							B_t	44-83	5YR 4/6
							C_1	83-108	7,5 YR7/4
							C_2	108-132	5YR 4/8
							C_3	132-151	10YR 6/6
							$2C_{4ca}$	> 180	10YR 8/3
3	4435578 (X) 568014 (Y)	Arenas	Cultivo secano	2	908	Petrocalcic Calxixerept/ Petric Calcisol	A_{p1}	0-18	7,5YR 6/4
							A_{p2}	18-39	7,5YR 4/4
							C_{km}	39-105	5YR 8/2
							$2C_2$	105-134	10YR 7/6
							$3B_{tb}$	> 178	5YR 4/6
4	4435585 (X) 568075 (Y)	Sedimentos fluviales	Cultivo secano	3	890	Petrocalcic Calxixerept/ Petric Calcisol	A_{p1}	0-12	7,5YR 5/6
							A_{p2}	12-32	7,5YR5/8
							$2C_{km}$	> 120	7,5YR 6/4
5	4435594 (X) 568221 (Y)	Sedimentos fluviales	Cultivo secano	1	888	Typic Calcixerept/ Petric Calcisol	A_p	0-16	7,5YR 5/4
							AB	16-62	5YR 5/4
							B_t	62-98	5YR 4/6
							$2C_k$	> 190	7,5YR 6/4

Tabla 2.- Resultados analíticos de los suelos seleccionados

.

Perfil	Horizonte	pH (H_2O)	C. E. (dSm^{-1})	CO_3Ca (%)	P ($mgKg^{-1}$)	Arena (%)	Limo ((%)	Arcilla (%)
1	A_p	7.8	0.078	0.5	6	14	20	66
	$2C_k$	8.5	0.026	15.2	7	9	13	78
	$3C_2$	8.5	0.053	24.1	4			
	$4C_3$		0.062	27.3				
2	A_{p1}	8.1	0.137	21.5	15	19	23	58
	A_{p2}	8.2	0.082	19.2	6	19	18	63
	B_t	8.5	0.044	23.8	6	11	13	76
	C_1	8.6	0.034	20.7	7	6	82	12
	C_2	8.5	0.038	8.1	6	4	10	86
	C_3	8.5		8.3				
	$2C_{4k}$	8.5		39.7				
3	A_{p1}	8.0	0.172	10.7	30	14	15	71
	A_{p2}	8.0	0.079	11.1	9	16	17	67
	C_{km}	8.4	0.043	35.5	8	9	17	74
	$2C_2$	8.5	0.030	10.5	7	6	10	84
	$3B_{tb}$	8.3	0.085	16.3	8	49	30	21
4	A_{p1}	7.8	0.105	22.1	13	24	28	48
	A_{p2}	8.1	0.071	27.0	10	24	28	48
	$2C_{km}$	8.3	0.047	47.8	6			
5	A_p	8.0	0.072	1.1	36	11	15	74
	AB	8.0	0.058	1.1	14	21	30	49
	B_t	8.0	0.055	0.5	9	34	13	53
	$2C_k$	8.4	0.046	23.0	9	9	10	81

En el horizonte superficial de los suelos se observa una sucesión de fases mineralógicas que se enumeran en la tabla 3. La secuencia en las muestras estudiadas es de: illita y caolinita acompañadas de esmectita o interestratificados. La presencia de una cantidad dominante de illita y caolinita en la mayoría de los suelos hace suponer que existe una meteorización poco intensa. Por lo que la secuencia de suelos sigue un patrón mineralógico que refleja un marcado protagonismo de los materiales de partida.

Tabla 3. Porcentaje de los minerales de la arcilla de varios horizontes superficiales

Hor. A Perfil No.	Caolinita	Illita	Esmectita	Interestratificados
1	40	50	0	10
2	35	60	10	0
3	35	70	10	0
4	20	60	10	0
5	40	60	15	0

Tanto los datos quimicos como la mineralogía de la arcilla cambian irregularmente con el espacio, pero no de la misma manera. La variabilidad del suelo puede ser atribuible a los factores "intrínsecos" en lugar de factores "extrínsecos", como postula Phillips, (1993 a y b) y Phillips, (2001) en su modelo de sistema no lineal dinámico de formación del suelo. Los factores intrínsecos como el caos determinista, la inestabilidad dinámica y divergentes autoorganización pueden ser procesos cruciales.

Procesos

La evolución de los suelos de la zona se encuentra controlada por tres factores principales: a) la activa morfodinámica, que ha determinado un alto grado de variabilidad espacial del suelo, b) las características propias del modelado, condicionado por la existencia de un dominante régimen xérico y c) el tiempo de actuación. A ello hay que añadir la dinámica superficial ligada a la erosión superficial y el efecto de la labranza.

En consecuencia, los suelos de la zona evolucionaron en un ambiente de gran heterogeneidad morfológica y bajo condiciones ambientales cambiantes, todo lo cual ha determinado las particulares características de los suelos: gran variabilidad espacial, moderado a alto grado de desarrollo, frecuentes discontinuidades litológicas y predominio del régimen xérico.

Las superficies de la zona se disponen, esencialmente, sobre terrazas del río Chillarón y sobre los materiales terciarios que afloran entre los tres niveles de terraza que se han encontrado. La estabilidad de este tipo de superficies geomorfológicas permite que sobre los sedimentos que la formaron inicialmente se produzcan, durante periodos prolongados de tiempo, procesos edafogenéticos típicos del área Mediterránea. Por ello, no es extraño encontrar suelos evolucionados.



Foto 1: Horizonte de acumulación de arcilla iluvial (argílico) (Fotografía: R. Bienes)

Los principales procesos formadores actuantes en la zona de estudio han sido básicamente de pérdida-adición, transformación y traslocación de constituyentes: descarbonatación-carbonatación-petrocalcificación, iluviación de arcillas y rubefacción. Así, se han registrado en el área de estudio aportes de materiales cuyo origen es, básicamente, aluvionamiento y sedimentación de materiales procedentes de la erosión. El aluvionamiento es menos manifiesto en las terrazas media y alta, en las que hace mucho tiempo que los aportes del río dejaron de tener lugar. Por tanto, en teoría, la remoción, trasporte y sedimentación de las partículas de suelo por erosión hídrica es el proceso que más condiciona a los suelos estudiados. En consecuencia, la influencia de estos aportes se manifestará más intensamente en la vega, condicionando en gran medida las propiedades físico-químicas de los suelos.

La Argiluviación es un proceso común en suelos desarrollados sobre terrazas fluviales antiguas. Pero para que este proceso pueda tener lugar, es necesario que antes deba producirse la descarbonatación, ya que la presencia de caliza impide la dispersión de las arcillas. En los suelos descritos el argílico presenta iluviación muy patente en las caras de los elementos estructurales y en los poros y canales de raíz.

En general, la parte superior del perfil es una zona que presenta una fuerte actividad biológica que origina concentraciones de CO2 elevadas, las cuales han sido las responsables de que el sistema evolucione hacia la formación de bicarbonatos (solubles) y responsables de una descarbonatación de la parte superior del perfil seguido de una carbonatación en los horizontes más profundos que dará lugar a una acumulación de carbonato cálcico. El proceso consiste en la pérdida por lavado del CaCO3, que en los materiales de partida es abundante. Pero en el área de estudio, lo limitado de las precipitaciones hace que el CaCO3 no desaparezca totalmente del perfil, sino que se acumula en profundidad, llegando a formar, en todos los perfiles estudiados, horizontes cálcicos e incluso petrocálcico. En los horizontes situados por encima del argílico no se encuentra CaCO3 y solo, ocasionalmente, puede aparecer si se producen aportes secundarios de cotas superiores.



Foto 2: Acumulación de carbonato cálcico cementado constituyendo un petrocálcico (Foto: R. Bienes).

La Petrocalcificación ha sido obserada en un perfil (el C-3), y tiene lugar cuando acontecen repetidas redisoluciones y reprecipitaciones de carbonato. El horizonte en el que tienen lugar las segundas terminan por cementarse hasta el extremo de que ya no se deshace al sumergirlo en agua (Foto 3).

En la tabla 4 figura la relación de los suelos presentes en el área de estudio clasificados según la Soil Taxonomy (2006). Y en la tabla 5 según FAO (2006).

Tabla 4: Subgrupos de suelo presentes en el área de estudio (Soil Taxonomy System, 2006)

ORDEN	SUBORDEN	GRAN GRUPO	SUBGRUPO
Alfisoles	Xeralfs	Haploxeralfs	Typic
Inceptisoles	**Xerepts**	Calcixerepts	Typic Petrocalcic

Tabla 5: Grupos de suelos y unidades presentes en el área de estudio (FAO, 2006)

GRUPOS DE SUELOS	Unidades de segundo nivel
Luvisol	Haplic
Cambisol	Haplic
Calcisol	Petric

5. Conclusiones

La distribución de los suelos en un transecto del río Chillarón, que puede considerarse modelo de otros de la geografía conquense, está controlada por la influencia combinada de varios factores ambientales, confirmando el papel dominante desempeñado por el material parental en la distribución de muchas propiedades del suelo. Es decir, la variabilidad espacial de los suelos en un transecto es consecuencia de la varibilidad litológica y, aunque la influencia de la topografía es también evidente, ejerce menor influencia en comparación con la roca y clima. Solo adicionalmente la redistribución del suelo por efecto de la erosión o de la labranza son considerados procesos de formación del suelo, de modo que si bien potencialmente hay que pensar en una catena de suelos, la realidad es que se trata de una litosecuencia de suelos.

Este modelo puede extenderse a numerosas superfcies a lo largo y ancho de la provincia de Cuenca. En consecuencia el establecimiento de las unidades cartográficas implica tener en consideración la redistribución del suelo teniendo especial atención al efecto litológico.

6. Agradecimientos

Los datos expuestos proceden del proyecto de investigación RTA2008-00086 financiado por el Plan Sectorial Agrario y Alimentarios del INIA.

7. Bibliografía

BIENES, J. ALEGRE, P. GARCÍA-ESTRÍNGANA Y MARQUÉS M.J. (2008). Interrill erosion in a bare soil. An experience of 12 years. EUROSOIL 2008. Proceedings of EUROSOIL 2008 Control No. 2008-A-836.

BIENES, R., ÁLVAREZ, A., JIMÉNEZ-BALLESTA, R., 2009. Área temática 2: erosión de suelos y desertificación. En: Romero, A., Belmonte, F., Alonso, F., López, F., (eds.). Avances en estudios sobre desertificación. 175-178. Edit.um. Murcia.

DE ALBA S., (2001). Modelling the effects of complex topography and patterns of tillage on soil translocation by tillage with mouldboard plough. *Journal Water and Soil Conservation* 56 4, pp. 335–345.

FAO, ISRIC, ISSS. (2006). World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World soil resources reports 103. 132 pp. Rome.

PHILLIPS, D. (1993 a). Progressive and regressive pedogenesis and complex soil evolution, *Quaternary Research* 40: 169–176.

PHILLIPS, D. (1993 b). Stability implications of the state factor model of soils as a non-linear dynamical system, *Geoderma* 58: 1–15

PHILLIPS, D. (2001). The relative importance of intrinsic and extrinsic factors in pedodiversity, *Annals of the Association of American Geographers* 94: 609–621.

POESEN J.W., VAN WESEMAEL, B., GOVERS, G., MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J., DESMET, P., VANDAELE, K., QUINE, T.A. Y DEGRAER, G., (1997). Patterns of rock fragment cover generated by tillage erosion. *Geomorphology* 18, pp. 183–197.

QUINE T.A., DESMET, P.J.J., GOVERS, G., VANDAELE, K. Y WALLING, E., (1994). A comparison of the roles of tillage and water erosion in landform development and sediment export on agricultural land near Leuven, Belgium. In: *Variability in Stream Erosion and Sediment TransportIAHS Publication* vol. 224, pp. 77–86.

QUINE T.A., WALLING, D.E., CHAKELA, Q.K., MANDIRINGA, O.T. Y ZHANG, X., (1999). Rates and patterns of tillage and water erosion on terraces and contour strips: evidence from caesium-137 measurements. *Catena* 36, pp. 115–142.

REVEL J.C., GUIRESSE, M., COSTE, N., CAVALIE, J. Y COSTES, J.L., (1993). Erosion hydrique et entraînement mécanique des teres par les outlis dans les côteaux de sud-ouest de la France. La nécesité d'établir un bilan avant toute mesure anti-érosive. In: Wicherek, S., Editor, , 1993. *Farm Land Erosion in Temperate Plains Environments and Hills*, Elsevier, Amsterdam, pp. 551–562 French .

TURNER, M.G., (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, pp. 171–197

Soil Survey Staff (2006). Keys to Soil Taxonomy. Tenth edition. NRCS. USDA.

VAN MUYSEN, W., GOVERS, G., BERGKAMP, G., ROXO, M. Y POESEN, J., (1999). Measurement and modelling of the effects of initial soil conditions and slope gradient on soil translocation by tillage. *Soil and Tillage Research* 51, pp. 303–316.

Suelos desarrollados a partir de rocas volcánicas básicas en Murcia (SE España)

HERNÁNDEZ BASTIDA, J.A., FERNÁNDEZ TAPIA, M.T., RUBIO GONZÁLEZ, A., ZAFRA GONZÁLEZ, R.

Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia.

Resumen

La gran influencia del material original sobre las propiedades y el tipo de suelo desarrollado, particularmente en medio árido y semiárido, queda de manifiesto en el presente trabajo realizado sobre diez perfiles de suelos originados a partir de rocas volcánicas básicas (basaltos y lamproítas) de la Región de Murcia (SE de España), de los que se estudian diversos aspectos - morfológicos, analíticos, genéticos, etc.- asi como su contribución a la edafodiversidad del territorio. Se trata de suelos poco evolucionados, con escaso espesor, perfil tipo AR y textura equilibrada. Presentan pH alcalino (7.4-8.6), buen contenido en materia orgánica (11.4-39.2 g kg^{-1}) y nitrógeno (1.3-3.1 g kg^{-1}), elevada capacidad de cambio (20-39 cmol kg^{-1}), bajos niveles de sales solubles (CE < 2dSm^{-1}) e importante contenido en P asimilable. Es de destacar la formación de carbonato cálcico secundario en muchos de ellos en relación con la influencia de estos suelos en la fijación de CO_2 atmosférico.

En su mayor parte se corresponden con Leptosoles (líticos y mólicos) si bien los que presentan un perfil más profundo se corresponden con Phaeozems (réndsicos o epilepticos).

Palabras clave

Basalto, lamproita, Leptosol, Phaeozem, Secuestro de Carbono.

9. Introducción

El vulcanismo posmiocénico tuvo una gran influencia en el SE de España manifestada por la formación de numerosos afloramientos volcánicos, de escasa superficie, pero de una gran variedad de rocas volcánicas tanto en su composición química como mineralógica. La gran mayoría de ellos se encuentran en una amplia franja (120 x 100 km) que va desde la provincial de Albacete (sierra de las Cabras) hasta Cabo de Gata (Almería) pasando a través de la provincia de Murcia (FÚSTER et al., 1967; PELLICER, 1973; LÓPEZ y RODRÍGUEZ, 1980; HERNÁNDEZ et al., 1982). Los que se encuentran en la Región de Murcia están constituidos en su gran mayoría por dacitas, andesitas, basaltos y lamproitas, apareciendo como pequeños afloramientos que se conocen en la zona como "cabezos": Cabezo Ventura, Cabezo Beaza, Cabezo Roche, Cabezo Negro, etc. La especial composición química y mineralógica de estos materiales es un agente decisivo en el tipo de suelo desarrollado por lo que su presencia tiene gran influencia en la edafodiversidad de la zona. En efecto, estos materiales aparecen como pequeñas islas inmersos en otros de mayor abundancia en la zona: tanto sedimentarios (calizas, dolomías, margas, sedimentos cuaternarios, etc.) como metamórficos (esquistos, cuarcitas, pizarras, mármoles, etc.). Así, la diferente composición y naturaleza de los mismos permite el desarrollo de suelos particulares frente a los que mayoritariamente ocupan la zona: Calcisoles de distintos tipos (háplicos, pétricos, hipercálcicos, lúvicos, etc.), Regosoles calcáricos, Leptosoles, Solontchak, etc. (ALÍAS et al., 1999). Entre estos materiales volcánicos son particularmente interesantes los de naturaleza básica entre los que cabe citar diversos tipos de basaltos y basaltos ultrapotásicos (lamproítas) tanto por los singulares tipos de suelos originados como por haberse detectado en ellos la presencia de diversos elementos traza (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, etc.) en concentraciones relativamente elevadas (MITCHELL, 1964; LÓPEZ, 1978; LÓPEZ y RODRÍGUEZ, 1980;

LÓPEZ y GUITIÁN, 1981; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992; PALUMBO et al., 2000; PAZ-GONZÁLEZ et al., 2001; NAVAS y MACHIN, 2002; HERNANDEZ et al., 2005). La presencia de estos elementos en los minerales formadores de rocas y su incorporación al suelo como resultado de la alteración (MIZOTA et al., 1988, HERNÁNDEZ et al, 1997) plantea posibles problemas de toxicidad puesto que la concentración de aquellos en el suelo puede alcanzar niveles capaces de provocar efectos nocivos en los organismos, sobre todo cuando se presentan en formas asimilables por los mismos (FERGUSSON, 1990; KABATA-PENDIAS & Pendias, 1992; ALLEN et al., 1995; ALLOWAY, 1995; MANAHAN, 2000; PIERZYNSKI et al., 2000; ALVAREZ et al., 2004; HERNÁNDEZ et al., 2004, 2005).

2. Objetivos

Este trabajo se plantea caracterizar morfológica y analíticamente diferentes tipos de suelos desarrollados a partir de basaltos y lamproítas en la Región de Murcia (SE de España), realizando su clasificación y planteando la secuencia evolutiva de los mismos completando posteriormente el estudio de niveles de fondo de metales pesados en estos suelos y su influencia en el control del CO_2 atmosférico.

3. Metodología

El trabajo se ha llevado a cabo sobre las muestras de diez perfiles de suelos tomados en diferentes afloramientos de rocas volcánicas básicas, basaltos y lamproitas, distribuidos por diversos puntos de la Región de Murcia, cuya naturaleza, localización y una selección de sus propiedades morfogenéticas se muestra en la Tabla 1.

El clima general de la zona bajo el que se han desarrollado los suelos estudiados es de tipo mediterráneo semiárido, con temperaturas medias entre 15-18ºC y precipitaciones medias anuales en torno a los 300 mm y un marcado déficit hídrico, próximo a los 600 mm. anuales, particularmente intenso en la época estival.

Si bien la vegetación potencial de los diversos afloramientos es *Chamaeropo-Rhamnetum lycioidis*, prácticamente no se presenta en ninguno de los distintos afloramientos, viéndose sustituida por un tomillar en diversas etapas de degradación de la asociación *Siderito marminorensis-Thymetum hyemalidis*, que, en ocasiones, incluso ha sido removido para someter dicho espacio a una repoblación con *Pinus halepensis*. Los alrededores de estos emplazamientos, llanos o de pendiente suave y de mayor profundidad, se utilizan, en general, para cultivos de distintos tipos: leñosas de secano (almendros, olivos, algarrobos) cuando no hay agua para riego o bien hortícolas diversas, frutales o cítricos cuando se dispone de aquella.

El estudio de las diversas características morfológicas y propiedades analíticas seleccionadas de estos suelos se ha realizado según los métodos que se indican a continuación.

Carbono orgánico, Nitrógeno total, Carbonato cálcico equivalente, pH (H_2O, KCl y NaF), Capacidad de cambio catiónico, Extracto de saturación, Conductividad eléctrica y Análisis granulométrico han sido determinados de acuerdo con los métodos de análisis recogidos en VAN REEUWIJK (2006).
Fósforo asimilable: WATANABE & OLSEN (1965).

Color: mediante las Cartas MUNSELL (1994)
Clasificación de los suelos: Base referencial mundial del recurso suelo (IUSS, WRB, 2006).
La descripción de perfiles y las diferentes características seleccionadas se ha realizado mediante la Guía para la descripción del suelo (FAO. 2009).
Estudio en lámina delgada de las distintas rocas subyacentes mediante el microscopio de polarización.

10. Resultados y Discusión

Los suelos estudiados se han formado a partir de rocas basálticas o bien lamproitas, con un contenido variable pero, en general, superior al habitual en estos materiales en Mg y K. Son en su mayoría rocas oscuras que muestran en lámina delgada textura porfídica hipocristalina en la que fenocristales sobre todo de piroxenos, olivino, plagioclasas y flogopita aparecen incluidos en una matriz de grano muy fino constituida por estos mismos minerales pero de mucho menor tamaño, junto con una cierta cantidad de opacos y vidrio volcánico. Los suelos derivados de estas rocas son oscuros, poco profundos, Tabla 1, bien estructurados y con una textura equilibrada, Tabla 2, con cierta tendencia al predominio de las fracciones gruesas, que favorece la infiltración del agua y su evacuación a través del perfil, facilitada asimismo por la pendiente, más o menos acentuada, sobre la que se encuentran.

Teniendo en cuenta las condiciones climáticas de la zona, son suelos bien provistos de materia orgánica, con un buen grado de humificación, y con un contenido en N total acorde con aquel. La alta saturación en bases del suelo junto con la baja relación C/N presentada por estos suelos apunta la presencia de un humus de tipo mull cálcico, Tabla 3, lo que unido a la proporción de arcilla presente en estos suelos, superior en general al 20 por cien, determina en los mismos una importante capacidad de cambio. A esta propiedad contribuye, además, la naturaleza de los minerales de la arcilla que son en gran medida del grupo de las esmectitas, como ha sido puesto de manifiesto en suelos sobre basaltos de esta misma zona (ALÍAS et al., 1983; DELGADO, 1998).

La escasa precipitación característica de esta zona climática no es suficiente para eliminar las sustancias solubles del perfil liberadas por alteración del material original por lo que estos suelos presentan una alta saturación en bases y pH alcalinos, sin que ninguno llegue a presentar problemas con las sales solubles como indican sus valores de conductividad eléctrica en el extracto de saturación, todas ellas por debajo de $2dSm^{-1}$, Tabla 3. Hay que señalar, por otra parte, que en la mayoría de los suelos llega a producirse la formación de $CaCO_3$ o $CaMg(CO_3)_2$ secundario por combinación entre el CO_2, atmosférico y de la disolución del suelo, con los iones Ca y Mg liberados en la alteración de plagioclasas, piroxenos, olivino, etc., como ocurre en otros suelos de la zona sobre materiales similares (ALÍAS y LINARES, 1966; HERNÁNDEZ et al., 1982, 1997, 2004 ; DELGADO et al., 1998, 2001). Este comportamiento de los suelos sobre estos materiales volcánicos apunta a la capacidad de intervención de los mismos en el secuestro de CO_2, aspecto que se estudia en estos momentos.

Los valores de pH determinados tras distintos tiempos de suspensión en NaF no permiten hablar de una alteración intensa como la que experimentan estos materiales en medios húmedos (HETIER, 1976) pero sí indican la presencia de una cierta cantidad de material amorfo en estos suelos, relacionado sin duda con la presencia de material vítreo en las rocas, y del que son un indicador la cantidad relativamente importante de óxidos de hierro libres presentados por los mismos. Cabe señalar, asimismo, los contenidos en P asimilable que se encuentran bastante por encima de los que presentan los suelos de esta zona

desarrollados sobre otros materiales y que aparece ligado, muy frecuentemente, a la presencia de apatito en el material original y, cabe pensar, además, al mantenimiento en formas más disponibles de Fósforo ligadas a la materia orgánica del suelo.

Tabla 1. Algunas características morfogenéticas seleccionadas de los suelos estudiados.

H	P cm.	Color		Pendiente %	Textura	Estructura
		Húmedo	Seco			
Perfil I.Leptosol mólico. Cabezo Negro Tallante (Murcia)						
I-Ah	0-12	10YR 2/2	10YR 4/2	40	FY	GR UF ST
R	+12	Basalto				
Perfil II. Reptosol lítico. U.T.M:30XG615700. Pico Cebolla						
II-A	0-5	7.5 YR 3/1	10YR 4/2	12	FA	GR UF MO
R	+5	Basalto				
Perfil III. Leptosol mólico. U.T.M:30XG644707. Cabecico Los Pérez						
III-A	0-12	7.5YR 3/2	7.5YR 4/2	34	FY	GR ME MO
R	+12	Basalto				
Perfil IV. Leptosol mólico. U.T.M: 305XG677735. La Áljorra						
IV-Ah	0-12	7.5YR 3/2	7.5YR 4/3	5	FYL	GR ME MO
R	+12	Lamproita				
Perfil V. Phaeozem epiléptico. 305XH444032. Morrón Barqueros						
V-A1	0-16	10YR 2/1	10YR 3/2.5	5	F	GR ME MO
A2	16-33	10YR 2/1	10YR 3/2.5	5	F	GR ME MO
A3	33-45	10YR 2/1.5	10YR3/3	5	F	SB UF MO
R	+45	Lamproita				
Perfil VI. Leptosol mólico. U.T.M: 305XH445030. Morrón Barqueros						
VI-A	0-12	10YR 2/1.5	10YR 3/2.5	2	FY	SB UF MO
R	+12	Lamproita				
Perfil VII. Leptosol mólico.U.T.M:305XH438026. Morrón Barqueros						
A1	0-14	10YR 3/1.5	10YR 5/2	1	F	GR ME MO
A2	14-22	10YR 3/1.5	10YR 5/2	1	FL	SB FI WE
R	+22	Lamproita				
Perfil VIII. Leptosol lítico. U.T.M:305XH435026. Morrón Barqueros						
A	0-7	10YR 3/1.5	10YR 5/2	1	F	GR ME MO
R	+7	Lamproita				
Perfil IX. Phaeozem réndsico. U.T.M:305XH673251. Cabecicos Negros. Fortuna						
A1	0-9	10YR 2/2	10YR 4/2	1	FA	SB ME MO
A2	9-17	10YR 3/3	10YR 5/2.5	1	FA	SB ME MO
RA	17-30	10YR 2/2	10YR 6/2	1	FA	SB UF WE
R	+30	Verita				
Perfil X. Phaeozem epileptico .U.T.M:305XH613943. Cerro Monagrillo, Calasparra						
A	0-38	10YR 2/1	10YR 4/2	4	F	GR ME MO
R	+ 38	Lamproita				

H: horizonte. P: profundidad. Textura: FY: franco arcilloso; FYL: franco arcillo- limoso; F: Franco; FL: franco limoso; FA: franco arenoso. Estructura: GR: grumosa; SB: poliédrica subangular. VF: muy fina; FI: fina; ME: media. ST: fuerte; MO: moderada; WE: débil.

Tabla 2. Resultados del análisis granulométrico (%) de los suelos estudiados

Perfil	Arcilla	Limo grueso	Limo fino	50-100µ	100-250µ	250-500µ	500-1000µ	1000-2000µ
I A	25,1	16,9	19,9	6,6	9,7	11,5	8,9	1,4
II A	14,7	18,5	12,5	21,2	13	8,8	7,9	3,4
III A	28,4	28,3	18,9	3,2	3,6	5,6	8,4	3,6
IV A	27,5	27,9	25,4	2,4	6	3,6	4,7	2,5
V A1	20,7	34,3	12,7	4,4	4,9	6,4	8,9	7,7
V A2	23,5	35,9	9,5	4,2	4,6	6,6	9,2	6,5
V A3	23,8	35,7	11,1	5,3	4,5	6,1	8,2	5,3
VI Ah	28,4	35,8	10,4	6,9	6,6	6,1	4,3	1,5
VII A1	17,2	29,3	20,2	8,9	6,8	6,2	5,3	5,9
VII A2	17,7	34,6	22	9	6,2	4,2	3,4	2,9
VIII Ah	20,1	24,6	19,7	10,1	7,9	7,4	5,6	4,3
IX A1	6,3	40	6,4	12,2	13,8	9,8	7,2	4,3
IX A2	12	39,8	12,5	7,9	8,9	7,7	7,1	4,1
IX RA	22,6	30,7	12,8	7,4	8,4	6,9	6,8	4,4
X Ah	21,5	31,9	13,5	5,2	5,6	6,6	7,2	8,5

Tabla 3. Resultados analíticos de las características y propiedades seleccionadas en los suelos de estudio.

Perfil	C g kg^{-1}	N g kg^{-1}	$CaCO_3$ g kg^{-1}	pH				Fe_2O_3 g kg^{-1}	T cmol kg^{-1}	C,E dS m^{-1}	P mg kg^{-1}
				H_2O	KCl	NaF 2′	NaF 60′				
I Ah	17,6	1,77	0,0	7,6	6,6	8,6	9,4	25,1	28,2	0,51	9,7
II Ah	16,6	1,77	0,0	7,9	6,9	9,2	9,8	14,7	20,4	0,71	15,5
III Ah	11,4	1,41	0,0	8,6	7,2	9,1	9,7	28,4	29,2	0,43	3,70
IV Ah	25,9	2,14	0,0	8,3	7,1	9,0	9,6	27,5	26,2	0,40	18,8
V Ah1	33,0	2,18	5,0	7,4	6,5	9,7	9,9	20,7	35,7	0,65	29,5
Ah2	31,4	2,05	4,8	7,6	6,5	9,7	9,8	18.9	35,5	0,40	30,5
AR	12,9	1,25	5,0	7,6	6,2	9,8	9,8	10.7	33,5	0,25	8,5
VI Ah	29,4	1,81	2,5	7,6	6,7	9,9	9,9	28,4	39,2	0,45	19
VIIAh1	39,2	3,08	268,6	7,8	7,0	10,6	10,8	17,2	29,4	0,40	13,5
Ah2	37,0	3,05	267,2	7,9	7,1	10,5	10,8	14.3	28,9	0,40	8,5
VIII Ah	26,9	2,47	189,6	7,8	7,5	10,6	10,7	20,1	28,9	0,55	38,0
IX Ah1	22,4	2918,3	154,3	8,3	7,5	11,0	11,0	6,3	30,2	0,46	17,0
Ah2	22,7	2819,0	409,6	8,2	7,4	10,6	10,6	6.0	23,0	0,64	10,9
RA	14,4	2238,0	337,0	8,1	7,4	11,0	11,0	3.2	22,2	0,58	9,9
X Ah	29,0	2,88	78,8	7,1	6,3	10,3	10,3	17.1	30,2	1,76	13,0

En las áreas de clima árido y semiárido el clima es un factor de formación poco eficaz en la formación de los suelos dada la escasa humedad que proporciona para las reacciones

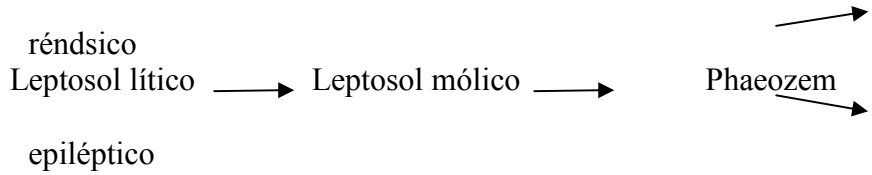
químicas, por lo que, en general, la morfología y propiedades de los suelos aparecen estrechamente ligadas a las del material original. De ahí que haya que señalar el elemento de edafodiversidad que introduce la presencia de materiales diversos con características químicas y mineralógicas muy diferentes entre sí. De esta manera, la presencia de afloramientos volcánicos de distinta naturaleza que aparecen en áreas mayoritariamente ocupadas por materiales de otro tipo, sedimentario, metamórfico, etc., supone siempre un aumento en la diversificación de los suelos y en la de las diferentes especies vegetales instaladas en ellos dado que algunas lo hacen de manera especial sobre estos sustratos (DELGADO, 1998). Así, por ejemplo, la presencia de un horizonte mólico, tan poco frecuente en estas zonas a excepción de áreas de montaña más húmedas y con suelos naturales, es una característica frecuente en estos suelos que cuando no lo presentan se debe más al escaso espesor del horizonte de superficie que al resto de propiedades requeridas por dicho horizonte. A este resultado contribuye no solamente la presencia en ellos de una vegetación natural poco alterada que aporta restos orgánicas más lentamente mineralizables puesto que son suelos no dedicados al cultivo, sino también a la estabilización que experimenta este constituyente al establecer uniones con la fracción mineral del suelo, muy reactiva, que, asimismo, la protegen de la mineralización. Se trata de aspectos todos ellos que plantean la necesidad de una protección adecuada de estos emplazamientos dado su carácter tan particular y la escasez de su presencia así como su importante contribución a la edafodiversidad del territorio.

Las condiciones ambientales señaladas de escasa precipitación y elevadas temperaturas condicionan una alteración particularmente lenta lo que conduce a que, en general, los suelos resulten poco evolucionados, con un perfil de tipo AR de diverso espesor. Se trata de suelos que con frecuencia se ven afectados por importantes acciones erosivas lo que determina que solo en ciertas situaciones topográficas de mayor estabilidad y menor pendiente alcancen algo más de evolución presentando un horizonte A más desarrollado y, con mucha menos frecuencia, un incipiente horizonte B en profundidad.

La presencia de la roca madre próxima a la superficie junto con el desarrollo de un horizonte mólico en la mayor parte de los perfiles, son los elementos condicionante para su clasificación según la Base referencial mundial del recurso suelo (IUSS, 2006). Así, los perfiles I, II, III, IV, VI, VII y VIII, en los que la roca madre aparece a menos de 25 centímetros de la superficie se corresponden con Leptosoles de dicha clasificación mientras que los perfiles V, IX y X se corresponden con Phaeozems dado que en ellos la roca madre aparece por debajo de la profundidad citada y, además, presentan un horizonte mólico en superficie. Sin embargo, no todos los Leptosoles son iguales sino que algunos de ellos son bastante más superficiales que otros de manera que al aparecer la roca antes de los10 centímetros de profundidad hay que denominarlos como líticos. Asi, hay que denominar a los perfiles II y VIII como Leptosoles líticos mientras que los restantes perfiles con un espesor para el horizonte A mayor de 10 centímetros caracterizan un horizonte mólico por lo que hemos de hablar de los perfiles I, III, IV, VI y VII como Leptosoles mólicos.

Tampoco todos los Phaeozems son del mismo tipo puesto que en uno de ellos, perfil IX, el horizonte mólico descansa sobre un material con más del 40 por cien de $CaCO_3$ y, por tanto hay que denominarlo como Phaeozem réndsico, mientras que en el caso de los otros dos perfiles, V y X, aunque también presentan cierto contenido en $CaCO_3$ no es suficiente para adjudicarle la denominación de réndsico y resulta más significativa la presencia de la roca a menos de 50 centímetros de profundidad por lo que pasan a denominarse como Phaeozems epilépticos.

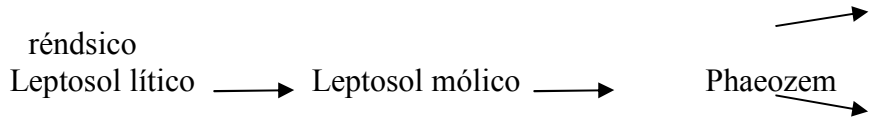
Se puede apreciar, por tanto, como el desarrollo de un horizonte mólico es la tendencia general en estos suelos y sólo el escaso grado de desarrollo que caracteriza las primeras etapas de formación del suelo, con un espesor muy limitado, no se corresponde con los requisitos exigidos para aquel. De esta forma el desarrollo de estos suelos presenta, de acuerdo con estas observaciones, una secuencia evolutiva del tipo:



11. Conclusiones

De los resultados alcanzados por medio de las observaciones de campo, la distribución espacial de estos suelos y las determinaciones analíticas efectuadas se pueden plantear las siguientes conclusiones:

a) Los suelos de este trabajo desarrollados a partir de rocas volcánicas básicas, son poco evolucionados, con perfil de tipo AR, escaso espesor y cuya secuencia evolutiva en los emplazamientos volcánicos estudiados es:



b) Característico de la mayoría de estos suelos es la formación de un horizonte mólico lo que pone de manifiesto una tendencia evolutiva poco frecuente en el resto de suelos de la zona. Asimismo, las características analíticas de estos suelos resultan bastante particulares frente a las de los suelos desarrollados sobre otros materiales no volcánicos, sobre todo en contenido en materia orgánica, óxidos de Fe libres y P asimilable.

c) Las condiciones climáticas son decisivas en la formación de estos suelos, determinando un escaso grado de alteración en el material original a pesar de lo cual se aprecia la presencia en ellos de cierta cantidad de material amorfo.

d) El escaso drenaje climático limita severamente el lavado de iones liberados en la alteración hasta el punto de que en una gran parte de estos suelos tiene lugar la formación de $CaCO_3$ secundario lo que plantea la utilidad de estos suelos en el control de los niveles de CO_2 atmosférico.

e) Estos suelos sobre materiales volcánicos representan importantes elementos de edafodiversidad en el medio natural dadas sus peculiares características y su escasa distribución en el territorio por lo que deben ser objeto de una protección especial.

12. Bibliografía

ALIAS, L.J., LINARES, P. 1966. Génesis de pararendsinas sobre algunas rocas volcánicas del Campo de Cartagena (Murcia). Conferencia de Suelos Mediterráneos. Sociedad Española de Ciencia del suelo, 1, 57-68.

ALÍAS, L.J., HERNÁNDEZ, J.A., FERNÁNDEZ, M.T. 1983. Estudio de los suelos sobre jumillitas de la Sierra de las Cabras (Albacete). II. Mineralogía de la fracción arcilla. *An. Edaf. Agrobiol*. 42, 1949-1960.

ALÍAS, L. J., R. ORTÍZ, J.A. HERNÁNDEZ, A. SÁNCHEZ, P. LINARES, M. J. MARTÍNEZ., P. MARÍN. 1999. Mapa Digital de Suelos de la Región de Murcia. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. 78 p & CD.

ALLEN, H.B., HUANG, C.P., BAILEY, G.W., BOWERS, A. R. (Eds.). 1995. Metal Speciation and Contamination of Soil. CRC Press Inc. 358 p.

ALLOWAY, B.J. 1995. The Origin of Heavy Metals in Soils, pp. 38-57, in B.J. ALLOWAY, ed., Heavy metals in Soils. Blackie Academic & Professional. London.

ALVAREZ, J., RAMOS M.J., DELGADO, M.J., ARNALDOS, R. 2004. Metals in soils and above-ground biomasa of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of the Mar Menor lagoon, SE Spain. Fresenius Environmental Bulletin, 13, 274-278.

DELGADO. M.J. 1998. Suelos y vegetación en afloramientos volcánicos neógenos de la zona litoral del Sureste Peninsular. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia. 390p

DELGADO, M.J., ORTIZ, R. y FERNÁNDEZ, M.T. 2001. Caracterización y génesis de Phaeozems desarrollados a partir de rocas volcánicas en ambiente mediterráneo semiárido. Edafología 8: 1-8

FAO. 2009. Guía para la descripción de suelos. 4ª Edición. Roma.

Fergusson, J.E. 1990. The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press. Oxford.

FÚSTER, J.M., GASTESI, P.SAGREDO, J., FERMOSO, M.I.1967. Las rocas lamproíticas del SE de España. *Estudios Geológicos*, 23, 35-69

HERNÁNDEZ, J.A., FERNÁNDEZ, M.T., ALCARAZ, F. 1982. Estudio de los suelos sobre jumillitas de la Sierra de las Cabras (Albacete). I. Características generales. *An. Edaf. Agrobiol*. 41: 1671-1685.

HERNÁNDEZ, J. A., FERNÁNDEZ, M. T. 1997 a. Mineralogía de las fracciones arena y arcilla de suelos desarrollados a partir de veritas bajo condiciones áridas en Barqueros (Murcia*). Boletín de la Sociedad Española de Mineralogía* (SEM), 20-A, 107-108.

HERNÁNDEZ, J.A., FERNÁNDEZ, M.T., VELA, N. 1997. Suelos desarrollados en condiciones semiáridas a partir de las veritas del volcán de Barqueros (Murcia). *Edafología* 3-2: 271-279.

HERNÁNDEZ, J.A., FERNÁNDEZ, M.T., ALÍAS, A., DELGADO, M.J. 2004, Heavy metal contamination risks in soils from basic volcanic rocks (Southeastern Spain) in G.J. Annokkée, F. Arendt, O. Uhlmann (eds), Consoil 2003, Proceedings of the 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil. Forschungszentrum Kfarlsruhe GmbH. Karlsruhe.

HERNÁNDEZ, J.A., FERNÁNDEZ, M.T., ALIAS, A. 2005. Heavy Metal Content Distribution and Toxicity Ricks Soil Developed from lamproitic Rocks in Murcia, SE, Spain. En: FAZ, C., ORTIZ, R., MERMUT, A.R.(eds.). Sustainable Use and Management of Soils. Catena Verlag Reiskirchen.

HETIER, J.M. 1976. Formation et evolution des Andosols en climat temperé. Tesis Doctoral. Universidad de Nancy. 194 pp.
IUSS. Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No 103 FAO. Roma.

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. 2nd Ed. CRC Press. Florida. 365p.

LÓPEZ LÓPEZ, M. I. 1978. Contribución al estudio de los suelos sobre serpentinas. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

LÓPEZ J., RODRÍGUEZ, G. 1980. La región neógena del Sureste de España. *Estudios Geol*. 36: 5-63.
LÓPEZ, M.I., GUITIÁN, F. 1981. Suelos de la zona húmeda de España. X. Suelos desarrollados sobre serpentinas. 2. Elementos traza y Ca/Mg en suelos y vegetación. *Anal. Edafol. and Agrobiol*. 40: 1-10.

MANAHAN, S.E. 2000. Environmental Chemistry. 7th ed. Lewis Publishers. London.

MITCHELL, R.L.1964.Trace elements in soils. In: Bear, F.E. (Ed.) Chemistry of the Soil. 2nd Ed. Reinhold Publishing Corp. New York. pp. 320-368.

MIZOTA, C., KAWASAKI, Y., WAKATSUKI, T. 1988. Clay mineralogy and chemistry of seven pedons formed in volcanic ash, Tanzania. *Geoderma* 43: 131-141.

Munsell.1994. Munsell Soil Color Charts. New York.

NAVAS, A., MACHÍN, J. 2002. Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragón (northeast Spain): controlling factors and environmental implications. *Appl. Geochem*. 17: 961-973.

PALUMBO, B., ANGELONE, M., BELLANCA, A., DAZZI, C., HAUSER, S. NERI, R., WILSON, J. 2000. Influence of inheritance and pedogenesis on heavy metal distribution in soils of Sicily, Italy. *Geoderma* 95: 247-266.

PAZ-GONZALEZ, A. TABOADA, M.T., VIEIRA, S.R. 2001. Geostatistical analysis of heavy metals in a one-hectare plot under natural vegetation in a serpentine area. Can. J. Soil Sci. 81: 469-479.

PELLICER, M.J. 1973. Estudio petrológico y geoquímico de un nuevo yacimiento de rocas lamproíticas situado en las proximidades de la Aljorra (Murcia). Estudios Geológicos, 39, 99-106.

PIERZYNSKI, G.M., SIMS J.T., VANCE, G.F. 2000. Soils and environmental quality. 2nd ed. CRC Press. Londres.

VAN REEUWIJK, L.P. 2006. Procedures for soil analysis.7th Edition. Technical Report 9. Wageningen, Netherlands, ISRIC-World Soil Information.

WATANABE, F.S. & OLSEN, S.R. 1965. Test of ascorbic acid method for determining phosphorus in water and NaHCO3 extracts from soil. Soil Science Society of America Proceeding, 677-678.

Humedales artificiales como sistema de depuración de purines de cerdo en áreas sometidas a producción porcina intensiva.

SÁNCHEZ GARCÍA, P.[1], CABALLERO LAJARÍN, A.[1], LÓPEZ GALIANA, E., LOBERA LÖSSEL, J.B.[2], FAZ CANO, A.[1]

[1] Grupo de Investigación Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena.
[2] Departamento de Agricultura y Acuicultura. Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario.

Resumen
En este estudio, hasta la fecha se han procesado más de 800 m^3 de purín de cerdo, realizando una depuración mediante una serie de tratamientos en cadena: separador de fase sólida, sistema de espesamiento de fangos, tanque de sedimentación-bioaireación, humedales artificiales de flujo subsuperficial (HSFCW) plantados con *Phragmites australis* sujetos a distintos tiempos de retención hidráulica (HRT), y por último, una balsa colectora con proliferación de microalgas. Dicha experiencia se ha llevado a lo largo de 2 años (2008-2010) en una parcela de experimentación situada en Lorca – Murcia (sureste español), zona donde confluye una intensa producción porcina y una marcada escasez hídrica. Han sido analizadas y procesadas estadísticamente un total de 189 muestras, observándose una disminución considerable en el contenido de las variables analizadas (rendimientos superiores al 80 % en los metales analizados, cerca del 20 % en conductividad y en torno al 50 % en parámetros microbiológicos). Así, con estos resultados y en conjunción con otros obtenidos con anterioridad, podemos afirmar que los humedales artificiales son una alternativa viable para la valorización de purines de cerdo, con el propósito de fertirrigación en zonas áridas.

Palabras clave
Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HSFCW), tiempo de retención hidraúlica (HRT), *Phragmites australis*, purín de cerdo, fertirrigación.

13. Introducción

Tradicionalmente la aplicación directa, a modo de abono, de los purines de cerdo en los cultivos situados en las inmediaciones de las explotaciones ganaderas, era la solución para dar salida al residuo, al tiempo que se proporcionaban nutrientes y materia orgánica al sistema suelo-planta (VILLAR *et al*., 2004). Sin embargo, en la actualidad el purín de cerdo constituye un serio problema medioambiental, como consecuencia de que los ganaderos no disponen de suficiente suelo agrícola en las inmediaciones de sus explotaciones, como para aplicar directamente al suelo, teniendo en cuenta el cumplimiento de los niveles establecidos en la normativa europea. De esta manera se produce la acumulación de grandes volúmenes de residuo, con el consiguiente coste de almacenamiento y transporte, además de riesgos derivados por vertidos y malos olores.

Por ello es necesario encontrar tecnologías que permitan procesar este residuo, dotándolo de un valor añadido y minimizando riesgos y costes de gestión. En este sentido, los sistemas de humedales artificiales se encuentran entre los sistemas de depuración de aguas residuales (de bajo coste) más constatados (KADLEC Y KNIGHT, 1996). Por lo tanto, introduciendo ciertas modificaciones en las variables de construcción y funcionamiento, estos humedales pueden resultar un excelente sistema para la depuración de purines de cerdo. La construcción

de humedales artificiales para tratar aguas residuales se originó en Alemania en los años 50, siendo en este país donde se han desarrollado la mayoría de innovaciones respecto a este proceso. Sin embargo, a lo largo de las últimas décadas, países como Gran Bretaña, Estados Unidos o Australia están realizando grandes esfuerzos en las investigación de este campo (PÉREZ-OLMEDILLA Y ROJO, 2000). De hecho, la utilización de humedales artificiales como depuradores naturales, está ampliamente implantada a lo largo de toda la geografía inglesa (GRIFFIN Y UPTON, 1999). Por otro lado, en países con un menor desarrollo económico, como la India o República Checa (VYMAZAL, 1996), existe una reciente proliferación de este tipo de tratamientos, debido principalmente a la considerable efectividad de depuración y bajos costes, frente a los sistemas de depuración convencional. Es importante destacar igualmente la gran cantidad de investigaciones realizadas en China (ZHANG et al., 2009). Con respecto al grupo de investigación en el que se ha desarrollado este proyecto, a lo largo de cuatro años de experimentación en este campo, se han evaluado las condiciones óptimas de trabajo que aseguren un mejor rendimiento de eliminación de contaminantes, obteniéndose datos para el diseño de un "humedal tipo".

Reseñar finalmente que también es necesario caracterizar y monitorizar cualquier elemento que vaya a adicionarse al suelo para su fertilización, a fin de evitar los efectos negativos de su acumulación, interfiriendo en las características del suelo como sistema soporte de vida. Es decir, el proceso de experimentación no acaba aquí, sino que debe extenderse al estudio de la evolución de las características edáficas frente a la fertirrigación.

14. Objetivos

Los objetivos de este estudio fueron i) evaluar la eficiencia de depuración de purines de cerdo en un sistema de humedales artificiales, construido acorde a los parámetros considerados como óptimos, basándose en numerosos estudios previos; ii) encontrar el tiempo de retención hidráulica óptimo (HRT) para este proceso; y iii) reducir la carga elemental del purín bruto, consiguiendo un líquido apto para su utilización como fertilizante. En este sentido, se consigue la valorización de un residuo, reduciendo los costes de manejo y minimizando riesgos por vertidos y olores. Además se obtiene un subproducto líquido, económicamente viable, fácilmente manejable en dosis y particularmente adecuado para áreas con déficit hídrico.

15. Metodología

Este estudio se llevó a cabo en una parcela experimental, en la inmediaciones de una nave de explotación porcina, situada en La Hoya (Lorca), un área de alta producción porcina situada en Murcia (sureste español). La media anual de temperatura es de 16.8 ºC, la media anual de precipitaciones es de 238 mm y la evapotranspiración potencial sobrepasa los 1100 mm por año, habiendo así un marcado déficit hídrico. Esta granja está emplazada en una zona vulnerable a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias (según la Directiva 91/676/CE).

El purín bruto es tratado mediante un tratamiento en cadena, hasta obtener un agua residual de menor carga elemental. Para ello en primer lugar el purín bruto, situado en tanques subterráneos debajo de las naves de engorde, se hizo pasar mediante conducciones hasta un separador de fases sólidas. En este punto se separaron una gran cantidad de sólidos que fueron secados y compostados, para ser utilizados como fertilizante sólido. Después el líquido obtenido se hizo pasar por un sistema espesador de fangos. El agua residual resultante se

depositó en un tanque de sedimentación durante varios días, hasta conseguir un líquido prácticamente libre de partículas sedimentables. A continuación el agua residual (purín influente) fue conducida hacia los humedales artificiales de flujo subsuperficial (HSFCW) dependiendo de distintos HRT (HSFCW 1 con HRT 2 semanas, HSFCW 2 con HRT 3 semanas y HSFCW 3 con HRT 4 semanas) donde se encuentra recientemente plantado *Phargmites australis*. Cabe resaltar que diversos autores subrayan que el peso de la capacidad depurativa del sistema recae en la rizosfera asociada a la vegetación implantada (GERSBERG *et al*., 1983; PETERSON Y TEAL, 1995; BRIX, 1997). Por último el efluente recogido de cada HSFCW fue acumulado en una balsa colectora bajo condiciones anaerobias y con proliferación de microalgas en superficie. De este modo, siguiendo la secuencia de procesos descrita y en función del cronograma sujeto a los HRT, se ha estado obteniendo un efluente apto para fertirrigación en dosis adecuadas de acuerdo con la legislación y los requerimientos de los cultivos.

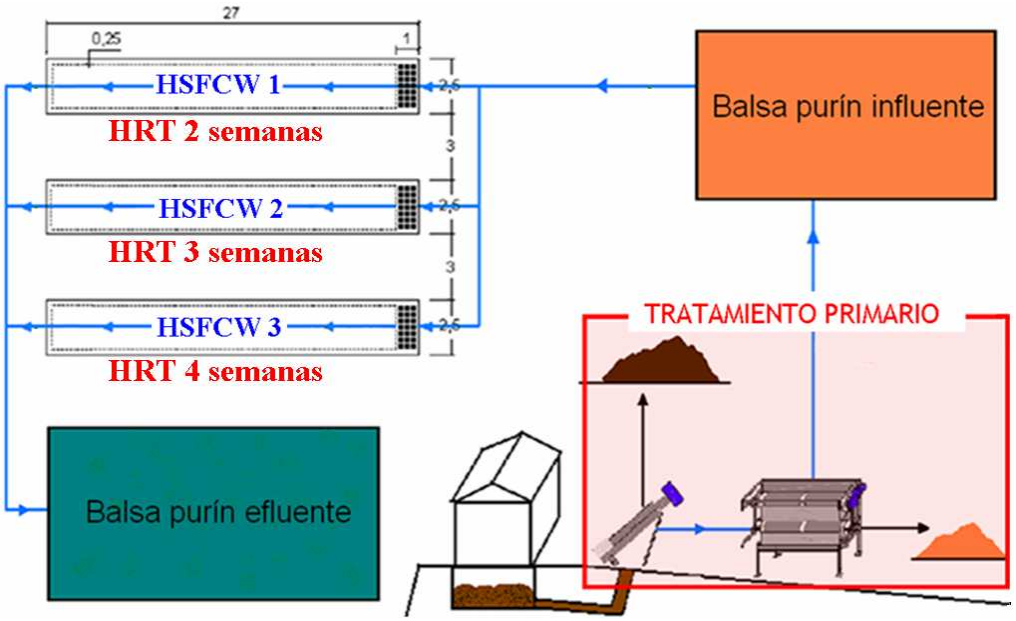


Figura 1. Dibujo esquemático del sistema de depuración implantado.

Para evaluar la eficiencia del sistema, se realizaron análisis fisico-químicos y microbiológicos en los purines influentes y efluentes para cada HSFCW, dependiendo de cada HRT. Para ello se utilizó la metodología descrita en la APHA-AWWA-WPCF (CLESCERI *et al.*, 1998) y DIN (1980). La eficiencia de depuración (E) fue calculada como porcentaje de la diferencia entre los valores influentes y efluentes, dividida entre el valor influente.

Se estableció la no normalidad para todas las variables analizadas. Así para cada tanda analítica de 189 muestras y para cada HRT se realizaron los test de Kruskal-Wallis y el test de comparaciones múltiples de U Mann-Whitney, a fin de observar entre que variables existían diferencias significativas en base a los distintos HRT. Dicho análisis estadístico se realizó mediante el software SPSS 17.0.

16. Resultados

La cantidad total de purín de cerdo procesado durante 17 meses fue 780 m^3. En la tabla 1 se muestran los valores medios para las variables analizadas del purín influente para cada HSFCW. Así mismo se muestran los valores medios y eficiencia de depuración para las variables analizadas del purín efluente para cada HSFCW (en función de los distintos HRT).

Tabla 1. Valores medios, desviación estándar y eficiencia de depuración - E (%) - para las diferentes variables analizadas del purín de cerdo influente y efluente en los distintos HSFCW.

Parámetros	Purín Influente	Purín efluente (depurado)						
		HSFCW 1		HSFCW 2		HSFCW 3		Chi cuadrado
		Media	E	Media	E	Media	E	
Potencial redox - Eh (mV)	-383 ± 103	-331± 87 a	15	-319 ± 96 a	11	-269 ± 80 b	21	13,16**
pH	7,45 ± 0,25	7,35 ± 0,32 a	1	7,52 ± 0,38 b	-1	7,44 ± 0,41 b	0	11,2**
Conductividad Eléctrica - CE (dS m^{-1})	19,1 ± 3,4	18,4 ± 3,6 a	3	16,6 ± 4,1 b	9	15,7 ± 4,1 b	17	11,66**
Cobre (mg L^{-1}) - Cu	14,45 11,16	5,25 ± 4,04 a	58	3,46 ± 1,79 b	70	1,91 ± 1,08 c	84	23,09***
Zinc (mg L^{-1}) - Zn	115,9 ± 93,4	49,87 ± 26,01 a	47	29,99 ± 15,79 b	72	17,87 ± 7,45 c	83	47,65***
Cloruros (mg L^{-1}) - Cl^-	2.013,4 ± 324,8	2.053,5 ± 404,2 a	-3	1.789,9 ± 364,4 b	9	1.767,4 ± 408,1 b	11	15,14**
Bromuros (mg L^{-1}) - Br^-	16,54 ± 23,08	4,00 ± 0,70 a	68	3,58 ± 0,74 b	80	3,56 ± 0,69 b	75	12,45**
Sulfatos (mg L^{-1}) - SO_4^{2-}	9,40 ± 9,93	17,96 ± 21,64	-147	20,80 ± 22,75	-94	29,83 ± 34,57	-346	2,92 ns
Sodio (mg L^{-1}) - Na^+	798,9 ± 550,2	1.131,2 ± 200,6 a	-57	1.036,1 ± 221,7 b	-41	955,8 ± 178,9 b	-49	14,93 **
Potasio (mg L^{-1}) - K^+	1.282,6 ± 906,4	1.589,1 ± 457,6 a	-42	1.365,1 ± 408,2 b	-19	1.278,5 ± 471,7 b	-21	10,47**
Amonio (mg L^{-1}) - NH_4^+	1.011,7 ± 729,9	1.157,9 ± 342,4 a	-32	1.064,6 ± 314,4 ab	-16	927,4 ± 290,4 b	-10	10,30**
Calcio (mg L^{-1}) - Ca^{2+}	140,5 ± 90,5	168,5 ± 83,8 a	-38	115,2 ±75,8 b	7	108,5 ± 73,9 b	5	15,22***
Magnesio (mg L^{-1}) - Mg^{2+}	194,2 ± 143,5	273,1 ± 48,1 a	-58	224,2 ± 30,8 b	-26	206,7 ± 51,2 c	-29	37,95***
Razón de Absorción de Sodio - RAS	57,1 ± 26,8	78,4 ± 20,2	-45	82,4 ± 24,1	-52	80,3 ± 24,1	-61	0,73 ns
Aerobios mesófilas (Log UFC ml^{-1}) - AM	6,10 ± 0,44	6,10 ± 0,51	0	6,11 ± 0,78	0	5,98 ± 0,70	4	3,09 ns
Estreptococos fecales (Log UFC ml^{-1}) - EF	4,14 ± 0,81	2,80 ± 1,19	33	2,66 ± 1,17	34	2,23 ± 1,13	47	3,70 ns
Coliformes totales (Log UFC ml^{-1}) - CT	1,64 ± 0,98	1,00 ± 0,64 a	34	0,58 ± 0,28 b	59	0,82 ± 0,59 a	48	13,97**
Coliformes fecales (Log UFC ml^{-1}) - CF	1,40 ± 0,87	0,76 ± 0,39 a	41	0,51 ± 0,10 b	59	0,69 ± 0,40 a	47	11,49**
Nº muestras	72	54		36		27		

Chi cuadrado *, ** y *** indican diferencias significativas, con un p-valor de P<0,05, P<0,01 y P<0.001, respectivamente. ns: diferencias no significativas. Letras diferentes indican diferencias significativas (P<0,05) entre valores después de aplicar el test de comparaciones múltiples de U Mann-Whitney. Las medias sin letras indican que no existen diferencias significativas (P>0,05).

Por otro lado, como se muestra en la tabla 2, se hizo un estudio estadístico de correlaciones entre variables, considerando como significativas aquellas variables para las que se obtuvo un estadístico Rho de Spearman superior a 0,75 y muy significativas aquellas con un valor superior a 0,9. A aquellas variables que mostraron una correlación muy significativa se les aplicó un modelo de regresión lineal, a fin de obtener sus correspondientes fórmulas, de manera que pudiera aproximarse el contenido en un elemento a partir de otro.

*Tabla 2. Test de correlaciones entre variables. Rho de Spearman superiores a 0,7 donde P<0,001****.*

	Tª	**CE**	**Cu**	**Cl-**	**Na+**	**K+**	**CT**
Zn			0,849***				
Cl^-		0,821***					
Br^-				0,826***			
SO_4^{2-}				0,811***			
Na^+	0,753***						
K^+					0,900***		
NH_4^+					0,811***	0,930***	
RAS	0,770***				0,882***	0,794***	
CF							0,936***

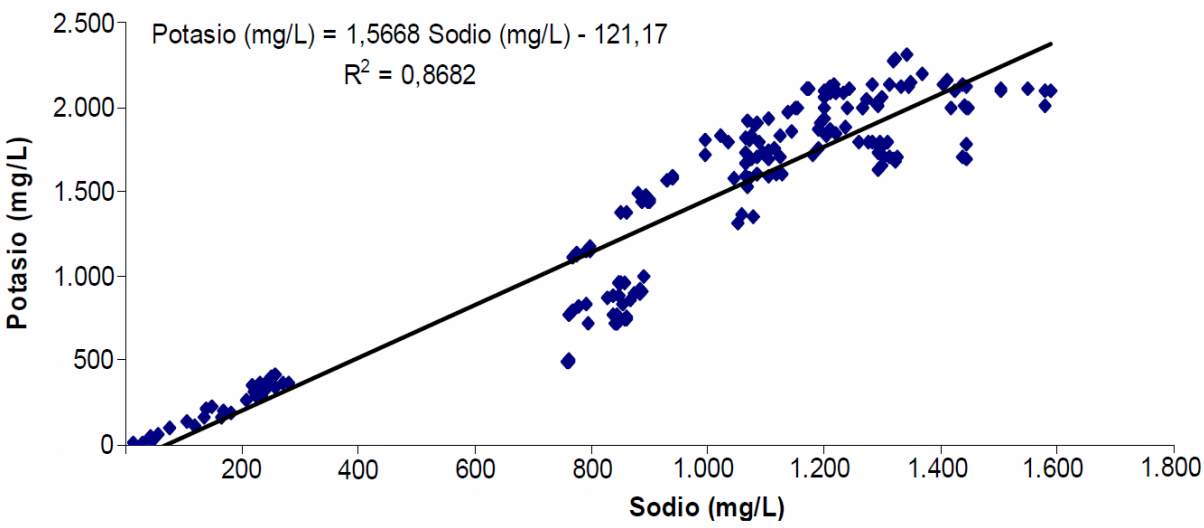


Figura 2. Regresión lineal que muestra la correlación existente entre Sodio y Potasio.

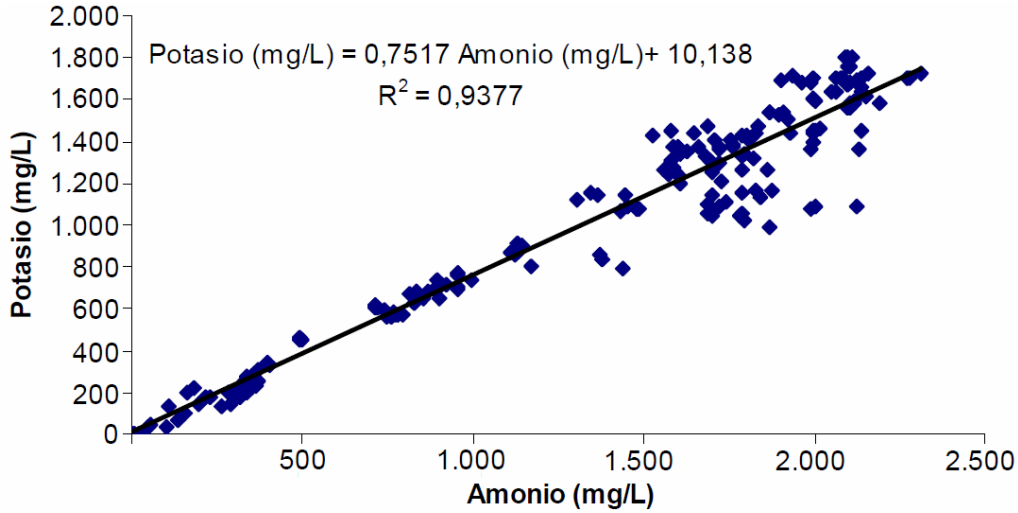


Figura 3. Regresión lineal que muestra la correlación existente entre Amonio y Potasio.

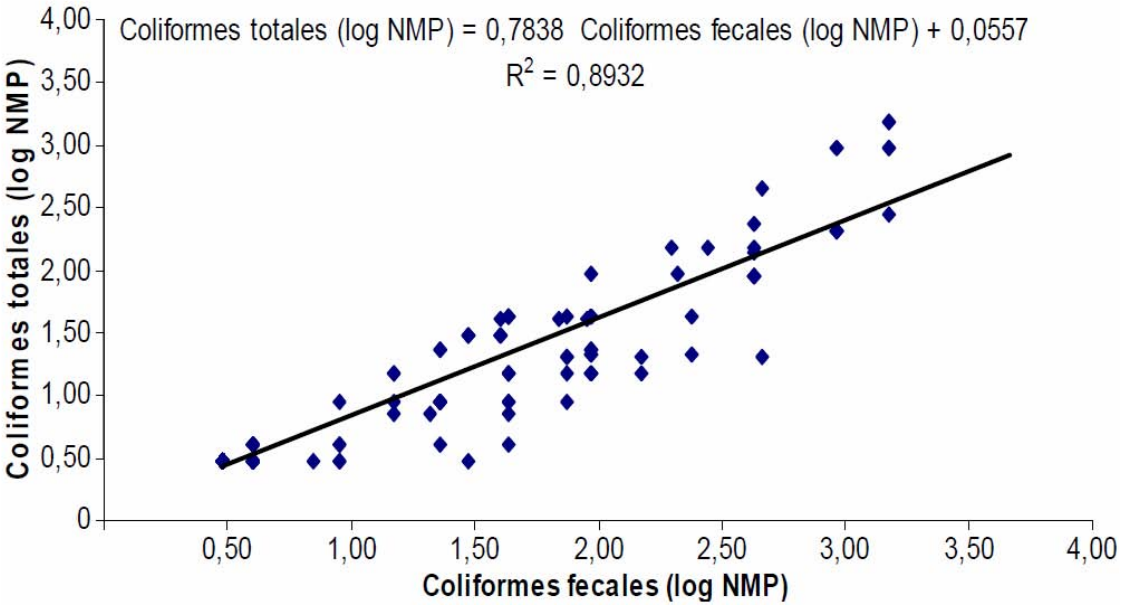


Figura 4. Regresión lineal que muestra la correlación existente entre Coliformes totales y fecales.

17. Discusión.

Utilizando estos datos se ha evaluado la influencia de los HRT (2, 3 y 4 semanas) sobre las variables estudiadas, valorando la eficiencia relativa de depuración en función del tiempo. Así, se pueden distinguir 3 grupos diferentes de variables, dependiendo de cómo varían (como son depuradas) respecto al tiempo:

- Grupo 1: Variables sin diferencias significativas dependiendo del HRT. Es decir, el HRT no es un factor que afecte a las variables estudiadas. Son SO_4^{2-}, RAS, AM y EF. Aparecen en la tabla 1 con *ns*.

- Grupo 2: Variables cuyas medias presentan diferencias moderadas para los distintos HRT. Es decir, algunos de los HRT tienen un rendimiento ligeramente mejor. Son Cl^-, Br^-, Na^+, K^+, NH_4^+, CT y CF. Aparecen en la tabla 1 con **.

- Grupo 3: Variables cuyas medias presentan diferencias importantes para los distintos HRT. Es decir, el tiempo influye de forma decisiva en ellos. Son Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cu y Zn. Aparecen en la tabla 1 con ***.

Pasando a comentar cada una de las variables analizadas, el potencial redox del purín de entrada a los humedales después de haber sido sometido al tratamiento de decantación en anaerobiosis es negativo (-383 ± 103 mV). Los valores de potencial redox obtenidos a la salida de cada humedal han sido para el humedal 1: -331 ± 87 a; para el humedal 2: -319 ± 96 a y para el humedal 3: - 269 ± 80 b (mV). Se observa que existen diferencias significativas moderadas entre los humedales (13,16 **); los humedales 1 y 2 no muestran diferencias y estos dos si que muestran diferencias con el humedal 3. En resumen, a medida que aumenta el HRT el valor de potencial se hace menos negativo, posiblemente debido a que la actividad fotosintética de *Phragmites australis* es más prolongada.

Generalmente, el pH del purín en estado bruto es básico, debido a la hidrólisis del NH_4^+, produciendo un efecto tampón (CARBALLAS Y DÍAZ-FIERRO*, 1990*). Como puede observarse en la tabla 1 el valor medio de pH del purín a la entrada apenas varía,

manteniéndose casi neutro (7,45 ± 0,25). A la salida de cada humedal los valores tampoco varían significativamente, por lo que queda patente el efecto tampón y se concluye que este tipo de sistemas no afecta al pH, propiedad que por otro lado no es necesaria modificar.

La conductividad eléctrica del purín de entrada fue 19,1 ± 3,4 dS m^{-1}, tratándose de una conductividad muy elevada. La conductividad a la salida de cada humedal disminuyó con respecto a la entrada, siendo 18,4 ± 3,6 a, 16,6 ± 4,1 b, 15,7 ± 4,1 b dS m^{-1}, con rendimientos de 3, 9 y 17 % respectivamente. Los humedales 2 y 3 no han mostrado diferencias significativas entre si, pero ambos presentan diferencias moderadamente significativas respecto al humedad 1. Por tanto, conforme aumenta el HRT, mejores resultados en la disminución de conductividad se obtienen, interesando un HRT de 4 semanas. Esta elevada CE del purín se debe a las sales ingeridas por los cerdos, las aguas de limpieza y los productos zoosanitarios. Además influye la acción de las enzimas presentes en las deyecciones, que actúan sobre la urea de la orina, dando lugar a gran cantidad de amonio. Concluyendo, dichos valores hacen de este efluente no apto, actualmente, para su utilización como agua de riego.

En cuanto a los metales, los procesos de remoción físico-químicos son: el intercambio catiónico, formación de quelatos con los sedimentos y la precipitación de sales insolubles como sulfatos o carbonatos. Estos procesos conducen a una acumulación en el fondo del humedal, y por tanto, a la separación de agua. Si los sedimentos o el sustrato del humedal se remueven puede ocurrir la resuspensión de los metales y ocasionalmente su solubilización. Por otro lado, los procesos biológicos de remoción de metales se basan en la extracción por plantas, algas y bacterias. En el caso de las macrófitas, la extracción se realiza a través del sistema radicular, y la capacidad de extracción depende del tipo de metal y de la especie vegetal de que se trate. Es decir, para similar capacidad de extracción, cuanta más biomasa pueda formar la planta mayor será la cantidad absoluta que se habrá eliminado del sistema.

Los elementos metálicos mayoritariamente incorporados en la alimentación del cerdo son cobre, zinc, hierro y manganeso, siendo la mayor parte de éstos no asimilados por el animal, por lo que se producen concentraciones importantes en sus deyecciones. Así mismo, el pH de la matriz (interfase sólido-líquido que es el purín) juega un papel fundamental en la movilidad de estos elementos, lo cual queda de manifiesto a la luz de los resultados obtenidos. Al existir un pH básico, los metales precipitan, quedando el mayor porcentaje de metales depositados, formando parte de los sólidos eliminados durante el tratamiento primario y también como consecuencia del filtro físico que supone el propio HSFCW. Estas conclusiones han sido respaldadas gracias a otros análisis realizados, teniendo en cuenta los sólidos totales en suspensión y las correlaciones derivadas. Del mismo modo, la alta concentración de fosfatos influye en la inmovilización de dichos metales.

Las concentraciones encontradas de cobre en el purín de entrada han sido 14,45 ± 11,16 mg L^{-1}. A la salida de cada humedal han ido disminuyendo, siendo 5,25 ± 4,04 a, 3,46 ± 1,79 b y 1,91 ± 1,08 mg L^{-1} respectivamente. Entre cada uno de ellos se han mostrado importantes diferencias significativas (23,09 ***) con rendimientos del 58, 70 y 84 % respectivamente. El Real Decreto 1310/1990, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario, establece (en su Anexo I.B) como límite superior de concentración 1.750 mg kg^{-1}. Por su parte la FAO recomienda en el "Water quality for agriculture" (AYERS Y WESTCOT, 1994) no exceder la cantidad de 0,2 mg L^{-1} suponiendo un riego anual de 10.000 m^3 por hectárea, lo que extrapolado al riego hipotético idóneo (con efluente depurado) para las zonas que se están estudiando (120 m^3) supondría un límite de concentración de 20 mg L^{-1}.

Para el caso del zinc las concentraciones a la entrada fueron 115,89 ± 93,36 mg L^{-1}. A la salida de cada humedal dichas concentraciones fueron disminuyendo hasta 49,87 ± 26,00 a, 29,99 ± 15,79 b y 17,87 ± 7,45 mg L^{-1} respectivamente. Entre cada HSFCW se han mostrado importantes diferencias significativas (47,65 ***) con rendimientos del 47, 72 y 83 % respectivamente. Como límite superior de concentración, en el Real Decreto se establece 4.000 mg kg^{-1} y las recomendaciones de la FAO proponen 2 mg L^{-1}, concentración que extrapolada al riego estimado quedaría en torno a 200 mg L^{-1}.

Por tanto según los resultados obtenidos el cobre y el zinc presentan un comportamiento semejante, hallándose que para el HRT de 4 semanas se consigue un importante rendimiento de eliminación. Así, estando las concentraciones por debajo de los límites deseados y sabiendo que se trata de oligoelementos, los niveles encontrados en los purines (tanto brutos como depurados) pueden considerarse como inocuos.

Pasando a analizar el contenido iónico, cabe destacar las concentraciones obtenidas para cloruros y potasio. Por orden de abundancia se cumple lo siguiente: Cl^{-}> K^{+}> NH_4^{+}> Na^{+}> Mg^{+2}> Ca^{+2}> Br^{-} >SO_4^{-2}. Estas concentraciones justifican los valores elevados de conductividad eléctrica.

El valor de cloruros a la entrada a los humedales fue de 2.013,4 ± 324,8 mg L^{-1}. A la salida de cada humedal fueron 2.053,5 ± 404,2 a, 1.789,0 ± 364,4 b y 1.767,4 ± 408,1 b mg L^{-1} respectivamente. Los humedales 2 y 3 no han presentado diferencias significativas entre sí, pero si existen moderadas diferencias significativas con el humedal 1 (15,14 **) con rendimientos del -3, 9 y 11 % respectivamente. En general no se han obtenido importantes eliminaciones pero podemos ver que a los HRT de 3 y 4 semanas se obtuvieron los mejores resultados.

El valor de bromuros a la entrada a los humedales fue de 16,54 ± 23,08 mg L^{-1}. A la salida de cada humedal fueron 4,00 ± 0,70 a, 3,58 ± 0,74 b y 3,56 ± 0,69 b mg L^{-1}, respectivamente. Los humedales 2 y 3 no han presentado diferencias significativas entre sí, pero si existen moderadas diferencias significativas con el humedal 1 (12,45 **) obteniendo rendimientos del 68, 80 y 75 % respectivamente. En general no se han obtenido importantes eliminaciones pero podemos ver que a los HRT de 3 y 4 semanas se dieron los mejores resultados.

El valor de sulfatos a la entrada a los humedales fue de 9,40 ± 9,93 mg L^{-1}. A la salida de cada humedal fueron 17,96 ± 21,64, 20,80 ± 22,75 y 29,83 ± 34,57 mg L^{-1}, respectivamente. No se han encontrado diferencias significativas, por lo que la concentración de sulfatos obtenida a la salida de cada humedal no destaca ningún HRT en especial.

El valor de sodio a la entrada a los humedales fue de 798,9 ± 550,2 mg L^{-1}. A la salida de cada humedal fueron 1.131,3 ± 200,6 a, 1.036,1 ± 221,7 b y 955,8 ± 178,9 b mg L^{-1}, respectivamente. Los humedales 2 y 3 no han presentado diferencias significativas entre ellos, pero si existen moderadas diferencias significativas con el humedal 1 (10,47 **) con rendimientos del -57, -41 y -49 % respectivamente. En ninguno de los humedales se ha conseguido una disminución de sodio pero podemos ver que en los HRT de 3 y 4 semanas se obtuvieron los mejores resultados.

El valor de potasio a la entrada a los humedales fue de 1.282,6 ± 906,4 mg L^{-1}. A la salida de cada humedal fueron 1.589,1 ± 457,7 a, 1.365,1 ± 408,2 b y 1.278,5 ± 471,7 b mg L^{-}

^{1}, respectivamente. Los humedales 2 y 3 presentaron diferencias significativas entre sí, pero si existen moderadas diferencias significativas con el humedal 1 (10,47 **) con rendimientos del -42, -19 y -21 % respectivamente. En ninguno de los casos, se han obtenido importantes eliminaciones pero podemos ver que a los HRT de 3 y 4 semanas se obtuvieron los mejores resultados.

El valor de calcio a la entrada a los humedales fue de 140,5 ± 90,5 mg L^{-1}. A la salida de cada humedal fueron 168,5 ± 83,8 a, 115,2 ± 75,7 b y 108,5 ± 73,9 b mg L^{-1}, respectivamente. Los humedales 2 y 3 no han presentado diferencias significativas entre sí, pero si existen importantes diferencias significativas con el humedal 1 (15,22 ***) con rendimientos del -38, 7 y 5 % respectivamente. En general no se han obtenido importantes eliminaciones pero podemos ver que a los HRT de 3 y 4 semanas se obtuvieron los mejores resultados.

El valor de magnesio a la entrada a los humedales fue de 194,3 ± 143,5 mg L^{-1}. A la salida de cada humedal fueron 273,1 ± 48,1 a, 224,2 ± 30,7 b y 206,7 ± 51,2 c mg L^{-1}, respectivamente. Existen importantes diferencias significativas (37,95 ***) con rendimientos del -58, -26 y -29 % respectivamente. No se han obtenido importantes eliminaciones pero podemos ver que en el HRT de 3 semanas se obtuvieron los que mejores resultados.

El valor de amonio a la entrada a los humedales fue de 1.011,7 ± 729,9 mg L^{-1}. A la salida de cada humedal fueron 1.157,8 ± 342,4 a, 1.064,6 ± 314,4 ab y 927,4 ± 290,4 b mg L^{-1}, respectivamente. Se han presentado moderadas diferencias significativas entre los humedales 1 y 3 (10,30 **) con rendimientos del -32, -16 y -10 % respectivamente. No se han obtenido importantes eliminaciones pero podemos ver que en el HRT de 4 semanas se obtuvieron los mejores resultados.

La relación de adsorción de sodio en el purín de entrada ha sido 57,1 ± 26,8. Los valores obtenidos a la salida de cada humedal no han presentado diferencias significativas (0,733 ns) por lo que la RAS no va a depender del HRT. Estos valores fueron 78,4 ± 20,2, 82,4 ± 24,1 y 80,3 ± 24,1 respectivamente. Los resultados obtenidos son acordes a los obtenidos en función de las eliminaciones de iones, que no han sido muy elevadas.

La media estimada en purines de bacterias aerobias mesófilas es de 100,000 UFC mL^{-1}, o lo que es lo mismo expresado en función de logaritmo, 5. Los resultados obtenidos fueron próximos a la media estimada, siendo para el purín de entrada 6,10 ± 0,44 Log UFC mL^{-1}. Los valores encontrados a la salida de cada humedal fueron 6,10 ± 0,51, 6,11 ± 0,78 y 5,92 ± 0,70 Log UFC mL^{-1}, respectivamente. No se han encontrado diferencias significativas, por lo que las bacterias aerobias no mostraron dependencia de los HRT estudiados.

La media estimada en purines de coliformes totales es de 5 Log UFC mL^{-1}. Los coliformes totales y fecales obtenidos en el purín de entrada fueron 1,64 ± 0,98 y 1,40 ± 0,87 Log UFC mL^{-1}, respectivamente. Los valores de coliformes totales encontrados a la salida de cada humedal fueron 1,00 ± 0,64 a, 0,58 ± 0,28 b y 0,82 ± 0,59 a Log UFC mL^{-1}, respectivamente. Entre los humedales 1 y 3 no se encontraron diferencias significativas, mientras que sí se encontraron moderadas diferencias significativas con el humedal 2 (13,97 **) con rendimientos del 34, 59 y 48 %. Por lo que el HRT de mayor interés es a 3 semanas.

En cuanto a los valores encontrados de coliformes fecales fueron 0,76 ± 0,39 a, 0,51 ± 0,10 b y 0,69 ± 0,40 a Log UFC mL^{-1}. Al igual que en los coliformes totales entre los

humedales 1 y 3 no se encontraron diferencias significativas, mientras que sí se encontraron moderadas diferencias significativas con el humedal 2 (11,49 **) con rendimientos del 41, 59 y 47 %. Por lo que el HRT de mayor interés es a 3 semanas.

La media estimada en purines de estreptococos fecales es de 5 Log UFC mL^{-1}. El valor encontrado en el purín de entrada fue 4,14 ± 0,81 Log UFC mL^{-1}. En cuanto a los valores encontrados de estreptococos fecales a la salida de cada uno de los humedales fueron 2,80 ± 1,19 a, 2,66 ± 1,17 y 2,23 ± 1,13 Log UFC mL^{-1}, respectivamente. No se han mostrado diferencias significativas, por lo que el HRT no ha influido en los resultados obtenidos.

Para *E. Coli s*e analizaron 72 muestras de purín de entrada de las cuales 42 dieron positivo. Para el HSFCW 1 la proporción positivos obtenidos en relación a muestras analizadas fue 6/54, para el HSFCW 2 fue 0/36 y para el HSFCW 3 fue 9/27.

Para *Salmonella* la proporción a la entrada fue 30/72, a la salida del HSFCW 1 fue 3/54, para el HSFCW 2 fue 3/36 y para el HSFCW 3 fue 9/27. Por otro lado, decir que ninguna muestra resultó positiva para *Shigella*.

18. Conclusiones

Se puede concluir que el sistema está consiguiendo buenos rendimientos en la eliminación de cobre y zinc, así como de microorganismos patógenos. En consonancia, estudios llevados a cabo de forma paralela ponen de manifiesto los buenos rendimientos obtenidos para nutrientes (N-P-K) y materia orgánica. De esta manera, compilando todos los resultados obtenidos, se puede afirmar que los sistemas de depuración mediante HSFCW son una alternativa viable para la valorización de purines de cerdo. Dicho sistema de depuración da como resultado un efluente de mayor aptitud agronómica que el purín bruto. Desde el punto de vista práctico esto se traduce en que antes de la depuración únicamente podían aplicarse 38 m^3 de purín por hectárea de terreno cultivable en un año, sin embargo después del proceso depurativo podría darse salida en torno a 120 m^3 de purín por hectárea y año. Así mismo al tratarse de aplicaciones más diluidas, las dosis serán más fácilmente controlables y el aporte de humedad a los cultivos (tan necesario en zonas áridas) será mayor y más espaciado en el tiempo, cubriendo más eficazmente las necesidades de los cultivos.

Por otro lado, no se ha conseguido disminuir la conductividad lo suficiente, presentando valores bastante altos (16 dS m^{-1}). Sin embargo, es cierto que el sistema no está lo suficientemente maduro como para obtener datos de su verdadera capacidad depurativa. Según experiencias desarrolladas con anterioridad, se sabe que pueden conseguirse valores en torno a 4 dS m^{-1}, muy cerca de los 3 dS m^{-1} recomendados como límite máximo por la FAO para el agua de irrigación. Otro dato a destacar es que en los últimos análisis, coincidiendo con un mayor desarrollo de la vegetación implantada se han conseguido conductividades cercanas a 6 dS m^{-1} a la salida de los humedales, sin embargo, a falta de continuidad estos datos no tienen significación estadística.

Actualmente el *Phragmites* plantado se encuentra en fase de adaptación y crecimiento temprano; habrá que esperar pues a que adquiera su estado máximo de crecimiento, de manera que pueda comprobarse si se obtienen mejores rendimientos generales y en concreto, mejor rendimiento en la eliminación de sales.

19. Agradecimientos.

El proyecto "Depuración de efluentes porcinos mediante filtros verdes en humedales artificiales: perspectivas medioambientales de futuro" (PET2006_0075) del que forma parte esta comunicación, ha sido cofinanciado por el MINISTERIO DE EDUCACIÓN Y CIENCIA, junto con la empresa ALIA S.A.T. Nº 2.439. Así mismo han participado el Servicio Regional de Empleo y Formación de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y la Fundación Séneca, mediante la concesión de una beca de investigación asociada al proyecto anteriormente mencionado.

20. Bibliografía.

AYERS, R. S., WESTCOT, D. W., 1994. Water Quality for agriculture. FAO irrigation and drainage paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 1985. http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.HTM.

BRIX, H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetland? Water Sci. Technol. 35, 11-17.

CARBALLAS, T., DÍAZ-FIERROS, F., 1990. El purín de vacuno en Galicia, características, poder fertilizante y problemas ambientales. Conselleria de Ordenación do Territorio e Obras Públicas, Dirección Xeral de Calidade Medioambiental e Urbanismo. Xunta de Galicia. 162 p.

CLESCERI, L.S., GREENBERG, A.E., EATON, A.D., 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, 20th Edition. USA.Washington, D.C.

DIN 38409-H41-1 and DIN ISO 15705–H45. German Standard Methods for the Examination of Water, Wastewater and Sludge.

Directive 91/676/CE. Protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources.

FAO, 1987. Soil and water conservation in semi-arid areas. N.W. Hudson. Soils Bulletin 57. 172 p. Rome.

GERSBERG, R. M., ELKINS, B. V., GOLDMAN, C. R., 1983. Nitrogen removal in artificial wetlands. Water Res. 17 (9), 1009-1041.

GRIFFIN, P., UPTON, J., 1999. Constructed wetlands: A strategy for sustainable wastewater treatment at small treatment works. Water Envirom. Manag.13 (6), 441-446.

KADLEC, R. H., KNIHT, R. L., 1996. Treatment Wetlands. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

PÉREZ-OLMEDILLA, M., ROJO, C., 2000. Función depuradora de los humedales I: una revisión bibliográfica sobre el papel de los macrófitos. Boletín SEHUMED 14, 115-119.

PETERSON, S. B., TEAL, J. M., 1995. The role of plants in ecologically engineered wastewater treatment systems. Ecol. Eng. 6, 137-148.

VILLAR, M. C., PETRIKOVA, V., DIAZ-RAVIÑAM Diaz-Raviña and T Carballas 2004. Recycling of organic wastes in burnt soils: combined application of poultry manure and plant cultivation. Waste Manag. 24, 365-370.

VYMAZAL, J., 1996. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic the first 5 years experience. Water Sci. Technol. 34 (11), 159-64.

ZHANG, D., GERSBERG, R. M., KEAT, T. S., 2009. Constructed wetlands in China. Ecol. Eng. 35, 1367-1378.

RELACIONES SUELO PLANTA

Errores de estimación del punto de marchitamiento con Water Activity Meter

MARTÍNEZ PÉREZ, E.M [1], CANCELA BARRIO, J.J.[1]

[1] Departamento de Ingeniería Agroforestal. Universidad de Santiago de Compostela.

Resumen

Cuando el suelo se maneja de forma sostenible, tanto el medio ambiente como la productividad asociada al suelo se ven beneficiadas. El empleo de medidores de actividad de agua (water activity meters) (WAMs) en el aspecto hídrico de la gestión eficiente y sostenible del agua presente en el suelo y a disposición de los cultivos, demanda de un testaje previo. El objetivo planteado es el análisis, determinación y cuantificación de la influencia de la temperatura y los tiempos demandados en las determinaciones de potencial con un WAM (WP4, Decagon Device, Inc.) sobre muestras de suelos de la provincia de Lugo (Galicia). Durante dos años (2002-2003) 16 puntos fueron muestreados. En el protocolo de medición se cuantifica un aumento de la temperatura en las muestras, según porcentaje de humectación, del 0,92 % (5 %), 1,28 % (10 %), 1,79 % (15 %) y 1,76 % (20 %), con valor medio del 1,44%. Extrapolado el valor del punto de marchitamiento permanente (PWP), se relaciona con la amplitud de la variación de temperatura de lectura para cada muestra. Las muestras cuya variación a nivel de curva de retención de agua (WRC) es mínima (el 19 % de las muestras), llevan asociada una variación de PWP igualmente mínima. La variación media producida es de 0,315 cm^3cm^{-3}/ ºC. Para muestras arcillosas se cifra en 0,498 cm^3cm^{-3}/ ºC, siendo 0,014 cm^3cm^{-3}/ ºC en las restantes clases texturales. Por tanto, ha de realizarse una corrección de temperatura en condiciones extremas en mediciones realizadas con WAMs. Un aumento de la temperatura provoca un incremento del tiempo total demandado del 1,29 %, asociando una disminución del 2,8 % en caso de realizar las determinaciones a bajas temperaturas. Es de destacar la estrecha relación existente entre la temperatura y el tiempo requerido, recomendándose un control exhaustivo de las condiciones de contorno manteniéndolas lo más estables y homogéneas posible. Se cuestiona la idoneidad del empleo de los WAMs en condiciones de campo, contrariamente a las indicaciones del fabricante, a no ser de tratarse de WAMs con control interno de temperatura, caso que deberá ser estudiado.

Palabras clave

Potencial hídrico, curva de retención de agua, error de lectura.

21. Introducción

Toda metodología precisa de una caracterización y testaje previos a su utilización. La obtención de resultados significativos, contrastados y fiables en las investigaciones realizadas así lo demanda. El empleo de medidores de actividad de agua (*water activity meters*) (WAMs) con fines agrícolas en el aspecto hídrico de la gestión eficiente y sostenible del agua (CANCELA, 2004), significativamente presente en el suelo y a disposición de los cultivos, no esta exento de la premisa inicial. La determinación del punto de marchitamiento permanente (PWP) a través de la curva de retención de agua (WRC) se presenta como una útil herramienta a tal efecto.

Las primeras aplicaciones de los WAMs se remontan a principios de los años 90 (GEE et al., 1992), concentrando su utilización a material edáfico (DÍAZ-ZORITA et al., 2004; PERFECT et al., 2004; MINGO et al., 2004; SREEDEEP & SINGH, 2006). Es en España donde surge la necesidad, a través de diferentes trabajos de investigación (MARTÍNEZ, 2008), de constatar el correcto funcionamiento de este tipo de dispositivos por comparación con metodologías de referencia (RODRÍGUEZ, 2004), verificando la necesidad de un control exhaustivo de las características y condiciones de contorno (MARTÍNEZ et al., 2006). En su aplicación a muestras de suelo, se han propuesto protocolos de calibración (MARTÍNEZ y CANCELA, 2009a) y medición (CANCELA et al., 2006), identificando y caracterizando los diferentes factores implicados que demandan un control fehaciente durante las determinaciones psicrométricas (MARTÍNEZ y CANCELA, 2009b).

Los WAMs son dispositivos de fácil manejo (SCANLON et al., 2002) que aportan mediciones en un espacio de tiempo más breve que otras metodologías comúnmente utilizadas para el mismo fin, no obstante, por su vinculación a la psicrometría (BROWN & VAN HAVEREN, 1972) como integrantes del amplio grupo de psicrómetros existentes (VILLAR Y FERRER, 2005), presentan características y problemáticas compartidas (THAKUR et al., 2006; CARDOSO et al., 2007).

La determinación del potencial se fundamenta en la "*chilled mirror dewpoint technique*" (GEE et al., 1992) y en la ecuación de Kelvin (RICHARDS, 1965; RAWLINS, 1972; JOLY, 1985), implícitamente dependiente de dos factores, la humedad relativa (MARTÍNEZ y CANCELA, 2009b) y la temperatura (MARTÍNEZ et al., 2007). Esta última característica ha sido ampliamente caracterizada en otras tipologías de psicrómetros (MONTEITH, 1954; SAVAGE & CASS, 1984; MULLINS, 2001), destacando la importancia de su control, no de igual forma en WAMs. Otra cuestión aún por plantear en los WAMs es el tiempo de equilibrio o estabilización requerido en el compartimento de lectura y su posible vinculación con la temperatura, tratada en otro tipo de métodos de medición (LAMBER & VAN SCHILFGAARDE, 1965; BROWN & OOSTERHUIS, 1992).

22. Objetivos

El objetivo planteado en esta investigación es el análisis, determinación y cuantificación de la influencia de la temperatura y los tiempos de estabilización y lectura en las determinaciones de potencial con un WAM sobre muestras de suelos de la provincia de Lugo (Galicia).

23. Metodología

3.1 Muestreo

Durante los años 2002-2003, a partir de una malla situada sobre la zona centro de la provincia de Lugo (Galicia), se tomaron 16 puntos de muestreo, mediante muestreo aleatorio estratificado (PETERSEN & CALVIN, 1986). Las muestras son representativas de los diferentes tipos de suelos [cambisoles (43,75 %), gleysoles (25,00 %), alisoles (12,50 %) y fluvisoles (18,75 %)], clases texturales [arenosos-francos (6,25 %), arcillosos (31,25 %), franco-arcillosos (12,50 %), francos-arcillosos-arenosos (25,00 %) y francos arenosos (25,00 %)] y de cultivo existentes [pradera artificial (43,75 %), pradera natural (43,75 %) y maíz (12,50 %)]. Las principales características de las muestras consideradas se detallan en la tabla 1.

Tabla 1. Características físico-químicas de los suelos analizados

Muestras	FG	FF	DAP	ARE	LIM	ARC	MO	pH
Min.	1,4	58,9	0,7	19,3	15,1	13,5	3,3	4,3
Max.	41,1	98,6	1,3	71,4	25,9	61,9	8,4	6,4
Media	14,9	85,1	1	47,7	19,5	32,7	5,6	5,5
D. típica	10,6	10,6	0,2	17,6	3,4	18,0	1,6	0,5

FG: Fracción gruesa (%), FF: Fracción fina (%), DAP: Densidad aparente (gr cm^{-3}), ARE: Contenido en arena (%), LIM: contenido en limo (%), ARC: Contenido en arcilla (%), MO: Contenido en materia orgánica (%), pH: pH en agua.

Para la determinación de la textura se emplea el análisis granulométrico, utilizando el "*método de la pipeta*" (MAPA, 1995), discrepando entre facción gruesa y fracción fina mediante tamizado a 2 mm, la obtención de la MO se realiza mediante el "método de Sauerlandt modificado" (GUITIÁN y CARBALLÁS, 1976) y la DAP con el "*método del United States Department of Agriculture (USDA)*" (USDA, 2004).

3.2 Protocolo de calibración

La investigación se realiza con un WAM modelo WP4 (Decagon Device, Inc.) el cual no cuenta con control de temperatura. Para la calibración del dispositivo, se toma el protocolo de calibración propuesto por MARTÍNEZ y CANCELA (2009a) empleando una solución de KCl 0,5 m, calibrando entre muestras consecutivas y aplicando el factor de corrección a las lecturas realizadas, evitando de esta forma el posible error asociado a la solución de calibración *per se* y al proceso de calibración.

3.3 Protocolo de medición

Se realizan las determinaciones del potencial hídrico en las muestras de suelo, ejecutando la humectación en vasos de 10 gr a cuatro porcentajes de humedad (5, 10, 15 y 20 %), posteriormente, se realiza un trasvase a las cápsulas de lectura y se corrobora el contenido de humedad de la muestra mediante determinación gravimétrica, por último se realizan dos lecturas para cada porcentaje, en cápsulas plásticas, considerando su media aritmética (CANCELA et al., 2006). Durante todo el protocolo se realiza un control exhaustivo de la temperatura, tanto en los vasos de humectación, como en las cápsulas a la entrada y a la salida del compartimento de lectura. A tal efecto, se utilizó una sonda de temperatura y humedad relativa (HR) modelo HMP45C (Campbell Scientific, Inc.). Complementariamente, se contabilizaron los tiempos implicados en el proceso: tiempo de estabilización de temperatura (Te), tiempo de lectura (Tl) y tiempo total de lectura (Tt). El Te contabiliza el tiempo durante el cual el dispositivo equipara la temperatura de la muestra con la del interior del compartimento, Tl contabiliza el tiempo demandado en la obtención del valor del potencial tras sucesivas aproximaciones y Tt se determina como la suma de los dos anteriores.

Por asociación entre el valor de potencial y el contenido de agua para cada muestra se determina la WRC realizando el ajuste mediante el modelo de CAMPBELL (1985) y

considerando un potencial de 1,55 MPa (PINEDA & VILORIA, 1992; GERAKIS & ZALIDIS, 1998) para el PWP se obtiene este.

24. Resultados

4.1 Temperatura

Las mediciones de temperatura en los vasos y en las cápsulas, antes y después del proceso de lectura, aportan una clara tendencia en su evolución (Tabla 2). Durante el trasvase de la muestra del vaso a la cápsula se produce la máxima variación de temperatura en la atmósfera de la muestra, incrementándose a medida que aumenta el porcentaje de humectación considerado en el vaso, siendo el porcentaje de humectación más afectado el 15 %. El aumento se cifra en 0,97 % (5 %), 1,11 % (10 %), 1,58 % (15 %) y 1,38 % (20 %); produciéndose un incremento medio del 1,26 % durante la fase de preparación de las muestras. Existen, por tanto, diferencias significativas para los cuatro porcentajes de humectación analizados.

La medición de la temperatura en las cápsulas tras la determinación del potencial confirma un nuevo incremento de la temperatura aunque, inicialmente, se produzca una disminución de temperatura en las cápsulas menos humectadas, propiciada en cierta forma por ser las primeras muestras en leerse en el WAM, encontrándose el interior del compartimento a menor temperatura que el exterior. La variación de temperatura durante el proceso de lectura se cifra en -0,05 % (5 %), +0,17 (10 %), +0,21 % (15 %) y +0,38 % (20 %), con un incremento medio del 0,18 %, valores inferiores a los obtenidos en la fase de preparación de las muestras. Sólo en el caso del porcentaje del 20% existen diferencias significativas.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de las temperaturas en función del porcentaje de humectación

Humectación (%)	**Estadísticos descriptivos**	**Tª vaso (ºC)**	**Tª entrada compartimento (ºC)**	**Tª salida compartimento (ºC)**
5	Media	23,60	23,83	23,82
	Máximo	24,46	24,49	24,46
	Mínimo	21,93	22,27	22,30
	D. típica	0,70	0,49	0,57
10	Media	23,45	23,71	23,75
	Máximo	24,29	24,49	24,39
	Mínimo	21,70	22,30	22,40
	D. típica	0,80	0,66	0,61
15	Media	23,33	23,70	23,75
	Máximo	24,09	24,35	24,39
	Mínimo	21,86	22,33	22,23
	D. típica	0,76	0,63	0,67
20	Media	23,13	23,45	23,54
	Máximo	24,09	24,32	24,37
	Mínimo	21,76	21,91	22,02
	D. típica	0,82	0,82	0,81

En la totalidad del protocolo se produce un aumento de la temperatura en las muestras del 0,92 % (5 %), 1,28 % (10 %), 1,79 % (15 %) y 1,76 % (20 %), siendo el valor medio ganado en el proceso de medición del 1,44 %.

4.2 PWP

De las mediciones de potencial aportadas por el WAM, se extrapola el valor del PWP y se relaciona con la amplitud de la variación de temperatura de lectura para cada muestra (Tabla 3). Las muestras cuya variación a nivel de WRC es mínima (el 19 % de las muestras), llevan asociada una variación de PWP igualmente mínima. La máxima variación, en términos absolutos, del PWP se produce en la muestra M11 (3,678 cm^3cm^{-3}), asociado a una variación de temperatura de 1,31 ºC, valor totalmente anómalo para el PWP, aportando el valor medido en condiciones medias de temperatura valores parejos a un método de referencia como la placa de presión. Se trata de una muestra arcillosa, al igual que las muestras M1 (0,010 cm^3cm^{-3}) y M9 (0,012 cm^3cm^{-3}), asociadas a variaciones de temperatura de 0,44 ºC y 0,47 ºC. Por el contrario, en la M15 y M16 la variación de temperatura experimentada ha sido superior (2,43 y 2,44 ºC), con un error en el PWP no significativo.

Tabla 3. Variaciones de PWP y Tª según muestra, en valor absoluto

Muestra	**Variación PWP (cm^3cm^{-3})**	**Variación Tª (ºC)**
M1(#)	0,010	0,44
M2	0,002	0,89
M3 (*)	0,001	0,30
M4	0,008	0,30
M5	0,006	0,44
M6 (*)	0,001	0,33
M7	0,001	0,47
M8	0,005	0,41
M9(#)	0,012	0,31
M10	0,006	0,36
M11(#)	3,678	1,31
M12	0,009	0,47
M13	0,026	0,31
M14	0,000	0,80
M15 (*)(#)	0,006	2,43
M16(#)	0,003	2,44

(*) Muestras con mínima variación de resultados a nivel de WRC, (#) Muestras de naturaleza arcillosa.

Como datos medios, para el tamaño muestral considerado, la variación producida es de 0,315 cm^3cm^{-3}/ ºC. Para muestras arcillosas por su significación, se cifra en 0, 498 cm^3cm^{-3}/ ºC, siendo 0,014 cm^3cm^{-3}/ ºC en las restantes clases texturales. Ambos resultados se ven claramente afectados por la presencia en el ensayo de la muestra M11, debiéndose realizar ensayos con un tamaño muestral superior e incluyendo muestras de características similares a la muestra M11 a fin de determinar su verdadera influencia en la aportación de resultados en un análisis de conjunto con diferentes tipologías de muestrales. A tenor de los resultados, en esta investigación, se propone una corrección de temperatura en condiciones extremas en mediciones realizadas con WAMs.

4.3 Tiempo

Los tiempos de lectura totales registrados para los análisis de temperatura realizados (Tabla 4) indican una tendencia de aumento del tiempo de obtención del potencial a medida que aumenta el porcentaje de humectación, excepción del 15 % de humectación para la temperatura media y baja. No obstante, aunque esta evolución corresponde también con la obtenida para el tiempo de lectura, lógicamente, el tiempo de estabilización de temperatura evoluciona en sentido inverso *i.e.*, las muestras más húmedas ven incrementada notablemente su temperatura durante el protocolo de medición, si bien las mediciones son realizadas a las temperaturas más bajas respecto a los demás porcentajes de humectación (Tabla 2), requiriendo menores tiempo de estabilización. El valor medio de tiempo total se cifra en 4,65 minutos a la temperatura media considerada (23,69 ºC), siendo de 4,92 minutos para muestras arcillosas.

Tabla 4. Tiempos medios demandados en función de la temperatura

Temperaturas	**Tiempos (min.)**	**Porcentajes de humectación (%)**			
		5	**10**	**15**	**20**
Tª alta	**Tt**	4,54	4,60	4,72	4,98
	Te	0,57	0,15	0,09	0,08
	Tl	3,97	4,45	4,64	4,90
Tª media	**Tt**	4,35	4,90	4,49	4,85
	Te	0,34	0,12	0,08	0,07
	Tl	4,01	4,77	4,41	4,78
Tª baja	**Tt**	3,94	4,72	4,45	4,97
	Te	0,07	0,10	0,07	0,03
	Tl	3,87	4,62	4,38	4,93

Un aumento de la temperatura provoca un incremento del tiempo total demandado del 1,29 %, asociando una disminución del 2,8 % en caso de realizar las determinaciones a bajas temperaturas. Es de destacar la estrecha relación existente entre la temperatura y el tiempo requerido.

25. Discusión

Los resultados obtenidos en el seguimiento de la temperatura durante las diferentes etapas del protocolo, ponen de manifiesto la variabilidad de la temperatura en el espacio de cabeza contenido en el envase sobre la muestra a medir. Aunque el incremento de temperatura sea inferior en la fase de lectura frente al trasvase de la muestra del vaso a la cápsula, el incremento es acumulativo, provocando una variación significativa en todo el proceso de medición.

EL efecto derivado de la variación de temperatura sobre la WRC y, consecuentemente, sobre el PWP, es variable en función de la naturaleza de la muestra considerada, caso de muestras arcillosas, indicando que este tipo de muestras se ven claramente influenciadas por las variaciones de temperatura, demandando una temperatura de medición estable. La presencia de un error no significativo en las muestras M15 y M16 hace suponer la posible influencia de la utilización del mismo modelo de ajuste para muestras de naturaleza diferente.

La vinculación de un menor tiempo a medida que disminuye la temperatura se debe al proceso de estabilización interna del WAM mediante el cual se requiere que la temperatura de la muestra esté a una temperatura igual o inferior a la del compartimento de lectura, el cual se encuentra a una temperatura próxima a la del ambiente, con paulatinas modificaciones por el propio calentamiento del dispositivo durante su funcionamiento. Los resultados observados no concuerdan con estudios previos (MARTÍNEZ et al., 2006) realizados con un WAM con control de temperatura (WP4-T), causa de la posible discrepancia debida a la estabilización interna a la temperatura prefijada de la que dispone el dispositivo.

26. Conclusiones

Se producen variaciones de temperatura en la atmósfera del espacio de cabeza de la muestra tanto durante la fase de preparación como la de medición, más acusada en la primera, incrementándose a medida que aumenta el porcentaje de humectación. Se deberá prestar especial atención al control de las condiciones ambientales durante la fase de preparación.

El PWP se ve afectado, especialmente en el caso de la muestra M11, de textura arcillosa, por el factor estudiado, la temperatura, llegando incluso a comprometer la determinación del PWP. Para las casuísticas texturales se proponen factores de corrección que palien los efectos observados. No obstante deberán realizarse estudios futuros que corroboren la verdadera influencia de la temperatura sobre muestras de similares características a la indicada, debiéndose, en caso necesario, realizar un tratamiento de ajuste a nivel de WRC diferente en función de las casuísticas texturales presentadas.

El análisis del tiempo total de lectura implicado en el proceso indica una tendencia al aumento del mismo con el porcentaje de humectación de la muestra y a medida que aumenta la temperatura de lectura. El tiempo de estabilización de la temperatura evoluciona en sentido inverso al tiempo total, siendo las muestras más húmedas las que menor tiempo demandan.

A tenor de las conclusiones expuestas, debido al efecto que la modificación de las condiciones ambientales, en concreto la temperatura provoca en el PWP sobre las muestras consideradas, se recomienda un control exhaustivo de las mismas manteniéndolas lo más estables y homogéneas posible, realizando las determinaciones en ambientes controlados. Se cuestiona la idoneidad del empleo de los WAMs en condiciones de campo, contrariamente a las indicaciones de fabricante, a no ser de tratarse de WAMs con control de temperatura, caso que deberá ser estudiado.

27. Agradecimientos

Esta investigación ha sido realizada dentro del Programa Isabel Barreto-2009, Dirección Xeral de Investigación, Desenvolvemento e Innovación (I +D + i), Consellería de Economía e Industria, Xunta de Galicia.

28. Bibliografía

BROWN, R.W., OOSTERHUIS, D.M., 1992. Review and interpretation. Measuring plant and soil water potentials with thermocouple psychrometers: Some concerns. *Agron. J.* 84 78-86.

BROWN, R.W., VAN HAVEREN, B.P., 1972. Psychrometry in water relations research. En: Brown, R.W., van Haveren, B.P. (eds): Proceedings of the Symposium on Thermocouple Psychrometers. Utah Agric. Exp. Stn. Utah State Univ. Logan. 343. Utah.

CANCELA, J.J. 2004. Gestión integrada del agua en la cuenca alta del Río Miño. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 466. Lugo.

CANCELA, J.J., DAFONTE, J., MARTINEZ, E.M., CUESTA, T.S., NEIRA, X.X., 2006. Assessment of a Water Activity Meter for Rapid Measurements of Soil Water Potential. *Biosyst. Eng.* 94(2) 285-295.

CAMPBELL, G.S. 1985. Soil physics with basic. Developments in Soil Science. 14. Elsevier. 150. Amsterdam.

CARDOSO, R., ROMERO, E., LIMA, A., FERRARI, A., 2007. A comparative study of soil suction measurement using two different high-range psychrometers. *Springer Proc. Phys*. 112 79-94.

DÍAZ-ZORITA, M., GROVE, J.H., MURDOCK, L., HERBECK, J., PERFECT, E., 2004. Soil structural disturbance effects on crop yields and soil properties in a no-till production system. *Agron. J.* 96 1651-1659.

GEE, G.W., CAMPBELL, M.D., CAMPBELL, G.S., CAMPBELL, J.H., 1992. Rapid measurement of low soil water potentials using a water activity meter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56 1068-1070.

GERAKIS, A., ZALIDIS, G., 1998. Estimating field-measured, plant extraxtable water form soil properties: beyond statistical models. *Irrigat. Drain. Syst*. 12 311-322.

GUITIÁN, F., CARBALLÁS, T., 1976. Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro. 288. Santiago de Compostela.

JOLY, R. J., 1985. Techniques for determining seedling water status and their effectiveness in assessing stress. En: Duryea, M.L. (ed): Proceedings: Evaluating seedling quality: principles, procedures, and predictive abilities of major test. 17-28. Forest Research Laboratory, Oregon State University, Oregon.

LAMBERT, J.R., VAN SCHILFGAARDE, J., 1965. A method of determining the water potential of intact plants. *Soil Sci*. 100 1-9.

MAPA., 1995. Métodos oficiales de análisis de suelos y agua de riego. MAPA, Madrid.

MARTÍNEZ, E.M. 2008. Estudio de propiedades hídricas del suelo mediante medidores de actividad de agua en la zona regable de Terra Chá. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 496. Lugo.

MARTINEZ, E.M., CANCELA, J.J., 2009a. Calibración de un medidor de actividad de agua: Punto de marchitamiento permanente. En: Depart. Ing. Agroforestal (eds): Actas del V Congreso Nacional y II Congreso Ibérico AgroIngeniería 2009. 237-238. Lugo.

MARTÍNEZ, E.M., CANCELA, J.J., 2009b. Humedad relativa en un medidor de actividad de agua. Aplicación a muestras de suelo. En: Cons. de Agricultura y Agua de la Región de Murcia, AERYD, CERYD (eds): XXVII Congreso Nacional de Riegos. CD-ROM paper A-06. Murcia.

MARTÍNEZ, E.M., CANCELA, J.J., CUESTA, T.S., NEIRA, X.X., 2006. Factores que intervienen en un medidor de actividad del agua en el suelo. Punto de marchitamiento. En: Dep. Ing. Agroforestal, USC (eds): XXIV Congreso Nacional de Riegos. CD-ROM paper A-18. Lugo.

MARTÍNEZ, E.M, CANCELA, J.J., CUESTA, T.S., NEIRA, X.X., 2007. Efecto de la temperatura en el uso de un medidor de la actividad de agua. En: Gob. De Navarra, Dep. de Agricultura, Ganadería y Alimentación (eds): XXV Congreso Nacional de Riegos. CD-ROM paper A-04. Pamplona.

MINGO, D.M., THEOBALD, J.C., BACON, M.A., DAVIES, W.J., DODD, I.C. 2004. Biomass allocation in tomato (*Lycopersicon esculentum*) plants grown under partial rootzone drying: enhancement of root growth. *Funct Plant Biol* 31 971-978.

MONTEITH, J.L., 1954. Error and accuracy in thermocouple psychrometry. *Proc. Phys. Soc.* 67 217-226.

MULLINS, C.E. 2001. Matric potential. En: Smith, K.A.; Mullins, C. (eds): Soil and Environmental Analysis: Physical Methods. 2nd Edn. 65-93. Marcel Dekker. New York.

PERFECT, E., KENST, A.B., DIAZ-ZORITA, M., GROVE, J.H., 2004. Fractal analysis of soil water desorption data collected on disturbed samples with water activity meters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1177-1184.

PETERSEN, R.G., CALVIN, L.D. 1986. Sampling. En: Klute, A. (ed): Methods of soil analysis: Part 1: Physical and Mineralogical Methods, Monograph Number 9. 2nd Edn. 33-51. ASA, Madison, WI.

PINEDA, C., VILORIA, J. 1992. Funciones de pedotransferencia para estimar la retención de humedad en suelos de la Cuenca del Lago de Valencia. *Venesuelos*. (1 y 2): 39-44.

RAWLINS, S.L. 1972. Theory of thermocouple psychrometers for measuring plant and soil water potential. En: Brown, R.W., van Haveren, B.P.(eds): Psychrometry in water relations research; proceedings of the Symposium on Thermocouple Psychrometers. Utah Agric. Exp. Stn. Utah State Univ. 43-50. Logan.

RICHARDS, B.G., 1965. Thermistor hygrometer for determining the free energy of moisture in unsatured soils. *Nature* 208 608-609.

RODRÍGUEZ, A. 2004. Comparación del psicrómetro con la placa de presión como métodos de análisis de retención de agua útil en distintos tipos de suelo. TIT. Universidad de Santiago de Compostela. 122. Lugo.

SAVAGE, M.J., CASS, A., 1984. Measurement errors in field calibration of in situ leaf psychrometers. *Crop Sci*. 24 371-372.

SCANLON, B.R., ANDRASKI, B.J., BILSKIE, J. 2002. Miscellaneous methods for measuring matric or water potential. En: Dane, J.H., Topp, G.C. (eds.): Methods of soil analysis, part 4, physical methods. SSSA. 643-670. Madison, WI.

SREEDEEP, S., SINGH, D.N., 2006. Nonlinear curve-fitting procedures for developing soil-water characteristic curves. *Geotech. Test. J.* 29 (5) 409-418

THAKUR, V.K.S., SREEDEEP, S., SINGH, D.N., 2006. Laboratory investigations on extremely high suction measurements for fine-grained soils. *Geotech. Geol. Eng*. 24 565-578.
USDA., 2004. Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. En: USDA, http://soils.usda.gov/sqi/files/kitspanish.pdf. Fecha de consulta: 25/02/2004.

VILLAR, J.M., FERRER, F. 2005. Técnicas de medida y control del agua en el suelo. En: Mundi Prensa Libros S.A. (eds): Agua y agronomía. Ed. Mundi-Prensa. 23-86.Madrid.

Respuesta de dos especies arbustivas de suelos mineros: bioacumulación y translocación de elementos traza

TRIGUEROS VERA, D[1], ROSSINI OLIVA, S.[2], VALDÉS, B.[2], MONACI, F.[3], BARGAGLI, R.[3], MINGORANCE, M.D.[1]

[1] Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra (CSIC-UGR), Prof. Albareda 1,18008 Granada, España
[2] Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes s/n, 41080 Sevilla, España
[3] Department of Environmental Sciences, University of Siena, Via P.A. Mattioli 4, 53100 Siena, Italia

Resumen

La mayoría de las especies vegetales que se han establecido en el área minera de Riotinto se han adaptado a las condiciones edafo-climáticas de la zona que son hostiles para muchas plantas. Para la revegetación de estas áreas se requiere información acerca de la respuesta de las comunidades vegetales nativas a las condiciones de estrés existentes. En este trabajo se ha evaluado la respuesta de *Erica australis y Nerium oleander*, especies espontáneas y abundantes en el área de Riotinto, frente a elementos traza presentes en los suelos (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) en concentraciones espacialmente variables, y en algunos casos superiores a los niveles de referencia. Se evaluó la distinta capacidad de acumulación/translocación de dichos metales en las dos especies mediante los factores de bioacumulación (FB = M_{hoja} / M_{suelo}) y de translocación (FT = M_{hoja} / M_{raiz}). En general, ninguna especie muestra acumulación de metales en las hojas (FB < 1). Un caso a señalar es el del Pb, que a pesar de las elevadas concentraciones en las que se encuentra en el suelo, no es translocado a la parte aérea de ninguna de las especies debido a mecanismos de exclusión. En cambio, cantidades significativas de Ni se translocan de la raíz a la parte aérea en *N. oleander*. Los valores de Cr, Ni y Pb encontrados en la parte aérea de *E. australis* y de Cd, Ni, Pb y Zn en *N. oleander son* superiores a los que se consideran normales para las plantas. Los resultados indican que, aunque las dos especies presentan diferente comportamiento frente a los elementos traza, ambas muestran propiedades adecuadas para su uso en fitorremediación.

Palabras clave

Erica australis, *Nerium oleander*, minera, metal, acumulación, translocación.

1. Introducción

El área minera de Riotinto (SO de España, provincia de Huelva) se encuentra situada en una zona que geológicamente se denomina Faja Pirítica Ibérica, que es rica en yacimientos de pirita y en mineralizaciones de manganeso. La cantidad de metales existentes han hecho que estas minas hayan sido explotadas desde la prehistoria; desde la época de los Romanos se han estado extrayendo cobre, plata y oro (Márquez et al., 2004). Este hecho ha influido en las características de gran parte de los suelos de la zona, que presentan una elevada acidez, unas altas concentraciones de elementos traza y unas bajas cantidades de nutrientes minerales. Sin embargo, las especies vegetales de áreas mineras poseen mecanismos que les permiten sobrevivir y son capaces de acumular o excluir metales (Abreu et al., 2008). En un trabajo reciente (de la Fuente et al., 2010) se han clasificado la mayoría de las especies de los suelos mineros de Riotinto como exclusoras. Estas especies son muy interesantes para su uso en fitorremediación (Carrillo-González & González-Chávez, 2006).

La fitorremediación es una práctica de remediación de suelos contaminados que se define como el uso de plantas para remover contaminantes del ambiente o para convertirlos en inocuos (Salt et al., 1998). Se suele dividir en 5 subgrupos: fitoextracción, las plantas remueven metales del suelo y los concentran en las partes cosechables (Kumar et al., 1995); fitoestabilización, las plantas reducen la movilidad y la biodisponibilidad de contaminantes, ya sea a través de procesos de inmovilización o de migración (Smith & Bradshaw, 1972; Vangronsveld et al., 1995); fitodegradación, el uso de plantas y microbios asociados para degradar los contaminantes orgánicos (Burken & Schnoor, 1997); rizofiltración, donde las raíces de las plantas absorben metales de los desechos (Dushenkov et al., 1995); y la fitovolatilización, que consiste en la volatilización de contaminantes a la atmósfera a través de las plantas (Burken & Schnoor, 1999; Bañuelos et al., 1997). La implantación de una cubierta vegetal tolerante evita además la erosión y mejora las características edáficas a la vez que reduce el impacto visual. Para la revegetación de áreas degradadas se requiere información acerca de la respuesta de las comunidades vegetales nativas a las condiciones de estrés del medio. Entre las especies arbustivas más representadas en la zona minera de Riotinto se encuentran Nerium oleander, Erica australis, Erica andevalensis, Cistus ladanifer, Cistus populifolius, Cistus monspeliensis, Cistus salvifolius y Ulex eryoclaudus (Trigueros Vera et al., 2010). De todas ellas, debido a su abundancia en toda el área, se han elegido E. australis y N. oleander para estudiar su comportamiento frente a algunos de los elementos traza presentes en los suelos de Riotinto.

Con el fin de evaluar el potencial fitorremediador de dichas especies vegetales se han utilizado dos factores: el de bioacumulación (FB) y el de translocación (FT). Las plantas que translocan una mayor cantidad de metales a la parte aérea (FT > 1) podrían presentar mayor potencialidad para ser empleadas en técnicas de fitoextracción. Las especies que inmovilizan los metales preferentemente en las raíces (FT < 1) podrían ser interesantes por su uso en fitoestabilización o fitoinmobilización. Las plantas que poseen un FB > 1 pueden ser consideradas buenas candidatas para su uso en fitoextracción, puesto que son acumuladoras (Baker, 1981). Así, el uso de estos dos factores nos permitirá caracterizar el potencial fitorremediador de E. australis y N. oleander.

2. Objetivo

El presente trabajo tiene como objetivo el estudio del comportamiento de dos especies vegetales ampliamente representadas en la zona minera de Riotinto, *Erica australis* y *Nerium oleander*, frente a Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn. Para ello se estudiará la acumulación de dichos elementos en sus raíces y hojas y se calcularán los factores de translocación (FT) y de bioacumulación (FB.) Dichos factores, a su vez, nos darán una información acerca del potencial fitorremediador de cada una de las especies.

3. Metodología

3.1. Área de estudio y material vegetal

Erica australis L. es una especie arbustiva perenne, de hasta 2,5 m de altura, que presenta potencialidad para colonizar áreas degradadas formando densos matorrales (Cruz et al., 2003). En la cuenca minera de Riotinto es frecuente encontrarla formando comunidades de tipo *Ericetum australi-andevalensis* (Rivas-Martínez et al., 2001) con especies como *E. andevalensis* y *C. ladanifer*. El material vegetal y los suelos de *E. australis* fueron recolectados en los puntos Z, RT1, PHG, PHC y PH que se describen a continuación.

N. oleander es un arbusto perenne esclerófilo, de hasta 6 m, nativo de regiones Mediterráneas europeas y de Oriente Medio (Rivas Goday y Piniés, 1949). Es de gran interés para prácticas de revegetación de áreas degradadas debido a su valor ornamental y a su capacidad para aclimatarse a condiciones ambientales adversas (Abdolzadeh et al., 2008). Las muestras vegetales y de suelos de *N. oleander* fueron tomadas en los puntos N, RT, PO, NA.

El material se ha muestreado en diferentes sitios dentro del área minera de Riotinto. En Peña de Hierro, una zona muy próxima al nacimiento del río Tinto, se muestrearon tres sitios: PHG, un brezal de *E. australis* y *Erica umbellata* (5%), con manchas de *Cistus ladanifer* junto con plantaciones de eucaliptos y pinos sobre una antigua masa de gossan; PHC, próxima a la anterior formado por un núcleo principal de *E. australis* y plantación de *Pinus pinea*, *P. pinaster* y eucaliptos; y PH, que representa un brezal a menor altitud. Los puntos RT y RT1 se encuentran a orillas del río Tinto, próximos a su nacimiento, siendo RT la zona en contacto directo con el agua del río. El punto Z se encuentra próximo a la localidad de Zaranda sobre una escombrera con plantaciones mixtas de *E. australis* y *E. andevalensis*. El punto N, próximo al municipio de Nerva representa un sitio muy degradado con restos de pizarras y cuarcita y manchas de vegetación aislada. En NA se encuentran las adelfas de mayor porte, formando densas comunidades junto a diversas especies que crecen a orillas de un pequeño arrollo contaminado con residuos líquidos urbanos. Por último el punto PO, se encuentra en las orillas del río Odiel. De cada punto se tomaron muestras de hojas y raíces de, al menos, 3 plantas y muestras de suelo cercano a cada una de las plantas. Las muestras control se obtuvieron de poblaciones presentes en la misma unidad geológica, en áreas alejadas de posibles fuentes de contaminación (Linares de la Sierra para *E. australis* y Alanís para *N. oleander*).

3.2. Parte experimental

El material vegetal se llevó al laboratorio y se lavó primero con agua del grifo y luego con agua destilada. Se separaron hojas y raíces, se secaron a 60 ºC durante 48 h, se molieron y se sometieron a digestión con HNO_3 + H_2O_2 en un digestor de microondas (MarsXpress, CEM). Las muestras de suelo se secaron al aire, fueron tamizadas (< 2mm) y digeridas con *aqua regia* en digestor de microondas (Milestone MLS 1200 mega). Posteriormente se determinó la cantidad de elementos traza por ICP-OES (Thermo ICAP 6000SERIES). Para el control de calidad de los métodos analíticos se usaron las muestras de referencia Pine Needle (NBS 1575) y *Olea europea* (BCR 62), para plantas, y Montana Soil (NIST 2111) y Amended Soil (BCR 143) para suelos, con una recuperación del 90 al 105%.

Se calculó FT como la concentración de un elemento en hojas respecto a la concentración de dicho elemento en raíces: $FT = M_{hoja} / M_{raiz}$; y FB como la concentración de un elemento en hojas respecto a la concentración total de dicho elemento en el suelo donde crece la planta: $FB = M_{hoja} / M_{suelo}$. El factor de enriquecimiento (FE) se definió como la relación entre la concentración de un elemento traza en el suelo minero y la concentración de dicho elemento en el suelo control correspondiente: $FE = M_{S.minero} / M_{S.control}$.

3.3. Tratamiento estadístico de los datos

El tratamiento estadístico se llevó a cabo con SPSS 15.0 (SPSS Inc.). Se contrastó la normalidad de los datos (test de Shapiro-Wilks) y la homogeneidad de varianzas (test de

Levene). En el caso de no cumplirse estas premisas se utilizó el test no paramétrico de la U de Mann-Whitney. Se determinaron las correlaciones existentes entre los elementos traza determinados en suelo, hojas y raíces de las dos especies mediante el coeficiente de Pearson. La significación que se eligió para aceptar la hipótesis nula fue de 0,05.

4. Resultados

4.1. Contenido de elementos traza en los suelos de Riotinto y de las zonas control

Al compararse con sus respectivos controles, los suelos de Riotinto presentaron mayores concentraciones de Cd, Cu y Pb (Tablas 1 y 2). En los suelos donde crece *N. oleander* el enriquecimiento en elementos traza es más notable como puede apreciarse en los altos valores de los FE (Tabla 1). En relación al contenido en metales de los puntos muestreados dentro del área minera, los valores de Ni en los suelos donde crece *N. oleander* son significativamente superiores ($p = 0,03$) a los de los suelos en los que crece *E. australis*. Ambos suelos no presentan diferencias significativas ($p > 0,05$) en el contenido de los demás elementos traza analizados.

Tabla 1. Valores de FE para los elementos traza analizados en los suelos de Riotinto donde crece Nerium oleander. Sólo se muestran los valores de FE > 1.

	N	RT	PO	NA
Cd	57	44	6,8	4,1
Cu	23	4,4	9,9	10
Pb	89	15	7,6	7,0
Zn	6,4	5,6	10	12

Tabla 2. Valores de FE para los elementos traza analizados en los suelos de Riotinto donde crece Erica australis. Sólo se muestran los valores de FE > 1.

	Z	RT1	PHG	PHC	PH
Cd		5,9	4,8	29	5,5
Cu		3,1	3,9	3,8	
Pb	3,2	11	7,7	15	7,3
Zn					

4.2. Contenido de elementos traza en las plantas de Riotinto y de las zonas control

Los contenidos de elementos traza determinados en hojas y raíces de las plantas y en sus suelos acompañantes se muestran en la tabla 3. Los ejemplares de adelfa muestreados en Riotinto presentan cantidades superiores de Cu ($p = 0,04$) y Pb ($p = 0,02$) en raíces y de Cu ($p = 0,04$), Ni ($p = 0,04$) y Zn ($p = 0,04$) en hojas en comparación con el control. Las plantas de erica de Riotinto presentan mayores cantidades de Cr ($p = 0,03$), Ni ($p = 0,01$) y Pb ($p = 0,01$) en hojas y de Cr ($p = 0,01$), Cu ($p = 0,01$), Ni ($p = 0,01$) y Pb ($p = 0,01$) en raíces, y menores de Cd en raíz ($p = 0,01$), en comparación con el control. Por lo que se refiere a las diferencias entre las dos especies, los ejemplares de *N. oleander* presentan cantidades significativamente superiores de Cd en raíces ($p = 0,03$) y Zn ($p = 0,01$) en hojas en comparación con *E. australis*, aunque esta última presenta mayores contenidos ($p = 0,01$) de Pb en raíces.

Tabla 3. Contenidos medios (expresados como mediana; mg/kg) de elementos traza determinados en hojas, raíces y suelos de E. australis y N. oleander, tanto de la zona minera como de los puntos control. ld.d., límite de detección. .

			E. australis		***N. oleander***	
			Punto control	*Zona minera*	*Punto control*	*Zona minera*
Elemento traza	**Cd**	**Hoja**	0,50	< l.d.d.	0,50	0,40
		Raíz	0,50	0,15	0,50	0,87
		Suelo	0,68	5,05	0,14	3,66
	Cr	**Hoja**	0,75	3,10	0,80	1,21
		Raíz	2,25	4,86	8,35	2,85
		Suelo	43,4	< l.d.d.	39,8	33,3
	Cu	**Hoja**	4,30	4,10	3,95	10,3
		Raíz	8,60	71,0	4,30	41,9
		Suelo	21,3	164	22,3	224
	Ni	**Hoja**	0,80	2,30	0,70	4,29
		Raíz	1,05	5,20	3,85	2,80
		Suelo	11,8	< l.d.d.	17,3	15,5
	Pb	**Hoja**	0,90	1,40	0,85	1,75
		Raíz	10,4	77,7	1,40	12,6
		Suelo	7,92	318	26,0	290
	Zn	**Hoja**	32,9	25,7	24,0	66,2
		Raíz	27,4	31,6	23,8	84,4
		Suelo	32,1	34,6	21,2	176

4.3. Relaciones entre los elementos traza en suelo y planta

Para comprobar si la cantidad de metales en suelo influye sobre los niveles en las partes vegetales se calculó el coeficiente de correlación de Pearson (Tabla 4). Tan sólo los niveles de Pb y Zn en el material vegetal analizado se encuentran relacionados significativamente ($p < 0,05$) con los niveles totales de elementos traza en los suelos donde crecen las plantas.

Tabla 4. Correlaciones entre los elementos en suelo y los presentes en tejidos vegetales ($n \geq 11$) a través del coeficiente de Pearson. Se muestran sombreados los casos en los que el coeficiente de Pearson resultó ser significativo ($p < 0,05$).

	Hojas	**Raíces**
Cd	-0,501	-0,323
Cr	-0,498	0,191
Cu	0,557	-0,077
Ni	-0,053	-0,102
Pb	0,899	0,103
Zn	0,716	0,673

4.4. Coeficientes de bioacumulación y de translocación

Dado que las cantidades de Cr y Ni en los suelos muestreados donde crece *E. australis* se encontraron por debajo del límite de detección, no se calculó FB para dichos metales en estos puntos. Los ejemplares de erica presentaron valores de FB < 1, o se encuentran próximos a la unidad, para todos los elementos estudiados (Fig. 1). Esta especie no transloca elementos traza a su parte aérea (Fig. 2).

Como se puede observar en la figura 1, los valores de FB en *N. oleander* para todos los elementos estudiados son menores a 1 o se encuentran próximos a la unidad. En esta especie se han observado valores de FT > 1 para el Ni, Cr y Zn en dos de los sitios muestreado (N y RT, Fig. 2).

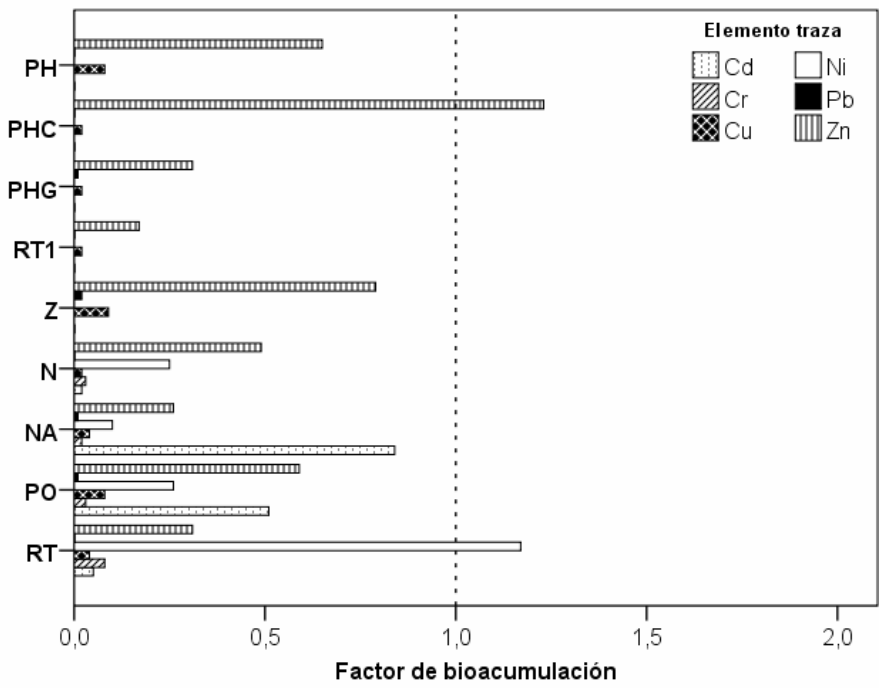


Figura 1. Factores de bioacumulación determinados para Erica australis (PH, PHC, PHG, RT1 y Z) y Nerium oleander (N, NA, POP y RT) en la zona minera de Riotinto.

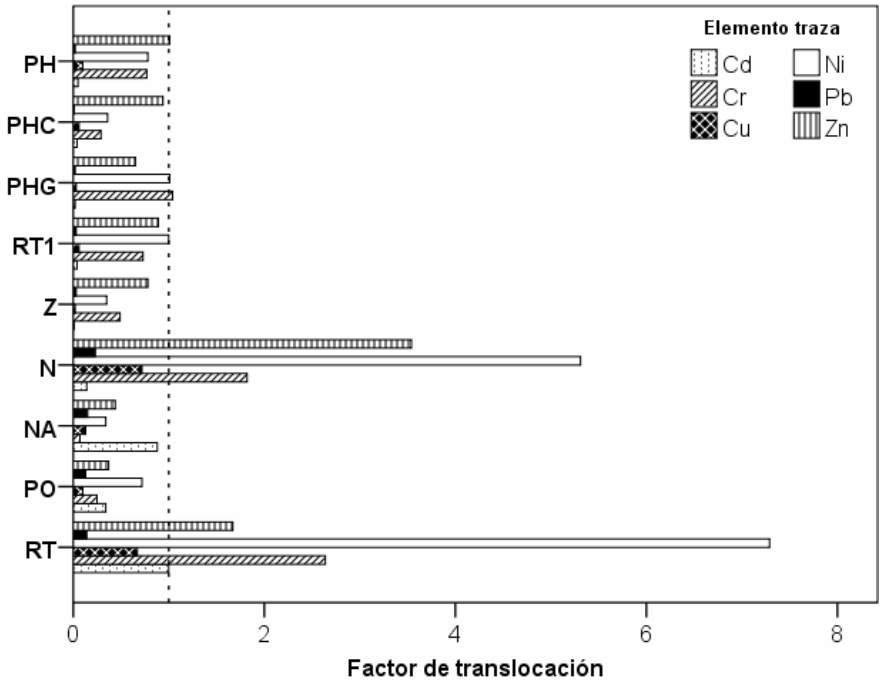


Figura 2. Factores de translocación determinados en Erica australis (PH, PHC, PHG, RT1 y Z) y Nerium oleander (N, NA, POP y RT) en la zona minera de Riotinto.

5. Discusión

Los niveles de Cd, Cu y Pb de los suelos muestreados en el área de estudio, y los de Zn en los suelos donde crece *N. oleander*, exceden los niveles máximos permitidos (Alloway,

1995). De hecho, estos elementos traza son los que presentan mayor enriquecimiento en al área de estudio. Por otra parte, al compararse con los puntos donde crece *E. australis*, los suelos próximos a *N. oleander* se encuentran más contaminados por los elementos estudiados respecto al control.

Los ejemplares de *Nerium oleander* muestreados en Riotinto presentan unos niveles foliares de Cd, Ni y Pb superiores a los valores de referencia (Markert, 1992). En su trabajo, de Jesús et al. (2000) encontraron unas concentraciones de Cu, Pb y Zn en hojas inferiores a las obtenidas en los ejemplares muestreados en Riotinto, mientras que Mingorance & Rossini Oliva (2006) observaron valores similares de Cu y Pb, aunque menores de Zn y Cr en adelfas muestreadas en sitios afectados por diferentes fuentes de contaminación. Como queda patente en los datos obtenidos en este y otros estudios, *N. oleander* es una especie que presenta variabilidad en sus contenidos foliares de elementos traza. Considerando la variabilidad de los datos, las adelfas de Riotinto, a pesar de crecer en suelos cinco veces más contaminados, poseen unas cantidades de Cd, Cr y Pb en hojas similares al control. Esto hecho nos indica que esta especie actúa como exclusora para dichos metales. De hecho, presenta unos niveles de elementos traza en hojas que no pueden ser considerados tóxicos (Kabata-Pendias, 2001). Además, los bajos valores de bioacumulación obtenidos, sobre todo para Cr, Cu y Pb (FB < 0,1), reflejan la capacidad de *N. oleander* para limitar las concentraciones de metales en su parte aérea, apta para usar en programas de fitoestabilización. Además, *N. oleander* puede presentar potencial para fitoextraer Ni, aunque estos resultados necesitan un estudio más detenido ya que los valores de FT > 1 tan sólo han sido observados en dos de los puntos. Esta especie presenta cierto valor ornamental, una elevada biomasa y un extenso sistema radicular que la hacen aún más interesante desde un punto de vista fitoremediador.

Los niveles de Cr, Ni y Pb en hojas de *E. australis* muestreadas en Riotinto, superan los valores de referencia (Markert, 1992). Sin embargo, ninguno de estos niveles puede ser considerado tóxico (Kabata-Pendias, 2001). Las hojas de erica recolectadas en el área minera presentan unas concentraciones de Pb mayores a las encontradas en las plantas control; estos mayores niveles se corresponden con unas mayores concentraciones de Pb en suelos. Aún así, los bajos niveles de bioacumulación obtenidos para dicho elemento (FB < 0,1) reflejan cierta capacidad para limitar las concentraciones de Pb en su parte aérea (1,1-3,2 mg/kg) a pesar de la existencia de unas elevadas concentraciones en suelo (135-620 mg/kg). Los valores de Zn y Ni en hojas de erica son similares a los obtenidos en la parte aérea de ejemplares de la misma zona (de la Fuente et al., 2010) y en la de ejemplares de la mina de Sao Domingo (S Portugal) (Abreu et al., 2008). El hecho de que *E. australis* no transloque ninguno de los elementos traza sugiere que posee una estrategia exclusora (Baker, 1981) frente a todos los elementos estudiados, por lo que puede resultar muy útil en programas de fitoestabilización de áreas degradas.

6. Conclusiones

N. oleander, debido a su elevada tolerancia a los elementos traza y a su valor ornamental, puede ser usada en planes de revegetación de zonas degradadas, favoreciendo la inmovilización de contaminantes y disminuyendo la erosión e impacto visual en el área minera.

E. australis sigue estrategias de exclusión para hacer frente a las elevadas cantidades de ciertos elementos potencialmente tóxicos. Esta especie no bioacumula ninguno de los

elementos traza analizados. Por sus características, *E. australis* se presenta como buena candidata para realizar labores de fitoestabilización en los suelos mineros de Riotinto.

7. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por la Fundación Ramón Areces (Título del proyecto: Mecanismos de Resistencia a Metales Pesados en Especies Significativas de la Cuenca Minera de Riotinto). Se agradece al personal técnico del Invernadero de la Universidad de Sevilla la ayuda prestada.

8. Bibliografía

ABDOLZADEH, A., SHIMA, K., LAMBERS, H., CHIBA, K., 2008: Change in uptake, transport and accumulation of ions in *Nerium oleander* (Rosebay) as affected by different nitrogen sources and salinity. *Ann Bot* 102, 735-746.

ABREU, M.M., TAVARES, M.T., BATISTA, M.J., 2008: Potential use of *Erica andevalensis* and *Erica australis* in phytoremediation of sulphide mine environments: São Domingos, Portugal. *J Geochem Explor* 96, 210-222.

ALLOWAY, B.J., 1995. Heavy metals in soils. 2nd ed. Blackie academic and profesional. Suffolk.

MÁRQUEZ, B., HIDALGO, P.J., HERAS, M.A., VELASCO, R., CÓRDOBA, F., 2004. *Erica andevalensis*: un *brezo* endémico de la zona minera de Huelva. II Jornadas técnicas de ciencias ambientales, Madrid.

BAKER, A.J.M., 1981. Accumulators and excluders: strategies in the response of plants to heavy metals. *J Plant Nutr* 3, 643-654.

BAÑUELOS, G.S., AJWA, H.A., TERRY, N., ZAYED, A., 1997. Phytoremediation of selenium laden soils: a new technology. *J Soil Water Conserv* 52, 426-430.

BURKEN, J.G., SCHNOOR, J.L., 1997. Uptake and metabolism of atrazine by poplar trees. *Environ Sci Technol* 31, 1399-1406.

BURKEN, J.G., SCHNOOR, J.L., 1999. Distribution and volatilization of organic compounds following uptake by hybrid poplar trees. *Intl J Phytoremediat* 1, 139-151.

CARRILLO-GONZÁLEZ, R., GONZÁLEZ-CHÁVEZ, M.C.A., 2006. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environ Pollut* 144, 84-92.

CRUZ, A., PÉREZ, B., VELASCO, A., MORENO, J.M., 2003. Variability in seed germination at the interpopulation, intrapopulation and intraindividual levels of the shrub *Erica australis* in response to fire-related cues. *Plant Ecol* 169, 93-103.

DE JESÚS, E.F.O., SIMABUCO, S.M., DOS ANJOS, M.J., LOPES, R.T., 2000. Synchrotron radiation X-ray fluorescence analysis of trace elements in *Nerium oleander* for pollution monitoring. *Spectrochim Acta Pt B-At Spec*, 55, 1181-1187.

DE LA FUENTE, V., RUFO, L., RODRÍGUEZ, N., AMILS, R., ZULUAGA, J., 2010. Metal accumulation screening of the Río Tinto flora (Huelva, Spain). *Biol Tr Elem Res* 134, 318-341.

DUSHENKOV, V., KUMAR, P.B.A.N., MOTTO, H., RASKIN, I., 1995. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams, *Environ Sci Technol* 29, 1239-1245.

KABATA-PENDIAS, A., 2001: Trace elements in soils and plants, 3rd ed. CRC, Boca Raton. Florida.

KUMAR, P.B.A.N., DUSHENKOV, V., MOTTO, H., RASKIN, I., 1995. Phytoextraction-the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ Sci Technol* 29, 1232-1238.

MARKERT, B., 1992. Establishing of 'Reference Plant' for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting. *Water Air Soil Pollut* 64, 533-538.

MINGORANCE, M.D., ROSSINI OLIVA, S., 2006. Heavy metals content in *N. oleander* leaves as urban pollution assessment. *Environ Monit Assess* 119, 57-68.

RIVAS-MARTÍNEZ, S., DE LA FUENTE, V., RODRÍGUEZ, N., ORTÚÑEZ, E., AMILS, R., 2001. Mineral composition of the soils and *Erica andevalensis* plants community in the Tinto river (Southwest Spain). Libro de resúmenes XVIII *Jornadas de Fitosociología*. p. 163. León.

RIVAS GODAY, S., MANUEL PINIES, C., 1949. Acerca del área ecológica de la adelfa (*Nerium oleander* L.). *Farmacognosia* 15, 223-230.

SALT, D.E., SMITH, R.D., RASKIN, I., 1998. Phytoremediation. *Annu Rev Plant Physiol* 49, 643-668.

SMITH, R.A.H., BRADSHAW, A.D., 1972, Stabilization of toxic mine wastes by the use of tolerant plant populations. *Trans Inst Min Metall A-Min I* 81, 230-237.

TRIGUEROS VERA, D., PARRA MARTÍN, R., ROSSINI OLIVA, S., 2010. Effect of chemical and physical treatments on seed germination of *Erica australis*. *Ann Bo Fenn* 47, ISSN 0003-3847.

VANGRONSVELD, J., VAN ASSCHE, F., CLIJSTERS, H., 1995. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non ferrous metals- in situ metal immobilization and revegetation. *Environ Pollut* 87, 51-59.

Propiedades químicas y contenido de macronutrientes edáficos en masas naturales de *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. y *Quercus pyrenaica* Willd. en Galicia

DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P., FERNÁNDEZ, V.

Departamento de Ingeniería Agroforestal. Escuela Politécnica Superior. Campus Universitario s/n. 27002-Lugo. Universidad de Santiago de Compostela. ignacio.diazmaroto@usc.es

Resumen

Un total de 52 perfiles edáficos bajo masas naturales de roble albar (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) y 40 de rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.), distribuidos en el área noroeste de la Península Ibérica fueron muestreados. En ellos, se estimaron ocho parámetros edáficos (cuatro relacionados con las propiedades químico-nutritivas del suelo –pH, MO, N y relación C/N–, y cuatro con su fertilidad –P, K, Ca, Mg–). El sustrato en todos los casos fue silíceo y los suelos, la mayoría, del tipo Regosol Úmbrico. Los contenidos en materia orgánica y nitrógeno fueron más elevados en los suelos bajo *Quercus petraea* y la relación C/N fue significativamente más elevada en suelos bajo rebollo que bajo roble albar, al igual, sucedió con la concentración de los macronutrientes. La aplicación de análisis de componentes principales a los parámetros edáficos considerados mostró diferencias significativas entre los suelos de las dos especies estudiadas.

Palabras clave

Propiedades químicas, Macronutrientes, roble albar, rebollo, noroeste peninsular.

1. Introducción

La composición química de los suelos y su estructura están influenciadas por la roca madre, la climatología, la fisiografía y los factores bióticos, factores que determinan su fertilidad (KLUTE, 1986; MENGEL & KIRKBY, 2001). Los suelos del noroeste peninsular y, particularmente los gallegos, son en su mayoría ácidos, incluso, en algunos casos extremadamente ácidos (CALVO DE ANTA Y DÍAZ-FIERROS, 1981; CAMPS et al., 2004). Las borrascas atlánticas afectan gran parte del año a este territorio, dando lugar a una elevada pluviosidad y, a una intensidad de las precipitaciones en un periodo continuo dentro del ciclo anual, lo que resulta decisivo para diferenciar estos suelos (CARBALLEIRA et al., 1983; DÍAZ-MAROTO, 1997). Estos aspectos se acentúan, debido a las características de drenaje de los suelos, que favorecen una elevada infiltración, a la existencia de un importante flujo por escorrentía y al régimen de temperaturas, lo que facilita el avance del proceso de alteración y, en definitiva, de la propia acidificación (GÓMEZ-REY Y CALVO DE ANTA, 2002; CAMPS et al., 2004).

Los suelos ligeramente ácidos, son incluso, más favorables que los alcalinos para lograr una vegetación diversa, por tanto, la existencia del propio proceso de acidificación no debería suponer menor calidad de estación forestal (KAZDA et al., 2004; BÈRGES et al., 2006). La riqueza en nutrientes, tanto macro- como micronutrientes, si tiene una mayor importancia en la calidad de estación (HOYOS Y MACARI, 1999); el contenido de calcio, magnesio, potasio y sodio de los suelos gallegos, varía sobre todo con el material geológico, mientras que el fósforo muestra un patrón muy irregular (DÍAZ-MAROTO et al., 2005).

La distribución de *Quercus petraea* dentro de la Península Ibérica es muy dispersa, aunque de mayor amplitud que la de roble pedunculado (*Q. robur* L.), concentrándose, principalmente en toda la zona montañosa septentrional, desde Os Ancares gallegos hasta el Pirineo catalán (AMARAL, 1990; RUIZ DE LA TORRE, 1991). Se mezcla e hibrida fácilmente con *Quercus robur* (*Quercus x rosacea* Bechst.) y *Q. pyrenaica* (*Quercus x trabutii* Hy) (DÍAZ Y FERNÁNDEZ, 1994). En este caso, los bosques estudiados pertenecen a las asociaciones fitosociológicas siguientes (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987; DÍAZ Y FÉRNANDEZ, 1994): *Linario triornithophorae-Quercetum petraeae* (Rivas-Martínez, Izco y Costa ex. F. Navarro 1974) F. Prieto y Vázquez 1987 y *Luzulo henriquesii-Quercetum petraeae* (F. Prieto y Vázquez 1987) Díaz y F. Prieto 1994.

Dentro del área de estudio (Figura 1), *Quercus petraea* se desarrolla sobre litologías mayoritariamente silíceas (pizarras, granitos, cuarcitas,…), en suelos de fertilidad variable, preferentemente sueltos, aunque tolera muy bien los terrenos pedregosos e, incluso, rocosos (VILA-LAMEIRO Y DÍAZ-MAROTO, 2002). El tipo de suelo sobre el que se asientan las masas estudiadas son regosoles en la mayoría de los casos (FAO, 1999; DÍAZ-MAROTO et al., 2005).

El rebollo presenta una distribución mediterránea-occidental, ocupando amplias extensiones en toda la Península Ibérica, siendo la provincia de León donde ocupa una mayor superficie. En Galicia, las mayores masas naturales se ubican en la provincia de Ourense y en la mitad sur de Lugo (Figura 1). También se encuentra en el resto del territorio gallego, muy a menudo mezclado con *Quercus robur*, con el que entra en contacto a lo largo de una amplia franja de ecotonía, formando bosques mixtos, e hibridándose fácilmente, dando lugar a *Quercus x andegavensis* Hy. (DÍAZ-MAROTO, 1997). Las asociaciones fitosociológicas presentes en el área de estudio son las siguientes (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987): *Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae* Rivas-Martínez et al., 1984; *Holco molli-Quercetum pyrenaicae* Br.-Bl., P. Silva y Rozeira 1956; *Genisto falcatae-Quercetum pyrenaicae* Rivas-Martínez in Penas y Díaz 1985.

Los suelos donde se ubican las masas de *Quercus pyrenaica* en el noroeste peninsular, muestran un carácter oligótrofo, o incluso mesótrofo, que difiere poco de los suelos bajo pinar y eucaliptal (COVELO Y GALLARDO, 2002), que son las dos especies que ocupan una mayor superficie en Galicia (DGCONA, 2001). Destacan una relación C/N alta, un porcentaje de saturación muy bajo y unos contenidos en bases cambiables (K, Ca y Mg) bajos en comparación con estos, sin embargo, el contenido en fósforo es muy elevado (GALLARDO et al., 1995; DÍAZ-MAROTO et al., 2006).

Existen numerosos trabajos sobre los suelos bajo robledal dentro del área de estudio, aunque, muchos de ellos, están centrados en el roble pedunculado (CALVO DE ANTA Y DÍAZ-FIERROS, 1981; COVELO Y GALLARDO, 2002; MANNSON & FALKENGREN-GRERUP, 2003; CAMPS et al., 2004). DÍAZ-MAROTO Y VILA-LAMEIRO (2005) y DÍAZ-MAROTO et al. (2005), aportan datos sobre la caracterización edáfica de *Q. robur* en Galicia. También existen estudios que recogen datos edáficos de los bosques de *Q. pyrenaica* en el noroeste de España y en zonas limítrofes (GALLARDO et al., 1995; MARCOS Y LANCHO, 2002; DÍAZ-MAROTO et al., 2006). Dentro de las publicaciones sobre la edafología de los bosques de roble albar, en general y, en particular en el área de estudio, destacan los trabajos de KAZDA et al. (2004), BÈRGES et al. (2005) y HAGEN-THORN & STJERNQUIST (2005).

2. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es caracterizar las principales propiedades de los suelos bajo roble albar y rebollo, con énfasis en sus aspectos químico-nutritivos y en su fertilidad. Y de un modo particular, el principal objetivo, es analizar y comparar las concentraciones de los macronutrientes, calcio, magnesio, potasio y fósforo en masas naturales de *Quercus petraea* y *Q. pyrenaica* en el noroeste peninsular.

3. Metodología

3.1. Área de muestreo y diseño del inventario

El área muestreada, no coincide exactamente en las dos especies estudiadas. Para roble albar, abarca territorios de las Comunidades Autónomas de Galicia (únicamente de la provincia de Lugo) y Asturias, así como de la provincia de León (Figura 1). Los bosques inventariados se encuentran, principalmente, en las sierras orientales gallegas, la zona montañosa del sur de Asturias y la vertiente leonesa de la Cordillera Cantábrica, dentro de la zona más oriental de la provincia biogeográfica Orocantábrica (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987).

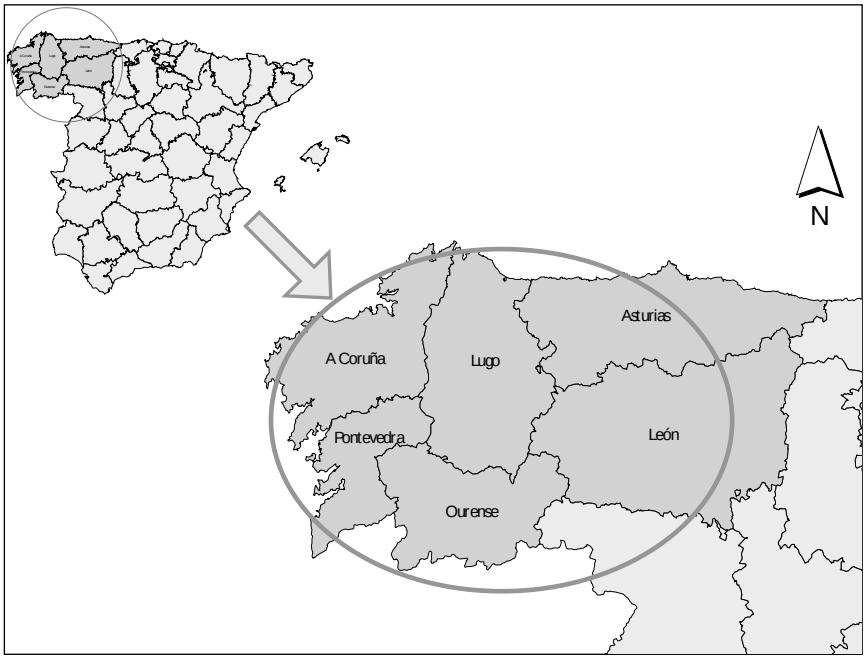


Figura 1. Ubicación del área de estudio dentro de la Península Ibérica

Considerando la información de las teselas de vegetación del Mapa Forestal de España (RUIZ DE LA TORRE, 1991), se delimitó el área de estudio para *Quercus petraea* y se seleccionaron las masas a muestrear. En total, se eligieron 52 puntos de muestreo (20 en Asturias, 17 en Lugo y 15 en León), en ellos se describieron sus características fisiográficas (altitud, pendiente y orientación), roca madre, textura (GUTIÁN, 1964) y tipo de suelo (FAO, 1999) (Tabla 1). En el caso de *Quercus pyrenaica*, los bosques estudiados se ubican todos en Galicia, donde cubren una superficie superior a las 100.000 hectáreas, basándonos en los últimos datos publicados del III Inventario Forestal Nacional (DGCONA, 2001).

Tabla 1. Descripción masas Q. petraea [(A: Asturias, Lu: Lugo; Le: León), fisiografía, roca madre, textura y tipo de suelo]

Nombre (Provincia)	Altitud (m)	Pendiente (%)	Orientación	Roca madre	Textura	Tipo de suelo
Cangas 1 (A)	1000	75	Este	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Cangas 2 (A)	1100	75	Este	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Cerredo 1 (A)	1120	36	Norte	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Cerredo 2 (A)	975	27	Norte	Pizarras	Areno-limosa	Regosol úmbrico
Cerredo 3 (A)	1040	23	Oeste	Pizarras	Areno-limosa	Regosol úmbrico
Cerredo 4 (A)	1165	78	Este	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Cerredo 5 (A)	1120	37	Norte	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Cerredo 6 (A)	1080	43	Norte	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Cortes (A)	860	28	Este	Pizarras/Granito	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Fondos 1 (A)	1110	74	Norte	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Fondos 2 (A)	960	63	Oeste	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Ibías 1 (A)	900	67	Norte	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Ibías 2 (A)	800	54	Norte	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Ibías 3 (A)	750	41	Este	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Lena 1 (A)	970	28	Este	Pizarras	Limosa	Cambisol dístrico
Lena 2 (A)	1075	59	Sur	Pizarras	Limosa	Cambisol dístrico
Teverga 1 (A)	995	42	Oeste	Pizarras/Granito	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Teverga 2 (A)	1030	30	Sur	Pizarras/Granito	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Teverga 3 (A)	1160	24	Oeste	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Teverga 4 (A)	1125	21	Oeste	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Ancares 1 (Lu)	1220	52	Norte	Granito	Limosa	Regosol dístrico
Ancares 2 (Lu)	1000	57	Norte	Pizarras/Granito	Limo-arcillosa	Regosol úmbrico
Ancares 3 (Lu)	965	81	Este	Cuarcitas	Limo-arenosa	Leptosol Lítico
Ancares 4 (Lu)	1310	53	Este	Pizarras/Esquistos	Limo-arcillosa	Umbrisol húmico
Ancares 5 (Lu)	1215	50	Oeste	Granito/Cuarcitas	Areno-limosa	Regosol úmbrico
Ancares 6 (Lu)	1190	53	Oeste	Granito/Cuarcitas	Areno-limosa	Regosol úmbrico
Baleira (Lu)	840	42	Norte	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Courel 1 (Lu)	1165	70	Norte	Pizarras	Limosa	Umbrisol húmico
Courel 2 (Lu)	1395	49	Norte	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Courel 3 (Lu)	1000	32	Norte	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Meira (Lu)	665	25	Este	Pizarras	Limosa	Umbrisol húmico
Pastoriza (Lu)	540	8	Norte	Pizarras	Limosa	Umbrisol húmico
Pintinidoira 1 (Lu)	1200	58	Norte	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Pintinidoira 2 (Lu)	1050	52	Norte	Pizarras	Limosa	Umbrisol húmico
Pontenova 1 (Lu)	600	53	Norte	Pizarras/Granito	Limosa	Regosol úmbrico
Pontenova 2 (Lu)	550	58	Oeste	Pizarras/Granito	Limosa	Regosol úmbrico
Pontenova 3 (Lu)	690	47	Oeste	Pizarras/Granito	Limosa	Regosol úmbrico
Candín 1 (Le)	1230	39	Norte	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Candín 2 (Le)	1070	63	Norte	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Palacios 1 (Le)	1160	73	Este	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Palacios 2 (Le)	1035	47	Norte	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Palacios 3 (Le)	1180	57	Este	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Palacios 4 (Le)	1145	35	Este	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Palacios 5 (Le)	1025	90	Este	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Palacios 6 (Le)	1000	26	Norte	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Suarbol 1 (Le)	1175	42	Este	Granito/Areniscas	Limosa	Regosol dístrico
Suarbol 2 (Le)	1165	38	Norte	Granito/Areniscas	Limosa	Regosol dístrico
Suarbol 3 (Le)	1245	51	Norte	Granito/Areniscas	Limosa	Regosol dístrico
Villablino 1 (Le)	1235	37	Norte	Cuarcitas	Limosa	Regosol úmbrico
Villablino 2 (Le)	1230	51	Oeste	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Villablino 3 (Le)	1375	57	Este	Pizarras	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Villablino 4 (Le)	1395	45	Oeste	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico

Al igual que para roble albar, en el caso de las masas de rebollo, la delimitación del área de estudio, se hizo tomando como información de partida el Mapa Forestal de España (RUIZ DE LA TORRE, 1991), posteriormente, se seleccionaron las zonas a muestrear, basándonos en los datos aportados por la guardería forestal y, en información propia (DÍAZ-MAROTO et

al., 2006; DÍAZ-MAROTO Y VILA-LAMEIRO, 2008). El resultado fue, un número de masas menor, ya que también el área a muestrear era menor. En total, se eligieron 40 puntos de muestreo en bosques de rebollo, distribuidos por todo el territorio gallego, donde se describieron, su fisiografía mediante las variables altitud, pendiente y orientación, la roca madre, su textura (GUITIÁN, 1964) y el tipo de suelo (FAO, 1999) (Tabla 2).

Tabla 2. Descripción masas de rebollo [(C: A Coruña, Lu: Lugo; O: Ourense; Po: Pontevedra), fisiografía, roca madre, textura y tipo de suelo]

Nombre (Provincia)	Altitud (m)	Pendiente (%)	Orientación	Roca madre	Textura	Tipo de suelo
A Golada (Po)	532	34	Suroeste	Esquistos	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
A Gudiña (O)	983	7	Noreste	Filitas/Cuarcitas	Limosa	Regosol úmbrico
A Veiga I (O)	956	27	Suroeste	Granodiorita	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
A Veiga II (O)	1095	29	Noreste	Gneis	Areno-limosa	Umbrisol húmico
As Nogais (Lu)	886	60	Norte	Pizarras/Areniscas	Limosa	Umbrisol húmico
Castro Caldelas (O)	550	39	Sur	Gneis	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Corgo (Lu)	387	0	---	Rañas rojizas	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Covas (O)	1054	14	Suroeste	Esquistos/Cuarcitas	Areno-limosa	Cambisol dístrico
Doiras (Lu)	627	49	Noroeste	Pizarras/Cuarcitas	Areno-limosa	Leptosol úmbrico
Entrimo (O)	559	6	Sureste	Granodiorita	Arenosa	Cambisol dístrico
Escairón (Lu)	450	29	Noroeste	Granito	Areno-limosa	Regosol úmbrico
Fonsagrada I (Lu)	602	55	Sur	Calizas/Dolomías	Limo-arenosa	Umbrisol húmico
Fonsagrada II (Lu)	660	63	Noroeste	Pizarras	Limosa	Regosol úmbrico
Guntín I (Lu)	485	30	Suroeste	Esquistos/Cuarcitas	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Guntín II (Lu)	414	34	Sur	Esquistos	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Láncara (Lu)	454	14	Noroeste	Rañas rojizas	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Muiños (O)	621	42	Este	Migmatitas	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
O Curro (Lu)	1172	0	---	Cuarcitas/Pizarras	Limosa	Cambisol gléyico
O Incio (Lu)	576	17	Suroeste	Arenas/Arcillas	Limo-arcillosa	Umbrisol húmico
Blancos I (O)	1136	20	Suroeste	Esquistos/Cuarcitas	Areno-limosa	Umbrisol húmico
Blancos II (O)	824	22	Sureste	Esquistos/Cuarcitas	Arenosa	Regosol úmbrico
Blancos III (O)	862	31	Suroeste	Esquistos/Cuarcitas	Arenosa	Regosol úmbrico
Pedrafita (Lu)	1273	7	Noroeste	Cuarcitas/Pizarras	Limosa	Umbrisol húmico
Pexeiros (O)	1005	26	Sureste	Esquistos/Cuarcitas	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Pías (O)	1205	16	Noroeste	Migmatitas	Limo-arenosa	Cambisol dístrico
Ramilo (O)	1125	25	Noroeste	Gneis	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Ríos (O)	856	20	Sur	Cuarcitas	Limosa	Umbrisol húmico
Rodeiro (Po)	772	0	---	Granito	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
S. Cibrao das Viñas (O)	300	0	---	Esquistos/Cuarcitas	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
S. Xoán do Rio I (O)	813	45	Oeste	Gneis	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
S. Xoán do Rio II (O)	720	40	Norte	Gneis	Limosa	Regosol úmbrico
Sober I (Lu)	474	0	---	Esquistos	Limo-arenosa	Umbrisol húmico
Sober II (Lu)	516	13	Sur	Esquistos	Limo-arenosa	Umbrisol húmico
Santa Comba (Lu)	429	11	Oeste	Esquistos	Limosa	Regosol úmbrico
Valdín (O)	1311	0	---	Gneis	Areno-limosa	Umbrisol húmico
Viana do Bolo I (O)	990	41	Noroeste	Migmatitas	Areno-limosa	Leptosol úmbrico
Viana do Bolo II (O)	715	46	Oeste	Granito	Limo-arenosa	Cambisol dístrico
Vilar de Barrio I (O)	598	20	Sur	Granito	Limo-arenosa	Regosol úmbrico
Vilar de Barrio II (O)	927	33	Suroeste	Granito	Areno-limosa	Cambisol dístrico
Vilardevós (O)	1032	20	Noroeste	Filitas/Pizarras	Limo-arenosa	Cambisol dístrico

En cuanto a las características dendrométricas y selvícolas de las masas forestales inventariadas, comentar que las masas de roble albar son, en general, más maduras que las de rebollo, ya que estás masas, se encuentran en zonas más escarpadas, de fisiografía complicada, hecho que ha dificultado su aprovechamiento por parte del hombre. Presentan, igualmente un área basimétrica mayor, dado que muchas de las masas de rebollo, se cortaron a matarrasa para la obtención de leñas.

3.2. Técnicas de identificación y análisis realizados

Para describir los perfiles edáficos, se realizó, en cada masa, una calicata de 2 m de longitud y 80 cm de anchura, con profundidad hasta la roca madre. Los horizontes se han diferenciado en función del color y/o textura al tacto, recogiéndose una muestra (alrededor de 2 kg) de cada uno, para determinar: 1) color Munsell; 2) humedad, mediante secado en estufa a 105 °C hasta peso constante; 3) análisis físico (separación entre tierra fina -particulas < 2 mm- y gravas); 4) textura (GUITIÁN, 1964); 5) análisis químico [pH, carbono total, nitrógeno total, materia orgánica, relación C/N y macronutrientes] (KLUTE, 1986).

En total, se determinaron 18 parámetros. Los ocho primeros evalúan las propiedades químicas del suelo, los ocho siguientes están relacionados con su fertilidad (macronutrientes) y los dos últimos con las características físicas. Su valor total se determinó calculando la media estándar ponderada de todo el perfil, en el caso de la tierra fina y el total de gravas, para el resto, se obtuvo una media ponderada siguiendo el método de RUSSELL & MOORE (1968). Para los valores superficiales, se consideró el dato correspondiente a los 20 cm superiores del perfil, excepto cuando a esta profundidad, existía más de un horizonte, en estos casos, fue necesario calcular la media ponderada (DÍAZ-MAROTO et al., 2005, 2006). Los parámetros edáficos considerados han sido los siguientes: 1) pH total en H_2O (PH), 2) pH superficial en H_2O (PHS), 3) Materia orgánica total (%) (MO), 4) Materia orgánica superficial (%) (MOS); 5) Nitrógeno total (%) (N); 6) Nitrógeno superficial (%) (NS); 7) Relación carbono/nitrógeno total (C/N); 8) Relación carbono/nitrógeno superficial (C/NS); 9) Fósforo utilizable total (ppm) (P); 10) Fósforo utilizable superficial (ppm) (PS); 11) Potasio cambiable total (ppm) (K); 12) Potasio cambiable superficial (ppm) (KS); 13) Calcio cambiable total (ppm) (Ca); 14) Calcio cambiable superficial (ppm) (CaS); 15) Magnesio cambiable total (ppm) (Mg); 16) Magnesio cambiable superficial (ppm) (MgS); 17) Tierra fina total (partículas < 2mm) (%) (TF); 18) Gravas total (partículas > 2mm) (%) (GRA).

3.3. Análisis estadístico

En primer lugar, se elaboró una base de datos con el conjunto de parámetros calculados en cada punto de muestreo, donde se muestran las características edáficas de los bosques de *Quercus petraea* y *Q. pyrenaica* del noroeste peninsular, la cual se ha analizado estadísticamente de forma univariante (WALPOLE et al., 1999). Posteriormente, mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP), se ha analizado la variabilidad de las propiedades de los diferentes tipos de suelo como combinación de los parámetros edáficos. Dicho análisis ha permitido definir un grupo de nuevas variables o vectores, variable según el caso considerado, resultantes de la combinación de los 18 parámetros iniciales (WALPOLE et al., 1999; SAS INSTITUTE INC., 2004).

4. Resultados y Discusión

4.1. Propiedades químicas y macronutrientes

En general, las propiedades químicas y biológicas más importantes de los suelos quedan reflejadas por una serie de parámetros, igual que sucede con los suelos bajo roble albar. Estos parámetros son: pH, materia orgánica, nitrógeno y relación C/N, los cuales muestran valores similares a los obtenidos como óptimos para bosques de *Quercus* spp., en general, (COVELO Y GALLARDO, 2002; MOHR et al., 2005; SMALL, C.J. & McCARTHY, 2005). Los suelos suelen ser extremadamente ácidos ($4.7 \leq pH < 5.5$) y, a pesar de que la relación C/N tiene un

valor medio cercano a 18, los bajos valores de pH no dan lugar a unas condiciones óptimas de humificación, resultando un humus tipo moder en la mayoría de las masas (MANSSON & FALKENGREN-GRERUP, 2003). El proceso de mineralización se produce a un ritmo lento, ya que los datos correspondientes a los 20 cm superiores del perfil edáfico muestran un contenido medio en materia orgánica de 10,09%, con un pH de 4,59 y una relación C/N media de 17,92 (GALLARDO et al., 1995; OPYDO et al., 2005) (Tabla 3).

Las concentraciones de macronutrientes, excepto el fósforo, (Tabla 3), fueron superiores a las obtenidas en suelos bajo *Quercus robur* (DÍAZ-MAROTO Y VILA-LAMEIRO, 2005), y similares a los valores obtenidos por VILA-LAMEIRO Y DÍAZ-MAROTO (2002), y BÈRGES et al. (2005) en suelos de *Q. petraea*.

El contenido de gravas fue próximo al 56%, con valores máximos > 82% (Tabla 3). Según algunos autores, existe una posible relación entre algunos parámetros químicos con el contenido de limo en los suelos (MENGEL & KIRKBY, 2001). En nuestro caso, es evidente, dada la elevada concentración de nutrientes en los suelos de roble albar que presentan una textura limosa, en comparación con las masas de *Quercus robur*, en los cuales, además, es mucho más habitual que dominen los suelos con textura arenosa (DÍAZ-MAROTO, 1997; DÍAZ-MAROTO et al., 2005).

Tabla 3. Estadísticos descriptivos de los parámetros edáficos para Quercus petraea (1) (n = 52) y Q. pyrenaica (2) (n = 40)

Parámetro	Media		σ_{n-1}		CV (%)		Máximo		Minímo	
Especie	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)
PH	4,72	5,19	0,36	0,29	7,71	5,61	5.65	6,13	4.23	4,30
PHS	4,59	5,18	0,42	0,33	9,28	6,38	5.60	6,13	3.90	4,30
MO (%)	7,82	4,102	4,03	2,691	51,59	65,591	19.82	11,300	1.82	1,010
MOS (%)	10,09	5,510	4,55	3,784	45,16	68,665	24.30	16,792	2.89	1,434
N (%)	0,25	0,151	0,10	0,118	42,85	78,343	0.54	0,555	0.07	0,024
NS (%)	0,32	0,196	0,12	0,151	39,11	76,876	0.72	0,592	0.10	0,034
C/N	17,92	18,36	3,75	4,92	20,94	26,79	25.14	31,92	8.83	10,10
C/NS	14,06	18,35	4,05	5,16	28,85	28,09	20.98	31,61	6.62	10,45
P (ppm)	9,52	9,445	7,48	13,268	78,61	140,477	24.80	71,600	0.93	0,770
PS (ppm)	12,57	9,528	14,48	13,500	115,22	141,687	52.68	72,315	0.76	0,760
K (ppm)	90,03	104,414	52,90	61,971	58,75	59,351	275.09	280,590	25.69	21,920
KS (ppm)	114,67	116,428	56,18	63,269	48,99	54,342	264.50	267,260	37.10	30,935
Ca (ppm)	203,20	154,405	275,66	222,897	135,65	144,359	1135.07	935,760	13.19	0,010
CaS (ppm)	291,29	174,981	342,47	290,350	117,57	165,932	1431.84	1396,896	14.01	0,010
Mg (ppm)	45,54	61,229	42,49	62,212	93,31	101,604	164.96	236,950	3.76	4,158
MgS (ppm)	61,87	62,956	46,78	68,519	75,60	108,836	198.87	265,320	4.79	4,158
TF (%)	43,64	59,44	11,44	15,88	26,22	26,71	67.20	88,30	17.80	27,90
GRA (%)	56,35	40,56	11,44	15,88	20,31	39,16	82.20	72,10	32.80	11,70

También en la Tabla 3, se muestran los estadísticos descriptivos de los parámetros edáficos considerados, con los valores obtenidos para el total del perfil, así como para los 20 cm superiores, en este caso, para las masas de rebollo. Los parámetros pH, materia orgánica, nitrógeno y relación C/N, al igual que en las masas de roble albar, presentan valores similares a los señalados como óptimos para bosques de *Quercus* spp., en general (MANSSON & FALKENGREN-GREMP, 2003; DÍAZ-MAROTO Y VILA-LAMEIRO, 2005).

Son suelos fuertemente ácidos, en su mayoría, si bien, alguno tiene valores inferiores, por ejemplo la masa de A Gudiña, o superiores, alcanzándose valores por encima de 6 (moderadamente ácidos), en Ramilo. La elevada pluviosidad del territorio gallego (CARBALLEIRA et al., 1983), acentúa el carácter ácido de los suelos, pero en este caso, no impide que presenten una adecuada humificación dados los valores de la relación C/N (MANSSON & FALKENGREN-GREMP, 2003), dando lugar a un humus, también de tipo moder, pero que puntualmente, puede ser de tipo mull (DÍAZ-MAROTO et al., 2006). La tasa de mineralización se puede considerar que transcurre a ritmo normal, ya que si analizamos los valores superficiales, el contenido medio en MO es relativamente escaso, el pH tiene un valor de 5,18 y la relacion C/N es superior a 18 (GALLARDO et al., 1995; OPYDO et al., 2005) (Tabla 3).

Al igual que sucede en las masas de roble albar, las concentraciones de macronutrientes, excepto también fósforo, presentan valores superiores a los suelos bajo masas de *Quercus robur* (DÍAZ-MAROTO Y VILA-LAMEIRO, 2005; DÍAZ-MAROTO et al., 2005), siendo similares a los aportados por GALLARDO et al. (1995). Los valores obtenidos para el fósforo pueden ser indicativos de que las zonas ocupadas actualmente por rebollares en Galicia, no han sufrido un cambio de uso de suelo desde tiempos inmemoriales, por ejemplo antiguos cultivos (DÍAZ-MAROTO et al., 2006).

Dentro de las características físicas, el contenido en gravas esta cercano al 40%, con valores máximos superiores al 70% (Tabla 3). La comentada posible relación, de algunos de los parámetros químicos con la fracción limosa (MENGEL & KIRKBY, 2001), se pone de manifiesto por la mayor concentración de nutrientes también en rebollares, con texturas de tipo limoso, respecto a las masas de *Quercus robur*, con una composición textural dominante de tipo arenoso, como ya se comentó (DÍAZ-MAROTO et al., 2005).

4.2. Estudio de la variabilidad de las propiedades edáficas

En los suelos bajo roble albar, los resultados del ACP difieren considerablemente en función del tipo de suelo, siendo bastante complejos de interpretar precisamente, en los suelos con una mayor representación, regosoles úmbricos. Tres vectores han sido necesarios para explicar solo el 70% de la variabilidad encontrada. El primer vector esta representado por el pH (30%), y los otros 2 vectores explican, respectivamente, el 15 y el 11% de dicha variabilidad, correspondiéndose con el nitrógeno y la granulometría de los suelos.

Para *Quercus pyrenaica*, los resultados obtenidos en el Análisis de Componentes Principales, aplicado también a los regosoles úmbricos, aún muestran una mayor complejidad, ya que son necesarios 5 nuevos vectores o variables para explicar el 81% de la variabilidad total. La importancia de cada una de ellos oscila entre, el primero, que explica más del 28% de la variabilidad y, el último, con un 9,1%. En la significación de estas variables influyen, de mayor a menor importancia los parámetros: magnesio, tanto en su valor total como superficial, gravas, tierra fina y fósforo, también totales y superficiales.

5. Conclusiones

La mayoría de los robledales se ubican actualmente en zonas de pendientes moderadas, de mediana y elevada altitud, debido a la presión antrópica que han sufrido a lo largo del tiempo. Tienen clara preferencia por las orientaciones de umbría, sobre todo, roble albar, ya que el rebollo es una especie de temperamento más robusto. Los sustratos silíceos son

dominantes, aunque pueden vivir sobre calizas descalcificadas, siendo las texturas limo-arenosas mayoritarias. La profundidad del suelo suele ser elevada. En cuanto al tipo de suelo, dentro del área de estudio, se asientan sobre todo, bajo regosoles úmbricos, que presentan normalmente un horizonte A profundo, que a veces, puede aparecer subdividido.

Los suelos son fuertemente ácidos, lo que no suele impedir una adecuada humificación, dando lugar a humus de tipo mull o moder. La tasa de mineralización se puede considerar normal y los parámetros químicos presentan valores óptimos para estos bosques. A excepción del fósforo, el resto de macronutrientes tiene concentraciones superiores a las obtenidas en las masas de *Quercus robur*.

Los resultados del ACP, ponen de manifiesto, que en las masas de roble albar son los parámetros pH, nitrógeno y granulometría de los suelos, los que tienen un mayor peso descriptivo en la variabilidad de las propiedades edáficas. En las masas de rebollo, sin embargo, la significación, de mayor a menor importancia, la tienen los parámetros magnesio, tanto en su valor total como superficial, gravas, tierra fina y fósforo, también en sus valores totales y superficiales.

6. Bibliografía

AMARAL, J., 1990. *Quercus*. En: Castroviejo, S. *et al*., (eds.). Flora iberica vol. II: 426-462. Ed. CSIC. Madrid.

BÈRGES, L., GEGOUT, J.C., FRANC, A., 2006. Can understory vegetation accurately predict site index? A comparative study using floristic and abiotic indices in sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) stands in northern France. *Ann. For. Sci.* 63: 31-42.

BÈRGES, L., CHEVALIER, R., DUMAS, Y., FRANC, A., GILBERT, J.M., 2005. Sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) site index variations in relation to climate, topography and soil in even-aged high-forest stands in northern France. *Ann. For. Sci.* 62: 391-402.

CALVO DE ANTA, R., DÍAZ-FIERROS, F., 1981. Consideraciones acerca de la acidificación de los suelos de la zona húmeda española a través de la vegetación. *An. Edafol. Agrobiol.* 40: 411-425.

CAMPS, M., MOURENZA, C., ÁLVAREZ, E., MACÍAS, F., 2004. Influence of parent material and soil type on the root chemistry of forest species grown on acid soils. *For. Ecol. Manage.* 193: 307-320.

CARBALLEIRA, A., DEVESA, C., RETUERTO, R., SANTILLAN, E., UCIEDA, F., 1983. Bioclimatología de Galicia. Editorial Xunta de Galicia-Fundación Barrie de la Maza. 391 pp. A Coruña.

COVELO, F., GALLARDO, A., 2002. Effect of pine harvesting on leaf nutrient dynamics in young oak trees at NW Spain. *For. Ecol. Manage.* 167: 161-172.

DÍAZ, T.E., FERNÁNDEZ, J.A., 1994. La vegetación de Asturias. *Itinera Geobot.* 8: 243-528.

DÍAZ-MAROTO, I.J., 1997. Estudio ecológico y dasométrico de las masas de carballo (*Quercus robur* L.) en Galicia. Tesis doctoral (inédita). 601 pp. Madrid.

DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P., 2005. Seasonal evolution soil chemical properties and macronutrients in natural forests of *Quercus robur* L. in Galicia, Spain. *Agrochimica* 49: 201-211.

DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P., 2008. Natural forests of rebollo oak in Galicia, NW Spain: Main edaphic properties. *J. Plant Nutr.* 31: 1711–1722.

DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P., SILVA-PANDO, F.J., 2005. Autoecology of oaks (*Quercus robur* L.) in Galicia, Spain. *Ann. For. Sci.* 62: 737-749.

DÍAZ-MAROTO, I.J., FERNÁNDEZ-PARAJES, J., VILA-LAMEIRO, P., 2006. Autecology of rebollo oak (*Quercus pyrenaica* Willd.) in Galicia (Spain). *Ann. For. Sci.* 63: 157-167.

DGCONA, 2001. Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006: Galicia. Ed. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.

FAO, 1999. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports, 84.

GALLARDO, J.F., SANTA REGINA, I.S., HARRISON, A.F., HOWARD, D.M., 1995. Organic matter and nutrient dynamics in three ecosystems of the "Sierra de Bejar" mountains (Salamanca Province, Spain). *Acta Oecol.* 16: 447-459.

GÓMEZ-REY, M.X., CALVO DE ANTA, R., 2002. Datos para el desarrollo de una red integrada de seguimiento de la calidad de suelos en Galicia (NO de España): Balances geoquímicos en suelos forestales (*Pinus radiata*). 1. Aportes de elementos por deposición atmosférica y hojarasca. *Edafología* 9(2): 181-196.

GUITIÁN, F., 1964. Técnicas de análisis de suelos. Monografías de Ciencia Moderna, Ed. CSIC, Madrid.

HAGEN-THORN, A., STJERNQUIST, I., 2005. Micronutrients levels in some temperate European tree species: a comparative field study. *Trees* 19: 572-579.

HOYOS, L., MACARI, E.J., 1999. Influence of in situ factors on dynamic response of Piedmont residual soils. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.* 125: 271-279.

KAZDA, M., SALZERL, J., SCHMID, I., VON WRANGELL, P., 2004. Importance of mineral nutrition for photosynthesis and growth of *Quercus petraea*, *Fagus sylvatica* and *Acer pseudoplatanus* planted under Norway spruce canopy. *Plant Soil* 264: 24-34.

KLUTE, A., 1986. Methods of Soil Analyses, 2nd ed. American Society of Agronomy. 1118 pp. Madison.

MANSSON, K.F., FALKENGREN-GRERUP, U., 2003. The effect of nitrogen deposition on nitrification, carbon and nitrogen mineralization and litter C:N ratios in oak (*Quercus robur* L.) forests. *For. Ecol. Manage.* 179: 455-467.

MARCOS, G.M., LANCHO J.F., 2002. Atmospheric deposition in oligotrophic *Quercus pyrenaica* forests: implications for forest nutrition. *For. Ecol. Manage.* 171: 17-29.

MENGEL, K., KIRKBY, E.A., 2001. Principles of Plant Nutrition, 5th ed. Kluwer Academic. 849 pp. Dordrecht.

MOHR, D., SIMON, M., TOPP, W., 2005. Stand composition affects soil quality in oak stands on reclaimed and natural sites. *Geoderma* 129: 45-53.

OPYDO, J., UFNALSKI, K., OPYDO, W., 2005. Heavy metals in polish forest stands of *Quercus robur* and *Q. petraea*. *Water Air Soil Pollut.* 161: 175-192.

RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1987. Memoria y mapas de series de vegetación de España. ICONA. 720 pp. Madrid.

RUIZ DE LA TORRE, J., 1991. Mapa Forestal de España. Varias hojas. DGCONA, Instituto Geográfico Nacional, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

RUSSELL, J.S., MOORE, A.W., 1968. Comparison of different depth weightings in the numerical analysis of anisotropic soil profile data. 9th. Int. Cong. Soil Sci. 4: 205-213.

SAS INSTITUTE INC., 2004. SAS/STAT® 9.1. User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.
SMALL, C.J., McCARTHY, B.C., 2005. Relationship of understory diversity to soil nitrogen, topographic variation, and stand age in an eastern oak forest. *For. Ecol. Manage.* 217: 229-243.

VILA-LAMEIRO, P., DÍAZ-MAROTO I.J., 2002. Las masas actuales de *Quercus petraea* en Galicia. *Inv. Agr. Sis. Rec. For.* 11(1): 5-29.

WALPOLE, R.E., MYERS, R.H., MYERS, S.L., 1999. Probabilidad y estadística para ingenieros, 6ª ed. Prentice Hall. 739 pp. Londres.

Uso de un método rizosférico para la evaluación de la biodisponibilidad de metales pesados en suelos enmendados con lodo de depuradora contaminado con metales pesados

SORIANO DISLA, J.M., GÓMEZ, I., NAVARRO-PEDREÑO, J.

Grupo de Edafología ambiental, Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández de Elche.

Resumen

La aplicación de lodos de depuradora en suelos agrícolas es una práctica habitual para gestionar la cada vez mayor producción de este residuo, retornando nutrientes y materia orgánica al suelo. Sin embargo, esta aplicación puede poner en riesgo al medio y afectar a la salud humana debido a la presencia de metales pesados. Para determinar riesgos potenciales derivados de la presencia de metales pesados, es conveniente estimar la fracción biodisponible de los mismos en vez de la total. A pesar de que se han realizado numerosos trabajos a fin de encontrar un método adecuado para evaluar la biodisponibilidad de metales pesados en suelos con distintas características, no existe una metodología que pueda ser utilizada de forma universal. Por este motivo, el objetivo principal de este estudio fue estudiar la efectividad de un método rizosférico (LMWOAs, del inglés, *low-molecular weight organic acid solution*) para la evaluación de la biodisponibilidad de metales pesados en suelos rizosféricos, tras la aplicación de un lodo de depuradora contaminado con sales metálicas, analizando también, el efecto de las propiedades del suelo en los modelos de estimación. El experimento, desarrollado en invernadero, consistió en el cultivo de plantas de cebada (*Hordeum vulgare*) en 36 suelos diferentes previamente enmendados con una única dosis (15,71 g kg^{-1}, peso seco) de un lodo de depuradora contaminado con sales metálicas. A las ocho semanas, las plantas completas fueron muestreadas y se analizaron las concentraciones de Cd, Cr y Pb en raíz, comparándolas con los contenidos extraídos por el LMWOAs. Se obtuvieron unos coeficientes de correlación relevantes para el conjunto de todos los suelos (n=36; r=0,758, p<0,001 para Cd, r=0,762, p<0,001 para Cr y r=0.723, p<0,001 para Pb). Sin embargo, esos resultados estuvieron influenciados por los obtenidos en los suelos ácidos (n=6; r=0,983, p<0,001 para Cd, r=0,888, p<0.01 para Cr y r=0,898, p<0.01 para Pb), ya que este extractante no fue adecuado para estimar la concentración de estos metales pesados en los suelos básicos (n= 30; r=0,111, p>0,05 para Cd, r=0,002, p>0,05 para Cr y r=0,037, p>0,05 para Pb). Estas predicciones fueron considerablemente mejoradas cuando las propiedades del suelo se incorporaron a los modelos predictivos (n=36; r^2=0,730, p<0,001 para Cd, r^2=0,800, p<0,001 para Cr y r^2=0,719, p<0,001 para Pb), con la textura presente en todos ellos.

Palabras clave

Biodisponibilidad, LMWOAs, lodo de depuradora, metales pesados, propiedades del suelo, rizosfera.

1. Introducción

La aplicación de lodos de depuradora es una práctica para gestionar un residuo, retornando nutrientes y materia orgánica que pueden ayudar a recuperar suelos degradados

(Bernal *et al*., 1998; Speir *et al*., 2003). Sin embargo, la preocupación científica acerca de estas aplicaciones ha aumentado debido a la presencia de metales pesados y otros elementos tóxicos (McBride, 2003; Basta *et al*., 2005).

Para estimar riesgos potenciales derivados de la presencia de metales pesados es preferible determinar la biodisponibilidad de los mismos frente a los valores totales (Tack & Verloo, 1995; Menzies *et al*., 2007). La acumulación de metales en planta resulta problemática debido a su posible transferencia a la cadena alimenticia (Qian *et al*., 1996), por este motivo, se han realizado numerosos estudios para encontrar un método adecuado de estimación de la fitodisponibilidad de metales pesados (Tessier *et al*., 1979; McBride *et al*., 1997; Pierzynski, 1998; Tipping, 1998; McLaughlin *et al*., 2000; Temminghoff *et al*., 2000; Zhang *et al*., 2001; Thakali *et al*., 2006; Soriano-Disla *et al*., 2008 y 2010). A pesar del sustancial esfuerzo, no existe ningún método que sea reconocido universalmente (Gray & McLaren, 2006) y las comparaciones entre los distintos estudios realizados son difíciles.

Los enfoques para estimar la fitodisponibilidad de metales pesados deberían simular tanto como sea posible las condiciones reales en la que se produce la absorción de los mismos, teniendo en cuenta los extractantes y utilizando suelos rizosféricos **(**Hamon *et al*., 1999; Feng *et al*., 2005a). Recientemente, un nuevo método que utiliza una disolución de ácidos orgánicos de bajo peso molecular (LMWOAs), simulando los exudados producidos por las raíces de las plantas y productos derivados de la actividad de hongos y bacterias (Fox & Comerford, 1990), ha sido desarrollado: el método rizosférico (Feng *et al*., 2005a). A pesar de que este método ha sido usado de forma satisfactoria para la estimación de la concentración en planta de Cd, Cr y Pb (Shan *et al*., 2003; Wang *et al*., 2003; Feng *et al*., 2005a,b; Fang *et al*., 2007), necesita ser evaluado en un mayor rango de suelos, y en aquellos enmendados con lodo de depuradora donde predominen condiciones básicas.

2. Objetivos

El principal objetivo de este estudio fue evaluar el uso del método rizosférico para predecir la concentración de Cd, Cr y Pb en raíces de plantas de cebada cultivadas en distintos suelos enmendados con un lodo de depuradora contaminado con sales metálicas. Otro objetivo de este estudio fue evaluar si la consideración de las propiedades del suelo mediante regresión múltiple mejora la predicción de la concentración de metales pesados en planta.

3. Metodología

Treinta y seis muestras de suelo de diferentes partes de España fueron seleccionadas con objeto de cubrir un gran rango de propiedades que pueden condicionar la biodisponibilidad de metales pesados. Los suelos, tomados de la capa arable (0-30 cm), fueron secados al aire, homogeneizados y tamizados (<2mm). Algunas características de estos suelos se muestran en la Tabla 1: pH (1:2.5 p/v, agua destilada), conductividad eléctrica (CE) (1:5 p/v, agua destilada), carbonato cálcico equivalente determinado con el calcímetro de Bernard (Hulseman, 1966), carbono orgánico del suelo (COS) determinado mediante oxidación con dicromato potásico (Nelson & Sommers, 1982), Nitrógeno Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982), fósforo intercambiable determinado por el método Burriel-Hernando (Díez, 1982), textura determinada por el método de Bouyoucos (Gee & Bauder, 1986), Fe y Mn extraíbles determinados en el extracto de DTPA (Lindsay & Norvell, 1978), capacidad de retención hídrica (CRH) (Forster, 1995) y metales pesados totales determinados tras

digestión ácida en microondas utilizando HNO_3/H_2O_2 con un ratio de 4:1 (v/v) (Moral *et al*., 1996).

Tabla 1. Propiedades de los suelos.

Suelo	pH	CE (µs cm^{-1})	CO_3^{2-} (%)	COS (g kg^{-1})	Arcilla (%)	Arena (%)	NKj (g kg^{-1})	PIn (mg kg^{-1})	FeE	MnE	Cd Tot	Cr Tot	Pb Tot
1	8,6	138	24,1	5,3	36	49	0,5	21,0	2,9	7,3	0,12	28,0	7,1
2	8,4	255	36,2	13,0	40	23	1,4	19,9	9,3	4,3	0,26	40,3	18,9
3	8,6	117	6,0	3,2	16	77	0,4	13,2	3,9	5,0	0,10	18,7	9,2
4	8,9	64	11,5	2,7	7	91	0,3	14,3	2,1	2,2	0,10	5,0	2,3
5	8,5	98	35,5	9,1	16	69	1,2	17,9	4,0	8,4	0,14	20,0	8,5
6	8,6	102	44,2	7,6	21	51	0,8	12,5	3,0	5,6	0,20	33,1	9,0
7	8,3	221	19,2	5,7	20	41	0,6	11,0	3,0	12,5	0,13	24,5	9,7
8	5,9	43	<0,1%	4,0	18	72	0,4	12,7	37,1	27,1	0,09	12,6	5,4
9	5,6	54	<0,1%	3,8	18	54	0,4	13,2	41,1	36,5	0,05	14,5	7,0
10	5,5	59	<0,1%	2,9	10	75	0,3	12,4	24,2	45,7	0,07	7,7	15,9
11	5,7	38	<0,1%	2,2	6	85	0,3	10,5	15,5	24,1	0,06	6,6	5,0
12	5,8	42	<0,1%	6,5	17	61	0,6	5,1	17,0	64,6	0,06	29,9	12,8
13	6,0	44	<0,1%	7,0	13	59	0,5	2,2	15,0	28,7	0,06	26,4	13,2
14	8,8	130	19,1	3,7	14	79	0,4	26,9	1,9	4,0	0,10	14,6	6,5
15	8,6	144	16,5	5,6	10	81	0,5	19,8	3,0	3,1	0,10	13,6	6,8
16	7,7	2370	9,3	9,1	4	41	0,8	31,9	2,4	5,7	0,03	10,7	6,0
17	8,5	236	51,8	14,9	26	25	1,3	14,6	4,1	6,6	0,23	10,8	90,9
18	8,7	159	20,1	6,8	16	73	0,6	13,8	3,2	4,6	0,10	7,6	7,4
19	9,0	107	17,1	2,7	13	80	0,2	12,8	1,7	2,3	0,06	2,6	2,4
20	8,7	171	17,0	6,3	10	77	0,6	14,8	2,4	4,6	0,07	4,1	3,2
21	9,1	143	18,0	4,4	12	82	0,3	25,5	1,9	3,4	0,11	3,2	3,0
22	9,1	127	13,4	3,9	9	83	0,7	22,9	2,4	3,5	0,08	6,0	4,1
23	8,5	278	35,8	7,4	17	60	0,8	18,7	4,2	5,5	0,12	8,6	8,2
24	8,7	153	40,4	9,0	20	55	1,1	5,4	4,9	7,2	0,11	17,3	9,2
25	8,7	176	78,7	9,9	18	59	0,7	2,1	2,4	2,4	0,10	9,4	2,4
26	8,4	225	59,7	18,6	13	65	1,6	10,8	3,3	4,5	0,12	8,0	6,7
27	8,5	228	24,9	20,0	18	47	1,4	11,5	5,2	9,1	0,12	16,5	13,4
28	8,6	195	29,0	17,1	16	56	1,4	18,9	5,5	8,8	0,14	13,8	13,8
29	8,3	258	22,9	18,0	11	73	1,7	36,2	5,5	6,7	0,14	9,2	8,3
30	8,7	138	47,7	8,5	13	71	0,8	8,1	3,9	5,4	0,11	6,9	6,4
31	8,8	130	30,5	6,4	17	64	0,6	9,8	2,6	5,4	0,10	7,9	7,8
32	8,8	267	54,1	8,7	35	28	0,8	19,8	2,8	3,2	0,13	10,8	8,6
33	8,9	194	52,4	11,8	22	30	1,1	43,6	1,8	2,8	0,20	11,4	8,9
34	8,8	161	30,5	13,6	14	66	1,0	9,7	5,4	5,0	0,13	10,1	9,4
35	8,1	2335	16,0	5,2	<1%	40	0,4	9,8	2,0	4,0	0,03	14,7	3,4
36	8,6	378	21,3	8,5	24	52	0,8	12,9	4,0	8,9	0,08	19,0	16,0

CE: conductividad eléctrica; CO_3^{2-}: carbonato cálcico equivalente, COS: carbono orgánico del suelo; NKj: nitrógeno Kjeldahl; PIn: fósforo intercambiable; MetalesE: metales extraíbles; metales Tot: Metales totales; Metales pesados extraíbles y totales en mg kg^{-1}.

El lodo de depuradora utilizado en este experimento fue obtenido aplicando sales metálicas a un biosólido producido en una planta de tratamiento de aguas residuales de la provincia de Alicante. Este lodo fue aplicado con 0,0794 g $CdCl_2 \cdot 2{,}5H_2O$, 7,2408 g $Cr_2(SO_4)_3 \cdot H_2O$, 3,8893 g $CuSO_4$, 1,5494 g $NiCl_2 \cdot 6H_2O$, 2,1283 g $Pb(CH_3COO)_2 \cdot 3H_2O$, 15,1594 g $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ (por kg de lodo de depuradora en peso seco) y de acuerdo con el protocolo propuesto por Kandpal *et al*. (2004), teniendo como referencia la concentración máxima de metales pesados totales que la Directiva 86/278/CEE regula para aplicaciones de lodos de depuradora en suelos (1750 mg kg^{-1} para Cu, 4000 mg kg^{-1} para Zn, 400 mg kg^{-1}

para Ni, 40 mg kg^{-1} para Cd, 1200 mg kg^{-1} para Pb y 1500 mg kg^{-1} para Cr). Las características principales del lodo contaminado fueron: pH 7,6; conductividad eléctrica 7,3 ms cm^{-1}; carbono orgánico 250 g kg^{-1}; nitrógeno Kjeldhal 57 g kg^{-1}; Cd total 40 mg kg^{-1}; Cr total 1990 mg kg-1; Pb total 1086 mg kg-1.

El experimento fue desarrollado en un invernadero (temperatura y humedad relativa medias de 22±5ºC y 70±10%, respectivamente). Dos replicas de cada tipo de suelo de 675 g de cada suelo, previamente secadas al aire y pasadas a través de un tamiz de 2 mm, fueron mezcladas con el lodo de depuradora con una dosis única de 15,71 g peso seco kg^{-1} (equivalente a 50 t peso seco ha^{-1}, asumiendo 30 cm de capa arable). Se llenaron recipientes de plástico (11 cm de altura y 11,5 cm de diámetro interno) con las mezclas y se mantuvieron al 60 % de la CRH con agua destilada. Estas mezclas fueron incubadas durante cuatro semanas antes de plantar las semillas (periodo de pre-incubación), facilitando el descenso en los niveles de sustancias fitotóxicas como el NH_4^+, de forma similar al experimento de Pascual *et al*. (2004). Se lavaron semillas de cebada (*Hordeum vulgare*) con agua destilada y se germinaron en oscuridad sobre papel de filtro húmedo durante 24 h a 20ºC. Treinta y cinco semillas de cebada fueron plantadas por recipiente y reducidas a 20 tras dos semanas. Las plantas fueron recogidas 8 semanas tras la siembra y separadas en tallos y raíces. Las raíces fueron lavadas y posteriormente secadas en estufa a 65ºC durante 2 días hasta peso constante, previamente a la determinación del contenido en metales en peso seco, mediante digestión con microondas y posterior cuantificación espectrofotométrica. La concentración total de metales en las raíces incluyeron los metales unidos apoplástica y simplásticamente (Wang *et al*., 2004). Por otra parte, las muestras de suelo fueron tomadas de cada recipiente (considerado como suelo rizosférico (SR) ya que estuvo totalmente rodeado por una gran densidad de raíces), secadas al aire, homogeneizadas y tamizadas (<2mm), extrayendo de forma inmediata los metales con el LMWOAs.

Para evaluar la transferencia de metales pesados a las raíces de cebada con LMWOAs, se prepararon extractos de 2 g de suelo con 20 ml de una disolución con una concentración total de 10mM conteniendo ácidos acético, láctico, cítrico, málico y fórmico con un ratio molar de 4:2:1:1:1, respectivamente, agitando durante 16 h (Feng *et al*., 2005a). Los extractos fueron posteriormente filtrados a través de un papel de filtro cuantitativo de 90 mm (Filter-Lab, S.A.). Las concentraciones de metales, en las muestras digeridas y en extractos LMWOAs fueron cuantificados con ICP-OES, utilizándose suelos y lodos de depuradora de referencia (BCR 141R and 145R) para el control de calidad de las determinaciones.

Se obtuvieron correlaciones de Pearson entre los contenidos en metales pesados en los suelos rizosféricos extraídos con LMWOAs y la concentración en raíces. Igualmente se realizaron regresiones múltiples por pasos, incluyendo las propiedades del suelo, en un intento de mejorar los modelos de predicción. Las ecuaciones de regresión, ordenadas por el coeficiente de regresión (r^2) y el error estándar (EE) de la estimación, siguieron el modelo general $y= a+bx_1+cx_2+dx_3$, donde y es la concentración de metales pesados en las raíces de cebada; a, b, c, d son coeficientes y x_1, x_2, x_3 representan los metales pesados extraídos con LMWOAs y propiedades del suelo.

4. Resultados y discusión

La Tabla 2 muestra las cantidades de Cd, Cr y Pb extraídas con LMWOAs en los suelos rizosféricos y las concentraciones en raíces de cebada, considerando todos los suelos y también agrupándolos en función del pH: ácidos (pH<7) y básicos (pH>7). Las cantidades de

metales extraídas con el método rizosférico fueron bajas, siendo más elevadas en los suelos ácidos que en los básicos, siguiendo el orden Cr>Pb>Cd. La acumulación de metales también fue mayor en las raíces de plantas de cebada cultivadas en suelos ácidos siguiendo el mismo orden indicado para los suelos. Existe un acuerdo general sobre el papel decisivo del pH en la biodisponibilidad y movilidad de metales pesados (Eriksson, 1989; Alloway *et al*., 1990; Evans *et al*., 1995; Navarro-Pedreño *et al*., 1997), presentando, en general, mayor solubilidad en condiciones ácidas.

El LMWOAs es un método no agresivo que extrae los metales pesados solubles y aquellos complejados por los ácidos orgánicos, representando *pools* de disponibilidad a corto-plazo (Cieslinski *et al*., 1998; McBride *et al*., 2003). El orden de extracción de los metales pesados en los suelos rizosféricos, así como las concentraciones encontradas en las plantas, estuvieron directamente relacionadas con las cantidades relativas aportadas inicialmente de cada metal con el lodo a los suelos.

Tabla 2. Medias (±DE) y rangos de los metales pesados extraíbles en los suelos rizosféricos y concentración en las raíces de cebada.

	Extraíbles	Media±DE	Rango	**Raíces**	Media±DE	Rango
Todos n=36	Cd	0,07±0,06	0,03-0,28	Cd	1,8±0,74	0,93-4,6
	Cr	0,38±0,49	0,14-2,3	Cr	40,9±26,0	11,7-144,5
	Pb	0,13±0,17	d.l.d-0,84	Pb	26,8±17,1	4,5-84,8
Suelos pH>7 n=30	Cd	0,04±0,01	0,03-0,05	Cd	1,6±0,5	0,9-2,5
	Cr	0,19±0,04	0,14-0,29	Cr	34,4±15,2	11,7-70,0
	Pb	0,08±0,08	d.l.d-0,33	Pb	22,8±10,2	4,5-45,2
Suelos pH<7 n=6	Cd	0,19±0,06	0,14-0,28	Cd	2,8±1,1	1,9-4,6
	Cr	1,3±0,61	0,85-2,3	Cr	73,4±43,2	27,4-144,5
	Pb	0,38±0,29	0,05-0,84	Pb	46,9±29,3	21,7-84,8

DE: desviación estándar; Metales pesados extraíbles y concentración en raíz de cebada en mg kg^{-1}; d.l.d: debajo límite detección; Límite de detección para el Pb 0,001 mg l^{-1}.

Las cantidades de metales pesados extraídas con el LMWOAs fueron comparadas con las concentraciones en raíces considerando todos los suelos y separando ácidos de básicos (Tabla 3). La selección de raíces en vez de tallos para la evaluación de la biodisponibilidad de metales pesados estuvo de acuerdo con la crítica de Chaignon *et al*. (2003), acerca de que la determinación de los metales en tallos no es un buen indicador de biodisponibilidad. Las raíces están en contacto directo con la solución del suelo y la transmisión de metales pesados de raíces a tallos está controlada por la fisiología de la planta, mecanismo que los métodos de estimación de biodisponibilidad es difícil que simulen (Kalis *et al*., 2008).

Tabla 3. Correlaciones lineales (valores de la r) entre los metales pesados extraíbles en los suelos rizosféricos y la concentración de metales pesados en las raíces de cebada.

Todos n=36		Suelos pH>7 n=30		Suelos pH<7 n=6	
Cd	0,758***	Cd	0,111	Cd	0,983***
Cr	0,762***	Cr	0,002	Cr	0,888*
Pb	0,723***	Pb	0,037	Pb	0,898*

*, **, ***: el nivel de probabilidad de $p<0.05$, $p<0.01$ y $p<0.001$, respectivamente.

Basándonos en los resultados obtenidos, y teniendo en cuenta todos los suelos, podemos decir que el LMWOAs estimó de forma satisfactoria las concentraciones en raíz de Cd, Cr y Pb. Sin embargo, y como puede verse en la Figura 1, los suelos fueron divididos en dos

grupos, en función de su pH, hecho que fue especialmente evidente para el Cd y Cr. Los buenos resultados parecieron estar influenciados por los altos niveles de correlación obtenidos en los suelos ácidos; de hecho, las concentraciones de los tres metales estudiados en las raíces de cebada fueron predichas de forma satisfactoria por los metales extraídos por el LMWOAs en estos suelos. Sin embargo, la estimación no fue tan buena en el caso de plantas cultivadas en los suelos básicos. Las plantas acidifican el entorno de la raíz mediante la producción de exudados (normalmente LMWOAs) facilitando la absorción de nutrientes e indirectamente la de metales pesados (Degenhardt & Gimmler, 2000). La extracción con LMWOAs fue dependiente de pH y fue eficaz para suelos ácidos que presentan condiciones similares a las propiciadas por las plantas. Por otra parte, esta extracción no estimó de forma satisfactoria la concentración de metales pesados en planta en los suelos básicos, donde se extrajeron bajas cantidades de metales pesados con pequeñas variaciones entre suelos (Tabla 2 y Figura 1).

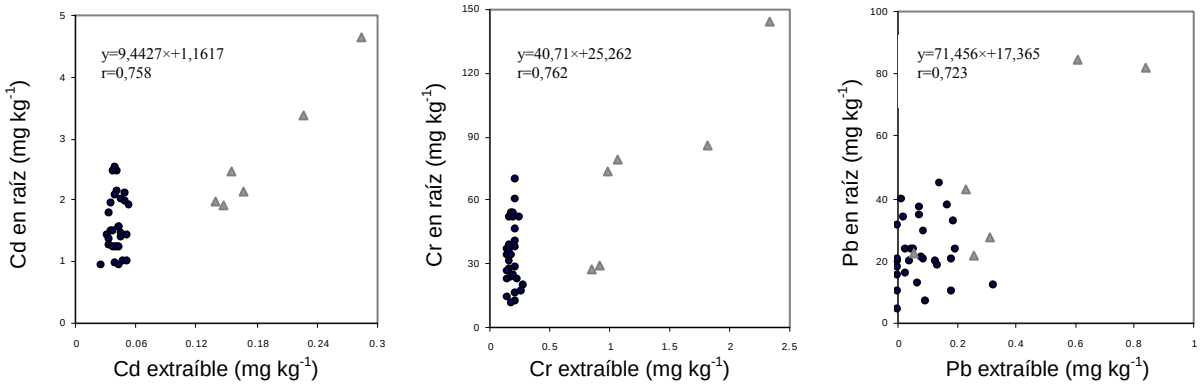


Figura 1. Relaciones entre los metales pesados extraíbles en los suelos rizosféricos y las concentraciones en raíz de cebada.

*Los símbolos circulares y triangulares representan suelos básicos y ácidos, respectivamente.

Algunos estudios han estimado de forma satisfactoria la concentración en planta de Cd, Cr y Pb (Shan *et al*., 2003; Wang *et al*., 2003; Feng *et al*., 2005a, b), sin embargo, estos estudios han sido desarrollados bajo condiciones de suelos neutros o ácidos ya que, excepto dos suelos con pH 7,8 y 7,9, el pH de los suelos analizados estuvo por debajo de 7,5. En el estudio de Vazquez *et al*. (2008), el LMWOAs no predijo adecuadamente las concentraciones de Cd en planta ya que las cantidades extraídas estuvieron en muchos casos por debajo de los límites de detección.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos para las correlaciones lineales entre los metales pesados extraídos con el LMWOAs y las concentraciones en las raíces de cebada, se desarrollaron regresiones múltiples por pasos incluyendo propiedades del suelo (Tabla 4), en un intento de mejorar las estimaciones de las concentraciones de metales pesados en planta. Como se indicó, la transferencia de metales pesados de suelo a plantas es un proceso complejo condicionado por las condiciones que se dan en el entorno de la raíz pero también por el tipo de suelo y de metal. El radio iónico de estos últimos define su interacción con moléculas de agua, partículas de suelo y superficie de raíces (Navarro-Pedreño *et al*., 1997). Las propiedades del suelo influencian considerablemente la transferencia de metales pesados a plantas (Kabata-Pendias, 2004), y la inclusión de propiedades del suelo mejoraron todas las estimaciones por correlaciones simples así como la distribución de los datos (Figura 2). Otros estudios han intentado considerar las propiedades del suelo junto con la extracción con LMWOAs para estimar las concentraciones de metales pesados en planta por regresión múltiple (Feng *et al*., 2005a,b; Fang *et al*., 2007), sin embargo y en general, la inclusión de las

propiedades del suelo no fue satisfactoria. En nuestro estudio, tres variables independientes fueron consideradas en el modelo de Cd y Pb y cuatro para el modelo de Cr. La primera propiedad en ser incluida en los modelos de regresión fue la cantidad de metal extraída con el LMWOAs. La textura, el Fe extraíble, el pH y el Pb total fueron las propiedades del suelo que mejoraron las predicciones en los análisis de regresión múltiple. La textura estuvo presente en todos los modelos de predicción mostrando su papel crucial en la biodisponibilidad de metales pesados. La concentración de Cd y Pb en planta fue relacionada de forma positiva con el contenido en arena. Por otra parte, el contenido en Cr en las raíces de cebada fue negativamente relacionado con el contenido en limo. Varios estudios han demostrado la menor capacidad de retención de metales pesados por parte de suelos arenosos en comparación con limosos o arcillosos (por ejemplo Hooda & Alloway, 1994; McBride, 2003; Basta *et al*., 2005). Los suelos arenosos tienen menos arcilla y generalmente menores contenidos en materia orgánica y, por lo tanto, es esperable que la capacidad de intercambio catiónico sea también baja, explicando su reducida capacidad para adsorber cationes. Como se expuso, el pH del suelo es un factor clave en los estudios de biodisponibilidad, aunque en nuestro trabajo solo parece afectar positivamente en el modelo de de predicción del Cd. En general, la solubilidad de los metales disminuye al aumentar el pH (Martínez & Motto, 2000); sin embargo, esta relación puede cambiar cuando un rango más amplio de pH del suelo es considerado (Helmke, 1999). De hecho, en nuestro estudio, los suelos básicos predominaron sobre los ácidos, algunos de ellos teniendo valores bastante altos de pH (mayores de 9). La relación negativa del Cr con el Fe extraíble puede ser entendida teniendo en cuenta que los compuestos de Fe son importantes sumideros de metales pesados en suelos enmendados con lodos de depuradora (Lake *et al*., 1984, Lombi *et al*., 2002). Además, el P intercambiable estuvo relacionado negativamente con las concentraciones de Cr en planta, sugiriendo que la biodisponibilidad de Cr podía disminuir debido a la presencia de compuestos de P (Dai *et al*., 2009). Las concentraciones de Pb soluble han sido relacionadas con los contenidos totales en suelo (Gray & McLaren, 2006). En nuestro estudio, el Pb total estuvo directamente relacionado con la concentración de Pb en la raíz de cebada, pero resultando en una débil contribución comparada con el Pb extraído con LMWOAs y con la textura.

Tabla 4. Regresión múltiple por pasos para los metales en raíz en función de los metales extraíbles en los suelos rizosféricos y las propiedades del suelo (n=36).

Paso	Cd raíz	r^2/ EE	Cr raíz	r^2/EE	Pb raíz	r^2/ EE
1	1,162 +9,443CdE	0,574***/0,49	25,262 +40,710CrE	0,580***/17,1	17,365 +71,456PbE	0,523/12,0
2	-3,764 +18,634CdE +0,531pH	0,684***/0,43	27,934 +55,365CrE -1,172FeE	0,682***/15,1	-1,188 +63,552PbE +0,322Arena	0,634/10,7
3	-3,106 +15,763CdE +0,402pH +0,01Arena	0,730***/0,40	40,765 +52,471CrE -1,139FeE -0,523Limo	0,764***/13,2	13,784 +60,005PbE +0,470Arena +0,392PbTotal	0,719/9,5
4			50,319 +50,715CrE -1,202FeE -0,491Limo -0,583PIn	0,800***/12,4		

*, **, ***: el nivel de probabilidad a $p<0.05$, $p<0.01$ y $p<0.001$, respectivamente; CdE, CrE, PbE: metales extraibles con LMWOAs en los suelos rizosféricos; FeE: Hierro extraíble con DTPA en los suelos iniciales; PIn: Fósforo intercambiable; EE: error estándar de la predicción (mg kg^{-1}).

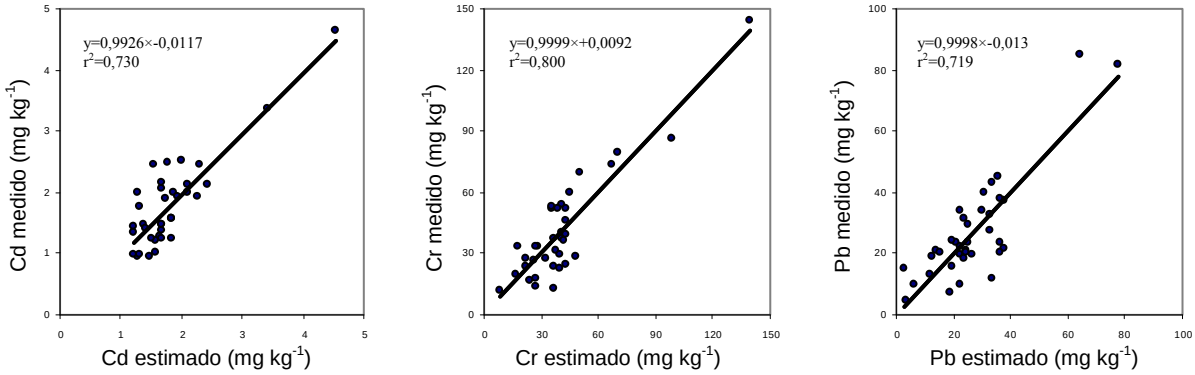


Figura 2. Relaciones entre la concentración en raíz medida y estimada usando el ultimo paso de los modelos desarrollados con regresión múltiple por pasos.

5. Conclusiones

El principal objetivo de este estudio fue evaluar la capacidad del LMWOAs para determinar la biodisponibilidad de Cd, Cr y Pb para cebada, en suelos distintos tras la aplicación de lodo de depuradora contaminado con sales metálicas. Nuestros resultados evidencias como el LMWOAs no puede proporcionar una estimación de biodisponibilidad independiente de las propiedades del suelo. Cuando los suelos fueron agrupados en ácidos y básicos, la extracción con LMWOAs predijo de forma satisfactoria la biodisponibilidad de Cd, Cr y Pb en suelos ácidos pero los resultados no fueron adecuados para suelos básicos. Las predicciones se mejoraron considerablemente cuando las propiedades del suelo fueron incluidas y la textura estuvo presente en todos los modelos de predicción. Otras propiedades del suelo que también fueron seleccionadas en los modelos de predicción fueron pH para el Cd, el Fe extraíble y el P intercambiable para el Cr y el Pb total para el Pb.

6. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Medio Ambiente (Número de: 021/2006/2-4.2). José M. Soriano-Disla agradece al Ministerio de Innovación y Cultura la concesión de una beca de investigación (AP2005-0320).

7. Bibliografía

ALLOWAY, B.J., JACKSON, A.P., MORGAN, H., 1990. The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils polluted from a variety of sources. Sci Tot Environ 91, 223–236.

BASTA, N,T., RYAN, J.A., CHANEY, R.L., 2005. Trace elements chemistry in residual-treated soil: key concepts and heavy metal bioavailability. J. Environ Qual 34, 49–63.

BERNAL, M.P., SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., PAREDES, C., ROIG, A., 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. Agric Ecosyst Environ 69, 175–189.

BREMNER, J.M., MULVANEY, C.S., 1982. Nitrogen total. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. ASA and SSSA, Madison, pp 595–624.

CHAIGNON, V., SÁNCHEZ-NEIRA, I., HERRMANN, P., JAILLARD, B., HINSINGER, P., 2003. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. Environ Pollut 123, 229–238.

CIESLINSKI, G., VAN REES, K.C.J., SZMIGIELSKA, A.M., KRISHNAMURTI, G.S.R., HUANG, P.M., 1998. Low-molecular-weight organic acids in rhizosphere soils of durum wheat and their effect on cadmium bioaccumulation. Plant and Soil 203, 109–117.

DAI, R., LIU, J., YU, C., SUN, R., LAN, Y., MAO, J.D., 2009. A comparative study of oxidation of Cr (III) in aqueous ions, complex ions and insoluble compounds by manganese-bearing mineral (birnessite). Chemosphere 76, 536–541.

DEGENHARDT, B., GIMMLER, H., 2000. Cell wall adaptations to multiple environmental stresses in maize roots. J. Experimental Botany 51, 595–603.

DÍEZ, J.A., 1982. Consideraciones sobre la utilización de la técnica extractiva de Burriel-Hernando para la evaluación de fósforo asimilable en suelos. Anales de Edafología y Agrobiología 41, 1345–1353.

Directiva del Consejo de la Comunidad Europea 1986/278, de Junio de 1986, sobre la protección del Medio Ambiente y en particular del suelo, cuando el lodo de depuradora es utilizado en la agricultura.

ERIKSSON, J.E., 1989. The influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of Cd added to soils. Water Air Soil Pollut 48, 317–335.

EVANS, L.J., SPIERS, G.A., ZHAO, G., 1995. Chemical aspects of heavy metal solubility with reference to sewage sludge amended soils. Int J Environ Anal Chem 59, 291–302.

FANG, J., WEN, B., SHAN, X.Q., LIN, J.M., OWENS, G., 2007. Is an adjusted rhizosphere-based method valid for field assessment of metal phytoavailability? Application to non-contaminated soils. Environ Pollut 150, 209–217.

FENG, M.H., SHAN, X.Q., ZHANG, S.Z., WEN, B., 2005a. Comparison of a rhizosphere-based method with other one-step extraction methods for assessing the bioavailability of soil metals to wheat. Chemosphere 59, 939–949.

FENG, M.H., SHAN, X.Q., ZHANG, S.Z., WEN, B., 2005b. A comparison of the rhizosphere-based method with DTPA, EDTA, $CaCl_2$, and $NaNO_3$ extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley. Environ Pollut 137, 231–240.

FORSTER, J.C., 1995. Soil physical analysis. In: Alef, K., Nannipieri, P. (Eds.), Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, San Diego, CA, pp. 106–111.

FOX, T.R., COMERFORD, N.B., 1990. Low-molecular-weight organic acids in selected forest soils of the southeastern USA. Soil Sci Soc Am J 54, 1139–1144.

GEE, G.W., BAUDER, J.W., 1986. Particle-Size Analysis. In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis 1: Physical and Mineralogical Methods, 2nd edn. ASA and SSSA, Madison, pp 383–411.

GRAY, C.V., & MCLAREN, R.G., 2006. Soil factors affecting heavy metal solubility in some New Zealand soils. Water Air Soil Pollut 175, 3–14.

HAMON, R.E., HOLM, P.E., LORENZ, S.E., MCGRATH, S.P., CHRISTENSEN, T.H., 1999. Metal uptake by plants from sludge-amended soils: Caution is required in the plateau interpretation. Plant and Soil 216, 53–64.

HELMKE, P.A., 1999. Chemistry of Cadmium in Soil Solution. In McLaughlin, M.J. & Singh, B.R. (eds), Cadmium in Soil and Plants. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, pp 57.

HOODA, P.S., ALLOWAY, B.J., 1994. The plant availability and DTPA extractability of trace metals in sludge-amended soils. Science of the Total Environment, 149, 39–51.

HULSEMAN, J., 1966. An inventory of marine carbonate materials. J. Sediment. Petrol. ASCE 36, 622–625.
KABATA-PENDIAS, A., 2004. Soil-plant transfer of heavy metals– an environmental issue. Geoderma 122, 143–149.

KALIS, E.J.J., TEMMINGHOFF, E.J.M., TOWN, R.M., UNSWORTH, E.R., VAN RIEMSDIJK, W.H., 2008. Relationships between metal speciation in soil solution and metal adsorption at the root surface of ryegrass. Journal of Environmental Quality 37, 2221–2231.

KANDPAL, G., RAM, B., SRIVASTAVA, P.C., SINGH, S.K., 2004. Effect of metal spiking on different chemical pools and chemically extractable fraction of heavy metals in sewage sludge. J Hazard Mater 106, 133–137.

LAKE, D.L., KIRK, P.W.W., LESTER, J.N., 1984. Fractionation, characterization, and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils: A review. J Environ Qual 13, 175–183.

LINDSAY, W.L., NORVELL, W.A., 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci Soc Am J 42, 421–428.

LOMBI, E., ZHAO, F., ZHANG, G., SUN, B., FITZ, W., ZHANG, H., MCGRATH, S.P., 2002. In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: Chemical assessment. Environ Pollut 118, 435–443.

MARTÍNEZ, C.E., MOTTO, H.L., 2000. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. J Environ Pollut 107, 153–158

MCBRIDE, M.B., RICHARDS, B.K., STEENHUIS, T.S., RUSSO, J.J., SAUVE, S., 1997. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. Soil Sci 162, 487–497.

MCBRIDE, M.B., 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. Adv Environ Res 8, 5–19.

MCLAUGHLIN, M.J., ZARCINAS, B.A., STEVENS, D.P., COOK, N., 2000. Soil testing for heavy metals. Commun Soil Sci Plant Anal 31, 1661–1700.

MENZIES, N.W., DONN, M.J., KOPITTKE, P.M., 2007. Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. Environ Pollut 145, 121–130.

MORAL, R., NAVARRO-PEDREÑO, J., GÓMEZ, I., MATAIX, J., 1996. Quantitative analysis of organic residues: effects of samples preparation in the determination of metal. Comm Soil Sci Plant Anal 27, 753–761.

NAVARRO-PEDREÑO, J., GÓMEZ, I., MORAL, R., PALACIOS, G., MATAIX, J., 1997. Heavy metals uptake and plant nutrition and development. Recent Res Devel In Phytochem 1, 173–179.

NELSON, D.V., & SOMMERS, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon, and organic maatter. In: Page, A.L. (ed.), Methods of Soil Analysis, Part 2 Chemical and Biological Methods. ASA and SSSA, Madison, pp 539–579.

PASCUAL, I., ANTOLÍN, M.C., GARCÍA, C., POLO, A., SÁNCHEZ-DÍAZ, M., 2004. Plant availability of heavy metals in a soil amended with a high dose of sewage sludge under drought conditions. Biol Fertil Soils 40, 291–299.

PIERZYNSKI, G.M., 1998. Past, present, and future approaches for testing metals for environmental concerns and regulatory approaches. Communications Comm Soil Sci Plant Anal 29, 1523–1536.

QIAN, J., WANG, Z.J., SHAN, X.Q., TU, Q., WEN, B., CHEN, B., 1996. Evaluation of plant availability of soil trace metals by chemical fractionation and multiple regression analysis. Environ Pollut 91, 309–315.

SHAN, X.Q., WANG, Z.W., WANG, W.S., ZHANG, S., WEN, B., 2003. Labile rhizosphere soil solution fraction for prediction of bioavailability of heavy metals and rare earth elements to plants. Anal Bioanal Chem 375, 400–407.

SPEIR, T.W., VAN SCHAIK, A.P., PERCIVAL, H.J., CLOSE, M.E., PANG, L., 2003. Heavy metals in soil, plants and groundwater following high-rate sewage sludge application to land. Water Air Soil Pollut 150, 319–358.

SORIANO-DISLA, J.M., GÓMEZ, I., GUERRERO, C., JORDÁN, M.M., NAVARRO-PEDREÑO, J., 2008. Soil factors related to heavy metal bioavailability after sewage sludge application. Fresenius Environ Bull 17, 1839–1845.

SORIANO-DISLA, J.M., GÓMEZ, I., NAVARRO-PEDREÑO, J., LAG-BROTONS, A., 2010. Evaluation of single chemical extractants for the prediction of heavy metal utpake by barley in soils amended with polluted sewage sludge. Plant and Soil 327, 303–314.

TACK, F.M.G., VERLOO, M.G., 1995. Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. Int J Environ Anal Chem 59, 225–238.

TEMMINGHOFF, E.J.M., PLETTE, A.C.C., VAN ECK, R., VAN RIEMSDIJK, W.H., 2000. Determination of the chemical speciation of trace metals in aqueous systems by the Wageningen Donnan membrane technique. Analytica Chimica Acta 417, 149–157.

TESSIER, A., CAMPBELL, P.G.C., BISSON, M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate heavy metals. Analytical Chemistry 51, 844–851.

THAKALI, S., ALLEN, H.E., DI TORO, D.M., PONIZOVSKY, A.A., ROONEY, C.P., ZHAO, F.J., MCGRATH, S.P., 2006. A terrestrial biotic ligand model. 1. Development and application to Cu and Ni toxicities to barley root elongation in soils. Environ Sci Technol 40, 7085–7093.

TIPPING, E., 1998. Humic ion-binding model VI: An improved description of the interactions of protons and metal ions with humic substances. Aquat Geochem 4, 3–48.

VÁZQUEZ, S., MORENO, E., CARPENA, R.O., 2008. Bioavailability of metals and As from acidified multicontaminated soils: Use of white lupin to validate several extraction methods. Environ Geochem Health 30, 193–198.

WANG, W.S., SHAN, W.Q., WEN, B., ZHANG, S.Z., 2003. Relationship between the extractable metals from soils and metals taken up by maize roots and shoots. Chemosphere 53, 523–530.

WANG, W.S., SHAN, W.Q., WEN, B., ZHANG, S.Z., 2004. A method for predicting bioavailability of rare earth elements in soils to maize. Environ Tox Chem 23, 767–773.

ZHANG, H., ZHAO, F.J., SUN, B., DAVISON, W., MCGRATH, S.P., 2001. A new method to measure effective soil solution concentration predicts copper availability to plants. Environ Sci Technol 35, 2602–2607.

Caracterización físico-química y bioquímica de los suelos del Parque Nacional del Teide

RODRÍGUEZ, N.[1], DÍAZ, M.[2], ARBELO, C.D.[1], MORA, J.L.[3], ARMAS, C.M.[1], GUERRA, J.A.[1], NOTARIO, J.[1], HERNÁNDEZ, A.[1], RODRÍGUEZ, A.[1]

[1]Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna. Av. Astrofísico Francisco Sánchez, s/n, 38071. Santa Cruz de Tenerife, España. nrodeug@ull.es
[2]Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC) Apartado 122, Avda Vigo s/n, 15780. Santiago de Compostela, España.
[3] Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC). Carretera de Sacramento, s/n, 04120. La Cañada de San Urbano, Almería, España.

Resumen
El conocimiento y comprensión de los sistemas edáficos de alta montaña presenta un gran interés, ya que estos albergan ecosistemas singulares de especial conservación. Dentro de este marco, el Parque Nacional (P.N.) del Teide constituye un espacio idóneo para el desarrollo de investigaciones, no sólo por su gran diversidad biológica sino porque en él existe una amplia variedad de suelos de origen volcánico en diferente grado evolutivo. Sin embargo, a pesar de su interés, el estudio de estos suelos prácticamente no ha sido abordado; la información sobre las propiedades físico-químicas es escasa y no se dispone de datos sobre las propiedades bioquímicas y microbiológicas de los mismos. El objetivo de este trabajo es la caracterización de los suelos del P. N. del Teide mediante el análisis de diversas propiedades físico-químicas (textura, densidad aparente, capacidad de retención hídrica, pH, contenido de C y N, cationes de cambio) y bioquímicas (C de la biomasa microbiana, respiración microbiana, actividades enzimáticas específicas del ciclo del C y del N). El estudio se realizó con un total de 40 muestras, representativas de los distintos tipos de suelo del parque (Andosoles, Cambisoles, Leptosoles, Regosoles) y bajo diferente vegetación (rosalito, retamar, pinar, pastizal, sin vegetación), recogiéndose las muestras en los primeros 0-30 cm del horizonte mineral superficial. En lo que respecta a la caracterización físico-química los resultados mostraron que, en general, los suelos presentan una textura franco-arcillosa o franco-arenosa, pH relativamente elevado (6.2±0.8), bajo contenido en materia orgánica y baja disponibilidad de nutrientes. Los resultados del análisis de componentes principales mostraron que la principal fuente de variación de las muestras analizadas radica en la capacidad de retención hídrica y en el contenido en nutrientes, que condicionan directamente la actividad y biomasa microbiana de los suelos. Las muestras presentaron un amplio rango de variación en todos los parámetros bioquímicos estudiados (C biomasa, respiración, β-glucosidasa y ureasa), observándose, además, un efecto de la vegetación sobre las propiedades bioquímicas analizadas.

Palabras clave
Suelos volcánicos, caracterización fisico-química, propiedades bioquímicas, relación suelo-vegetación.

1. Introducción

El entorno de Las Cañadas del Teide ocupa la zona más alta de la isla de Tenerife (Canarias, España). Declarado en 1954 como Parque Nacional, es el mayor (ocupa 18.900 hectáreas) y más antiguo de los parques nacionales de las Islas Canarias, y uno de los más antiguos de España.

El clima es continental subalpino. Los inviernos se caracterizan por frecuentes heladas nocturnas y precipitaciones en forma de nieve. La precipitación es del orden de 500 mm/año a los 2.000 m, disminuyendo progresivamente según aumenta la altitud hasta equipararse, cerca del Pico del Teide, a la precipitación que cae en la zona costera (250 mm/año). La temperatura media de la cumbre varía en gran medida según la altitud considerada oscilando desde los 10 ºC registrados a 2.375 m hasta unos 3 ºC a 3.500 m. En verano, sin embargo, prácticamente no llueve y la amplitud térmica diaria supera los 30 ºC.

La vegetación presente en el Parque se engloba dentro de dos ecosistemas zonales bien definidos por sus características climáticas: el pinar y el matorral de cumbre, dominados por el pino canario (*Pinus canariensis*) y la retama (*Spartocytisus canariensis*), respectivamente Ambos ecosistemas están regidos por gradientes de estrés hídrico y térmico, que disminuyen progresivamente la capacidad de carga de los mismos (Fernández-Palacios y Martín, 2002).

El Parque Nacional del Teide constituye un entorno singular por su gran riqueza biológica y por ser un monumento geológico único en el mundo, por lo que su conservación y el mantenimiento del equilibrio dinámico y estructural de sus ecosistemas suponen un reto tanto para las administraciones como para la comunidad científica. Para ello, es fundamental conocer los suelos, entendiendo que son la base para el establecimiento de la vegetación y conformación de los ecosistemas allí presentes.

Además, es importante avanzar en el conocimiento de los suelos de alta montaña en regiones volcánicas, de los procesos sucesionales evolutivos y regresivos que tiene lugar en ellos como consecuencia de unas particulares condiciones edafoclimáticas y de sus cualidades para soportar sistemas vegetales singulares.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es la caracterización de los suelos del P. N. del Teide mediante el análisis de diversas propiedades físico-químicas (textura, densidad aparente, capacidad de retención hídrica, pH, contenido de C y N, cationes de cambio) y bioquímicas (C de la biomasa microbiana, respiración inducida por sustrato del suelo, actividad microbiana general y actividades enzimáticas específicas del ciclo del C y del N).

3. Metodología

El estudio se llevó a cabo en la parte más elevada de la isla de Tenerife, que comprende parte de la Corona Forestal y el Parque Nacional del Teide. Se estableció una malla al azar de 1000x1000 m en la que se seleccionaron 40 puntos que fueran representativos de la diversidad edáfica (Andosoles, Leptosoles, Cambisoles y Regosoles) y ecosistémica (pinar, retamar, matorral de rosalito, pastizal y suelos desnudos) del parque (tabla 1). En cada punto se tomaron muestras del horizonte de enraizamiento o capa arable (primeros 30 cm de suelo) y cilindros con suelo inalterado para la determinación de la densidad aparente. Las muestras fueron llevadas al laboratorio donde fueron secadas al aire y tamizadas a <2mm. Para el análisis de las propiedades bioquímicas se realizó un pretratamiento de rehumectación de las muestras al 75-80 % de su capacidad de campo y se mantuvieron en oscuridad a 21 ºC durante 15 días.

Tabla 1. Número de muestras según el tipo de suelo y vegetación. Se señala el rango de altitud (m.s.n.m.).

	Pastizal	Pinar	Retamar	Rosalito	Sin vegetación
Andosol	2	4	6	3	1
	2215,2273	1613-1935	2048-2380	2012-2082	2666
Leptosol	1	2	4	2	3
	2520	2070, 2295	2223-2556	2009, 2120	1870-2197
Cambisol	1	2	2	1	1
	2278	1961, 2219	2010, 2042	2274	3500
Regosol	-	1	1	2	1
		1972	2107	2029, 2303	2739

Los métodos empleados para la determinación de las propiedades a estudiar fueron los siguientes:

a. Propiedades físicas:

- La distribución de fracciones granulométricas se determinó mediante el método del Densímetro de Bouyoucos (Gee y Bauder, 1986).
- Las curvas de retención hídrica se determinan por el método de Richards (mod. Soil Moisture Equipment Corporation).

b. Propiedades químicas:

- El pH se determina por medición potenciométrica en suspensión acuosa de relación 1:2,5 (E.O. McLean, 1982).
- El contenido en materia orgánica se determina según el método de Walkley y Black (1934).
- El nitrógeno total se determina mediante el método de Nitrógeno Kjeldahl por mineralización con selenio (Bremner, 1960).
- La capacidad de retención de fósforo en los suelos se determinó mediante el método de Blakemore et al. (1981).
- La CIC se mide según el método descrito por Sumner y Miller (1996).

c. Propiedades bioquímicas:

- El carbono de la biomasa microbiana se determinó mediante el método de fumigación-extracción (Vance et al., 1987).
- La actividad global de los microorganismos se estima según el método propuesto por Schnürer y Rosswall (1982).
- La respiración inducida por glucosa se calculó según Díaz-Raviña et al. (1988).
- La actividad ureasa (ciclo del N) se determina según el método propuesto por Kandeler y Geber (1988).
- La actividad β-glucosidasa (ciclo del C) se determina según Eivazi y Tabatabai (1988).

Los datos obtenidos se analizaron con el paquete estadístico SPSS Statistics 17.0, empleando diversas técnicas de análisis multivariante de datos: Análisis de la Varianza (ANOVA) y Análisis de Componentes Principales (PCA), para identificar los factores ecológicos relevantes y las propiedades que diferencian los distintos suelos en estudio.

4. Resultados

En la isla de Tenerife existe un gradiente microclimático altitudinal, con variaciones de humedad y temperatura, aunque este gradiente no es linear, sino que presenta un máximo a los 1600-1800 m.s.n.m., sobre el cual se sitúa el estrato nuboso denominado "mar de nubes", que produce un efecto invernadero, suavizando el régimen térmico diario (Fernández-Palacios y Martín, 2002). Es en este sector donde se establece el pinar. Entre los 2000 y 2500 m.s.n.m. se observa una reducción progresiva de las temperaturas y humedad, aunque índice de insolación es muy superior, y por encima de esa altitud la temperatura permanece relativamente constante, con un ligero incremento por encima de los 3100m. (Köhler et al.,

2006). Estas variaciones se ven reflejadas en el contenido en carbono y nitrógeno de los suelos (tabla 2), así como en la biomasa y actividad microbiana de los mismos, condicionadas directamente por el contenido en nutrientes y la disponibilidad de agua (tabla 3).

Tabla 2. Características de los suelos (0-30cm) en función del tipo de vegetación

(valores medios ± desv. estándar y rango de valores, mínimo y máximo)

	Pastizal	**Pinar**	**Retamar**	**Rosalito**	**Sin vegetación**
Densidad aparente (D)	**0,93** ± 0,2	**0,71** ± 0,2	**0,98** ± 0,3	**0,88** ± 0,3	**0,83** ± 0,3
($Mg\ m^{-3}$)	*(0,75-1,15)*	*(0,29-1,05)*	*(0,43-1,39)*	*(0,3-1,36)*	*(0,33-1,08)*
Elementos gruesos (E)	**315,16** ± 106,0	**401,03** ± 154,7	**348,50** ± 193,9	**405,87** ± 174,3	**465,01** ± 304,0
($g\ Kg^{-1}$)	*(202,90-451,42)*	*(168,75-578,37)*	*(77,20-660,30)*	*(203,08-755,75)*	*(39,00-950,00)*
Arena (A)	**675,28** ± 72,1	**598,82** ± 192,5	**673,72** ± 153,6	**740,67** ± 67,1	**831,92** ± 160,5
($g\ Kg^{-1}$)	*(596,91-765,35)*	*(306,33-900,48)*	*(385,26-834,91)*	*(643,56-864,77)*	*(527,59-989,95)*
Limo (L)	**249,88** ± 64,6	**316,49** ± 159,5	**222,69** ± 80,7	**195,30** ± 55,5	**107,10** ± 81,2
($g\ Kg^{-1}$)	*(181,85-309,99)*	*(74,75-546,45)*	*(113,37-366,38)*	*(114,97-274,01)*	*(4,24-216,85)*
Arcilla (Arc)	**74,84** ± 29,7	**84,69** ± 49,3	**103,59** ± 88,3	**64,03** ± 22,7	**60,98** ± 96,5
($g\ Kg^{-1}$)	*(45,86-103,12)*	*(24,77-147,22)*	*(8,04-248,36)*	*(20,25-87,67)*	*(5,80-255,56)*
Capacidad de Campo (CC)	**244,50** ± 54,1	**282,79** ± 117,0	**210,49** ± 56,4	**236,95** ± 73,8	**113,48** ± 88,1
($g\ Kg^{-1}$)	*(187,19-294,79)*	*(80,51-449,80)*	*(124,92-310,81)*	*(122,10-362,80)*	*(24,70-258,27)*
Punto de Marchitamiento (PM)	**96,36** ± 32,4	**102,89** ± 57,4	**98,44** ± 41,2	**93,54** ± 43,9	**38,57** ± 46,9
($g\ Kg^{-1}$)	*(56,82-124,15)*	*(36,76-214,64)*	*(43,45-205,41)*	*(45,96-172,28)*	*(13,12-133,89)*
Agua útil (AU)	**148,14** ± 23,1	**179,80** ± 84,1	**112,06** ± 33,3	**143,41** ± 50,5	**74,92** ± 53,8
($g\ Kg^{-1}$)	*(126,72-173,24)*	*(24,45-286,02)*	*(59,60-170,04)*	*(60,92-227,31)*	*(11,58-155,66)*
pH (H_2O)	**5,59** ± 0,9	**6,21** ± 0,4	**6,14** ± 0,9	**6,16** ± 1,1	**6,57** ± 0,8
	(4,77-6,78)	*(5,68-6,73)*	*(4,51-7,50)*	*(4,69-7,92)*	*(5,09-7,41)*
C.O. (C)	**4,88** ± 5,3	**3,20** ± 2,2	**2,59** ± 3,5	**3,05** ± 3,5	**0,20** ± 0,2
(%)	*(1,17-12,82)*	*(0,78-6,36)*	*(0,00-9,73)*	*(0,01-10,32)*	*(0,01-0,60)*
Nitrógeno (N)	**0,34** ± 0,3	**0,19** ± 0,1	**0,19** ± 0,2	**0,21** ± 0,2	**0,01** ± 0,0
(%)	*(0,08-0,81)*	*(0,03-0,38)*	*(0,01-0,64)*	*(0,01-0,73)*	*(0,00-0,01)*
Fósforo (P)	**17,49** ± 12,3	**6,96** ± 8,9	**10,90** ± 7,9	**12,99** ± 18,8	**16,76** ± 32,9
($mg\ Kg^{-1}$)	*(2,34-32,31)*	*(1,49-30,30)*	*(1,75-28,12)*	*(2,36-56,77)*	*(1,58-83,82)*
Calcio (Ca)	**1,88** ± 0,5	**4,68** ± 4,1	**3,67** ± 1,6	**2,39** ± 2,6	**2,19** ± 3,3
($cmol_c\ Kg^{-1}$)	*(1,23-2,40)*	*(1,25-14,35)*	*(1,47-6,78)*	*(0,36-8,41)*	*(0,03-8,49)*
Magnesio (Mg)	**0,48** ± 0,2	**1,04** ± 0,8	**1,13** ± 0,9	**0,48** ± 0,5	**0,51** ± 1,0
($cmol_c\ Kg^{-1}$)	*(0,27-0,79)*	*(0,27-2,29)*	*(0,19-3,12)*	*(0,05-1,53)*	*(0,01-2,53)*
Sodio (Na)	**0,23** ± 0,1	**0,22** ± 0,1	**1,64** ± 4,9	**0,18** ± 0,1	**0,13** ± 0,1
($cmol_c\ Kg^{-1}$)	*(0,15-0,42)*	*(0,09-0,33)*	*(0,11-17,76)*	*(0,10-0,28)*	*(0,06-0,30)*
Potasio (K)	**0,71** ± 0,4	**1,08** ± 0,6	**2,48** ± 3,9	**0,76** ± 0,5	**1,62** ± 3,3
($cmol_c\ Kg^{-1}$)	*(0,12-1,08)*	*(0,20-2,04)*	*(0,07-14,40)*	*(0,25-1,46)*	*(0,08-8,29)*

Tabla 3. Propiedades bioquímicas de los suelos en función del tipo de vegetación

(valores medios ± desv. estándar y rango de valores, mínimos y máximos)

	Pastizal	Pinar	Retamar	Rosalito	Sin vegetación
C Biomasa (Cbiom)	**385,7** ± 290,2	**387,1** ± 264,6	**195,1** ± 180,1	**220,**6 ± 141,8	**76,3** ± 40,2
(mg $C_{microbiano}$ Kg^{-1} s.s.)	*(138,6-795,7)*	*(103,4-983,4)*	*(21,3-678,3)*	*(85,8-490,6)*	*(44,7-150,3)*
Respiración (Resp)	**103,3** ± 65,2	**96,0** ± 54,0	**55,2** ± 65,4	**75,0** ± 70,3	**9,1** ± 6,4
(mg C-CO_2 Kg^{-1} s.s.*$día^{-1}$)	*(42,6-195,1)*	*(32,9-168,8)*	*(6,3-211,5)*	*(3,8-189,3)*	*(1,0-18,7)*
Hidrólisis FDA (FDA)	**12,9** ± 4,6	**14,0** ± 2,9	**8,4** ± 3,8	**10,2** ± 4,5	**1,6** ± 0,9
(µg Fluoresceína g^{-1} s.s. h^{-1})	*(6,6-17,6)*	*(8,1-17,9)*	*(0,4-14,9)*	*(2,5-15,6)*	*(0,2-2,5)*
Ureasa (Ure)	**8,9** ± 4,8	**14,3** ± 6,4	**8,3** ± 5,7	**7,7** ± 4,5	**4,2** ± 3,5
(µg N-NH_4^+ g^{-1} s.s. h^{-1})	*(2,6-13,9)*	*(6,2-29,5)*	*(3,0-21,5)*	*(2,4-17,1)*	*(0,4-9,4)*
ß-glucosidasa (Gluco)	**91,7** ± 79,9	**139,6** ± 107,4	**61,9** ± 55,3	**47,0** ± 40,7	**5,0** ± 3,0
(µg p-nitrofenol g^{-1} s.s. h^{-1})	*(7,9-161,6)*	*(19,0-369,1)*	*(5,8-160,1)*	*(0,5-125,4)*	*(2,2-9,5)*

Los valores de los coeficientes de correlación indican que el contenido de carbono orgánico muestra una relación positiva con la disponibilidad de agua y negativa con el pH (datos no mostrados). También se observa que todas las propiedades bioquímicas analizadas están estrecha y positivamente relacionadas entre sí y que muestran correlaciones positivas con la disponibilidad de una fuente de C, agua y nutrientes y negativas con el pH del suelo (tabla 4).

*Tabla 4. Correlaciones bivariadas (*correlación significativa a p<0.05, ** correlación significativa a p<0.01)*

	C Biomasa	Respiración	Ureasa	B-Glucosidasa	Hidrólisis FDA
Suelo	-,050	-,286	-,022	-,057	-,290
Vegetación	-,034	-,162	-,090	-,052	-,292
Altitud	-,056	-,142	-,051	-,114	-,367*
pH	-,519**	-,668**	-,414**	-,504**	-,396*
C.O.	,777**	,906**	,550**	,629**	,329*
N	,714**	,844**	,493**	,603**	,333*
P	,118	,156	-,105	,105	-,084
A	-,310	-,272	-,270	-,427**	-,467**
L	,470**	,404**	,382*	,527**	,583**
Arc	-,074	-,052	-,020	,101	,101
C.C.	,393*	,542**	,394*	,366*	,599**
P.M.	,352*	,527**	,321*	,368*	,473**
A.U.	,317*	,403**	,342*	,262	,531**
Ca	,385*	,142	,337*	,476**	-,006
Mg	,101	-,082	,053	,171	-,059
Na	,044	-,157	-,119	-,122	-,042
K	-,036	-,237	-,133	-,178	-,121
D	-,214	-,330*	-,283	-,180	-,050
Ure	,761**	,676**	1,000	,747**	,375*
Gluco	,855**	,666**	,747**	1,000	,525**
C biom	1,000	,810**	,761**	,855**	,400*

FDA	,400*	,420**	,375*	,525**	1,000
Resp	,810**	1,000	,676**	,666**	,420**

5. Discusión

En lo que respecta a la caracterización físico-química los resultados mostraron que, en general, los suelos presentan una textura franco-arcillosa o franco-arenosa, pH relativamente elevado (6.2±0.8), bajo contenido en materia orgánica y baja disponibilidad de nutrientes.

Aunque los valores de las actividades microbianas sean relativamente bajos, en comparación con datos de otros autores en suelos y condiciones similares (Alvear et al., 2007, suelos sobre cenizas volcánicas en ambientes templado; Zornoza et al., 2006 y 2007, en suelos pobres en materia orgánica en ambientes Mediterráneo semiárido) se observa una mayor biomasa y actividad microbiana en aquellos suelos con mayor contenido en materia orgánica y nutrientes y un descenso de la misma en aquellos suelos más pobres.

El análisis mediante componentes principales de las relaciones que existen entre las variables analizadas (figura 1) nos indica que las variables que diferencian más los suelos analizados entre sí son, en primer lugar, las propiedades bioquímicas junto con el contenido en carbono orgánico, nitrógeno total y el pH, y, en segundo lugar, las propiedades hídricas, fundamentalmente el contenido de agua disponible para la vegetación.

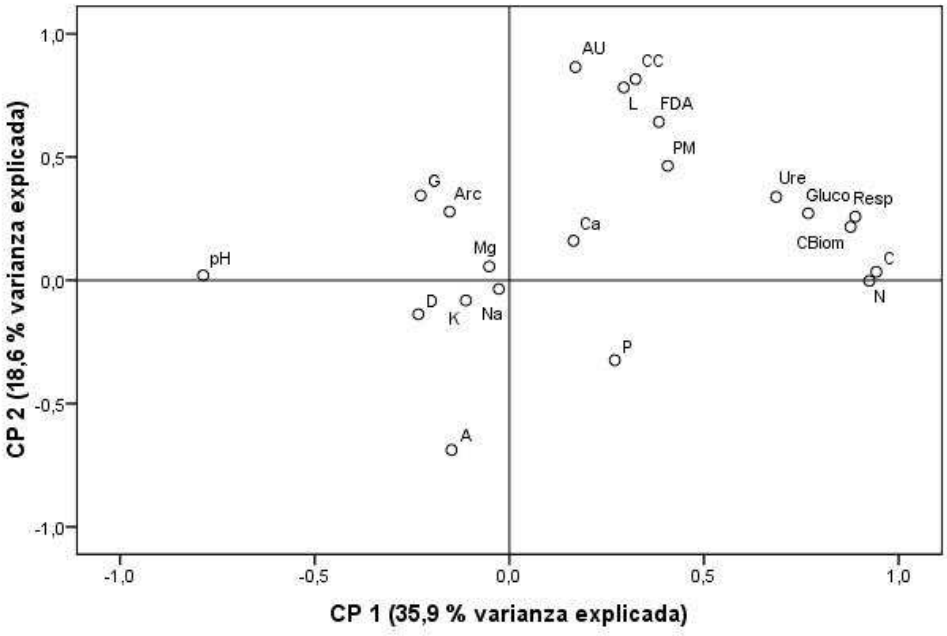


Figura 1. Gráfico de componentes principales de las propiedades físico-químicas y bioquímicas de los suelos.

6. Conclusiones

Las propiedades físico-químicas de los suelos del Parque Nacional del Teide varían en función del tipo de suelo y el tipo de vegetación que en ellos se desarrolle, viéndose las principales diferencias en el pH, contenido de carbono orgánico y nitrógeno. A su vez, estos parámetros condicionan la biomasa y actividad microbiana del suelo, con lo que se observan

diferencias significativas entre los diferentes tipos de ecosistemas. Los valores más altos de biomasa y actividad microbiana se dan en los suelos bajo pinar y pastizal, mientras que son aquellos suelos sin vegetación donde se observan los más bajos.

A la luz de los resultados obtenidos en este estudio se hace patente la escasez de conocimientos sobre los ecosistemas edáficos de alta montaña en territorios volcánicos, y la necesidad de realizar trabajos más específicos sobre la dinámica de C y nutrientes y la microbiología de estos suelos.

7. Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias a la financiación ofrecida por el Programa de ayudas de Formación del Personal investigador, de la Agencia Canaria de Investigación, Innovación y Sociedad de la Información del Gobierno de Canarias cofinanciadas por el Fondo Social Europeo (FSE), con una tasa de cofinanciación del 85%.

8. Bibliografía

ALVEAR, M., URRA, C., HUAIQUILAO, R., ASTORGA, M., REYES, F., 2007. Biological activities and aggregagtes stability in a soil from Chilean temperate Forest under two successional stages and seasonal changes. *J. Soil Sc. Plant Nutr*., 7 (3), 38-50.

BLAKEMORE, L.C., SEARLE, P.L., DALY, B.K., 1981. Soil Bureau Laboratory Methods: Methods for chemical analysis of soils. New Zealand Soil Bureau, Scientific Report No 10a. Department of Scientific and Industrial Research, Lower Hutt, New Zealand.

BREMNER, J.M., 1960. Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. *J. Agric. Sci*., 55, 11-33.

DÍAZ-RAVIÑA, M., CARBALLAS, T., ACEA, M.J., 1988. Microbial biomass and metabolic activity in four acid soils. *Soil Biol. Biochem*., 20 (6) 817-823.

EIVAZI, F., TABATABAI, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem*. 20, 601-606.

FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., MARTÍN ESQUIVEL, J.L., 2002. Naturaleza de las Islas Canarias, ecología y conservación. Publicaciones Turquesa, 89-93, 160-161. Santa Cruz de Tenerife.

GEE, G.W. y BAUDER, J.W., 1986. Particle size analysis. En: Klute, A. (ed.). Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 383-409. Agronomy 9. (2nd ed.) American Society of Agronomy-Soil Science Society of America. Madison, WI.

KANDELER, E., GEBER, H., 1988. Short-term assay of urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fert. Soils* 6, 68-72.

KÖHLER, L., GIEGER, T., LEUSCHNER, C., 2006. Altitudinal change in soil and foliar nutrient concentrations and in microclimate across the tree line on the subtropical island mountain Mt. Teide (Canary Islands). *Flora,* 201, 202-214.

MCLEAN, E.O., 1982. Soil pH and lime requirement. En: Miller, R.H. y Keeney, D.R. (eds.) Methods of soil analysis. Part 2 - Chemical and microbiological properties. 199-223. Agronomy 9. (2nd Ed.). American Society of Agronomy-Soil Science Society of America. Madison, WI.

SCHNÜRER, J., ROSWALL, T., 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Appl. Environ. Microbiol.* 43, 1256-1261.

SUMNER, M.E. y MILLER, W.P., 1996. Cation Exchange Capacity and Exchange Coefficients. En: Sparks, D.L. (ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3 - Chemical Methods. Chapter 40. 1201-1230. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America. Madison, WI.

VANCE, E.D., BROOKES, P.C., JENKINSON, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem*., 19, 703-707.

WALKLEY, A. y BLACK, A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid tritation method. *Soil Science*, 37, 29-38.

ZORNOZA, R., GUERRERO, C., MATAIX-SOLERA, J., ARCENEGUI, V., GARCÍA-ORENES, F., MATAIX-BENEYTO, J., 2006. Assessing air-drying and rewetting pre-treatment effects on some soil enzyme activities under Mediterranean conditions. *Soil Biol. Biochem.*, 38, 2125-2134.

ZORNOZA, R., GUERRERO, C., MATAIX-SOLERA, J., ARCENEGUI, V., GARCÍA-ORENES, F., MATAIX-BENEYTO, J., 2007. Assessing the effects of air-drying and rewetting pre-treatment on soil microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soluble carbon under Mediterranean conditions. *European J. of soil Biol.,* 43, 120-129.

Influencia de las cubiertas vegetales en olivar sobre algunas propiedades físicas de los suelos

R. BIENES[1,2], M.J. MARQUÉS[3], M. RUIZ[1], D. ARÉVALO[1]

1 Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario
2 Dpto. Geología . Universidad de Alcalá.
3 Dpto. Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Resumen
Se han llevado a cabo ensayos consistentes en la aplicación de diferentes cubiertas vegetales en las calles de un olivar intensivo (6 x 7 m^2) del sureste de Madrid, el cual se encuentra sobre un suelo desarrollado sobre margas yesíferas. La zona de estudio se halla situada al SE de Madrid, con una pluviometría media de 390 mm y ETP anual de 769 mm. Este fuerte déficit hídrico, unido a la abundante presencia de yeso en el suelo, condiciona el desarrollo de cubiertas vegetales. Los tratamientos ensayados en las calles son: a) Barbecho (labor única en otoño) con posterior desarrollo de vegetación espontánea; b) cubierta de *Brachypodium distachyon*, c) cubierta de cebada, y d) herbicida (sólo en las líneas de los olivos). El manejo de las cubiertas de *B. distachyon* y cebada incluía la siega en primavera de estas especies, de forma que no representaran una competencia seria para el olivo. A los 2 años de comenzar los ensayos, se procedió a la toma de muestras inalteradas con cilindros de volumen conocido para determinar su densidad aparente, y se midió su resistencia a la penetración con un penetrómetro, realizando lecturas cada 5 cm de profundidad hasta 45 cm, y entre 7 y 14 repeticiones por tratamiento, en función de la heterogeneidad de los datos. La densidad aparente se incrementó en las calles con cubierta vegetal con respecto al barbecho y al tratamiento con herbicida. Si bien, estas diferencias debidas al manejo que se hizo del suelo, no fueron significativas. Sin embargo, las lecturas obtenidas con el penetrómetro pusieron de manifiesto un diferente comportamiento de los suelos como consecuencia del manejo de que fueron objeto. Esta diferente resistencia a la penetración fue especialmente patente en los primeros 30 cm, a partir de los cuales, tendía a igualarse conforme se incrementaba la profundidad. Donde más se agudizaron estas diferencias, las cuales fueron significativas, fue para el espesor 0-15 cm.

Palabras clave
Cubiertas vegetales, erosión, olivar, suelos yesíferos, España.

1. Introducción

En España existen 2.3 millones de hectáreas, de las cuales el 61 % se encuentran en Andalucía (Guerrero, 2003). Las prácticas agrícolas de este cultivo contribuyen de forma muy notable a la erosión del suelo, ya que mantiene gran parte de su superficie desnuda, sin ningún tipo de cubierta que lo proteja. Por otra parte, tradicionalmente las mejores tierras han sido dedicadas al cultivo de cereal, por haber representado éste la base de la alimentación, dejándose aquellas zonas peores, más degradadas y generalmente en pendiente, para el viñedo y el olivar (Romero, 1998). En consecuencia, los olivares se extienden hoy en día en zonas en donde los procesos erosivos adquieren un papel predominante. Los cultivos en pendiente están mucho más sujetos a procesos erosivos de origen hídrico que simultáneamente suelen

implicar una reducción de la permeabilidad del agua de lluvia (Mahmood and Latif, 2003). Sobreviene así un empobrecimiento en materia orgánica que es importante a largo plazo; aproximadamente a los 10 años de someter los cultivos a laboreo convencional, puede llegar a perderse hasta el 30% de la materia orgánica que inicialmente había en el suelo.

En los últimos años se han realizado diversos estudios en manejo de los olivares prestando especial atención al tipo de laboreo y al desarrollo de cubiertas vegetales con el fin de disminuir la erosión, en especial en los olivares andaluces (Moreira-Madueño, 1991; Aguilar et al., 1996; Le Bissonais et al., 2004; Francia et al.,2006). Los resultados obtenidos han sido bastante dispares, desde algunos cientos de kilos por hectárea a la cifra de 80 t ha^{-1} $año^{-1}$, frecuentemente citada (Pastor et al., 1997).

El **laboreo convencional** da lugar a un descenso de la densidad aparente en comparación con la mayor compactación del no laboreo (Gómez et al., 1999); la rugosidad creada redunda en un favorecimiento de la infiltración con la consiguiente reducción de la escorrentía (Rao et al., 1999), pero estos beneficios son sólo temporales; al poco tiempo, tras las primeras lluvias, se desarrolla una costra superficial que dificulta la infiltración (Zuzel et al., 1990), y se produce un paulatino incremento de la densidad aparente y una peor interconexión de los poros del suelo por sellado y compactación del suelo. Esto tiene consecuencias no sólo medioambientales sino también en el desarrollo del cultivo y en su producción, pues el suelo desnudo presenta en la zona radicular, menor capacidad de almacenamiento de agua y mayores variaciones a lo largo del año.

Bajo este sistema de laboreo, se han llegado a detectar pérdidas de suelo de hasta 6.400 Kg ha^{-1} (Dunjo et al, 2004). En datos pendientes de publicar, el equipo investigador ha podido constatar que tras una lluvia simulada de 50 mm h^{-1}, la densidad aparente de los primeros mm del suelo se incrementa desde 1,2 g cm^{-3} hasta 1,45 g cm^{-3} en los suelos yesíferos objeto de estudio. Esta costra superficial, formada en estos suelos desnudos yesíferos, es la responsable de un coeficiente de escorrentía medio del 35%, frente a un 0,1 % en suelos cubiertos por vegetación espontánea (Marqués et al. 2004).

Los tratamientos de **no laboreo** junto al uso de herbicidas han mostrado un aumento en la densidad aparente en comparación con el laboreo tradicional, además de un enconstramiento superficial con mayor escorrentía y velocidad de flujo de agua (Lindstrom and Onstad, 1984; Gómez et al, 1999).

Conservar, restituir o aumentar la vegetación es una buena forma de evitar la degradación por erosión. La vegetación favorece la infiltración y reduce la erosión. La cubierta aérea y la hojarasca cubren el suelo, absorbiendo la energía cinética de las gotas. La hojarasca además, supone un aporte de nutrientes y de materia orgánica que favorece el desarrollo de estructura, incrementando la porosidad y la infiltración. Por otro lado, las raíces retienen el suelo y potencian la infiltración en profundidad, ya que permiten la existencia de canales de flujo a través de las raíces que ya no usan y están en proceso de descomposición y porque estimulan la actividad de la mesofauna, permitiendo la creación de macroporos. La vegetación favorece la infiltración y la recarga de los acuíferos, y mejora la calidad de las aguas (Tang et al., 1987, Francis y Thornes, 1990, Rickson, 1990). Los olivares con cubiertas de cereal cultivado presentan mayor contenido de agua en el suelo en invierno que aquellos manejados con laboreo tradicional o con no laboreo (Castro et al, 1991).

Por todo ello, el **empleo de cubiertas vegetales** se consolida como una buena práctica alternativa al laboreo en cultivos leñosos. Para evitar la competencia con el cultivo leñoso, han de tratarse con herbicidas o segarse en los momentos previos al déficit hídrico, pero permanecen protegiendo el suelo en el otoño, cuando tienen lugar los máximos pluviométricos en nuestro entorno climático (Pastor, 1989). Hay abundante bibliografía en España sobre el empleo de cubiertas vegetales en olivares, tal como lo atestiguan sucesivos trabajos de Pastor (1989), Pastor et al. (1997, 2001), Saavedra y et al. (1998), Martínez-Raya et al. (2002) y Martínez Raya (2003). Las conclusiones de estos trabajos permiten afirmar que las cubiertas vegetales son eficaces en el control de la erosión, pero deben aplicarse específicamente en función de las características climáticas, edáficas, orográficas y agronómicas (Francia et al., 2006). Se han ensayado cultivos monoespecíficos de siembra, cubiertas de gramíneas (Hordeum murinum L., Lolium rigidum Gaudin, Bromus spp, Vulpia spp.), cubiertas a base de veza, de vegetación espontánea mixta, etc. Estas últimas, presentan la ventaja de no precisar siembra cada año, aunque es necesario su manejo mediante herbicidas o medios mecánicos (Saavedra et al.,1998).

Se ha podido constatar una disminución de la erosión gracias al establecimiento de franjas de cebada en paralelo debido a un aumento de la porosidad y la infiltración (Francia et al., 2006). Una de las ventajas de la instalación de cubiertas vegetales que se ha constatado en el olivar y que es muy apreciada por los agricultores es que facilita enormemente la recolección de la aceituna, que puede realizarse incluso lloviendo ya que permite el acceso al cultivo, que en el caso del suelo desnudo, es impracticable, gracias a esto, la recolección puede hacerse en el momento óptimo de madurez, y no cuando las condiciones meteorológicas lo permitan. Esta ventaja también se aplica a la reducción de la compactación de las calles, dado que se reducen las numerosas labores y operaciones de cultivo que hay que realizar a lo largo del año: fumigaciones, laboreos, etc.

La influencia de las cubiertas vegetales no sólo se traduce en una reducción de la pérdida de suelo, también en un favorecimiento de la infiltración (Vanderlinden et al., 1998), pues hay un incremento de la porosidad y, en consecuencia, una disminución de la densidad aparente gracias a los sistemas radiculares de las herbáceas. Cuando los cultivos mantienen el suelo desnudo alrededor, es previsible que se selle la superficie debido a la colmatación de los poros por las partículas finas del suelo, en estas circunstancias la conductividad hidráulica saturada es menor que cuando el suelo no está sellado.

En ambientes mediterráneos, se ha constatado que, si bien las diferencias de infiltración no son muy patentes en episodios de lluvia habituales, sí se ponen de manifiesto en las tormentas, tan frecuentes en este tipo de clima (Ferrero et al., 2005).

Son múltiples los resultados positivos obtenidos en los nuevos tratamientos investigados (Pastor, 1989; Castro et al, 1991; Pastor et al., 1997; Saavedra et al., 1998; Martínez-Raya et al., 2005; Hernández et al., 2005; Francia et al., 2006). Sin embargo, el amplio margen de variación de los resultados obtenidos pone de manifiesto la influencia de la metodología empleada (Gómez et al., 2005) y, en especial, las condiciones particulares de la zona de estudio (Francia et al., 2000; Gómez et al., 2005). Es por ello que, a pesar de la actual bibliografía sobre erosión en olivares andaluces, sus resultados no son extrapolables a los suelos desarrollados sobre margas yesíferas, que son los suelos que nos ocupan en este trabajo. Por desgracia, son pocos los estudios disponibles en este tipo de suelos, por lo que nos encontramos ante una gran laguna en lo que a información previa respecta.

La presencia de olivares en suelos yesíferos no es tan habitual como sobre suelos calizos, dado que son menos productivos. En consecuencia, están abocados al abandono o a su transformación hacia olivares ecológicos para poder obtener subvenciones de la PAC. En este sentido, en relación a los olivares, se establece que " en cultivos de viñedo, olivar y frutos secos en terrenos con pendientes iguales o superiores al 15 por 100, no labrar la tierra, salvo que se adopten formas de cultivo especiales como bancales, cultivo en fajas, se practique un laboreo de conservación o se mantenga una cobertura de vegetación total del suelo". Además, deben "mantener una cubierta vegetal en las calles transversales a la línea de máxima pendiente cuando se mantenga el suelo desnudo en los ruedos de los olivos mediante la aplicación de herbicidas". Por otra parte, dado que, además no se contempla el arranque de los olivos, salvo ciertas excepciones concretas, aquellos olivares situados en suelos degradados son candidatos a la aplicación de un manejo de cubiertas vegetales de vegetación espontánea, por ser esta más rentable a corto plazo, si bien es importante analizar su sostenibilidad a medio plazo, debido al previsible agotamiento del banco de semillas.

Son múltiples los trabajos que relacionan diferentes tipos de cubiertas vegetales con un mayor almacenamiento de agua en el suelo (Morgan et al, 1997; Hairsine et al, 1997; Chisci et al, 2001; Duran et al, 2002; Fontesa et al, 2004; Shukla et al, 2006; etc.) o con un incremento de la compactación y disminución de la infiltración al cambiar de cubierta vegetal (Martínez y Zinck, 2004).

2. Objetivos

Este trabajo estudia la influencia del manejo del suelo y empleo de diferentes cubiertas vegetales sobre las propiedades físicas del suelo, concretamente la densidad aparente, la resistencia a la penetración.

3. Metodología

Los muestreos para la toma de muestras inalteradas para densidad aparente y los realizados para la determinación de la resistencia a la penetración, fueron aleatorios.

Para la densidad aparente se emplearon cilindros de borde biselado con tapas (mod. Eijkelkamp) de 50 mm de altura y 53 mm de diámetro, y el espesor muestreado fue 0 – 5 cm, por ser donde la cubierta vegetal podía llegar a influir con mayor intensidad sobre la densidad aparente del suelo.

Para la resistencia a la penetración del suelo se empleó un penetrómetro manual 06.01 modelo Eijkelkamp, con barra de acero y cono de $1cm^2$ de superficie, tomándose en cada tratamiento un mínimo de 7 repeticiones. Las lecturas se realizaron a las profundidades de 2.5, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 y 40 cm de profundidad. Sin embargo, los datos que más interesan son los que contienen los primeros 15cm del perfil del suelo, donde la influencia de las cubiertas vegetales es mayor. De este manera, se consideró que en el estudio estadístico se agruparan los datos en dos tipos: influidos por el desarrollo de la vegetación (perfil de 0 - 15cm) y poco influidos por la cubierta vegetal (perfil de 15- 45cm. profundidad).

4. Resultados y discusión

Las cubiertas vegetales han mostrado un incremento de la densidad aparente. El muestreo fue realizado durante el verano, por lo que las calles con cubierta vegetal llevaban 9 meses desde la última labor que se dio (la siembra). Por tanto, las calles con cubierta vegetal evidencian el asentamiento que sufre un suelo, el cual tiende a recuperar la compactación y densidad aparente de un suelo no cultivado. En lo que respecta al tratamiento con barbecho, recibe una labor adicional a la salida del invierno, por lo que presenta como es lógico una densidad media ligeramente inferior. Subrahmaniyan et al. (2008) encontraron que las parcelas con herbicidas no diferían en su densidad aparente con respecto a las parcelas con vegetación. En nuestro caso, las parcelas tratadas con herbicidas y correspondientes a las líneas de los olivos, presentan una no justificada densidad aparente, la cual es inferior a las parcelas con vegetación.

Tabla 1. Densidad aparente media del suelo para los distintos tratamientos ensayados. Test de LSD de Fisher (letras distintas indican diferencias significativas para p<0.05)

Tratamiento	**Media (gr/cm^3)**		**Desviación típica**	**n**	**Coef. Variación (%)**
Barbecho	1,17	ab	0.07	5	5,9
Herbicida	1,11	a	0.04	5	3,8
B. distachyon	1,20	b	0.05	5	4,5
Cebada	1,19	b	0.04	5	3,4

Las pruebas de resistencia a la penetración pusieron de manifiesto un incremento de la compactación con la profundidad. Este comportamiento fue similar para todos los tratamientos ensayados (Tabla 2), si bien diferían en los valores iniciales correspondientes a los primeros 15 cm.

Tabla 2. Resistencia media a la penetración para cada tratamiento ensayado. Se realizó un mínimo de 7 repeticiones (incrementándose el número en herbicida y cebada por presentar mayor heterogeneidad).

	2.5cm	5cm	10cm	15cm	20cm	25cm	30cm	35cm	40cm	45cm
Barbecho	0,03	0,04	0,16	0,08	0,15	0,22	0,30	0,37	0,28	0,31
Herbicida	0,06	0,08	0,11	0,24	0,11	0,16	0,13	0,16	0,20	0,17
B. distachyon	0,10	0,13	0,15	0,27	0,29	0,32	0,37	0,41	0,41	0,40
Cebada	0,19	0,29	0,35	0,25	0,35	0,37	0,39	0,35	0,25	0,27

Para estudiar con más detalle la repercusión de los sistemas radiculares, se consideraron los primeros 15 cm. El test de Fisher mostró diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 3).

Las raíces de las cubiertas vegetales han representado un papel importante aglutinando los agregados del suelo. Por otro lado, el incremento de materia orgánica registrado en las calles con cubierta vegetal ha aumentado la estabilidad estructural de estos suelos, que inicialmente presentaban una estabilidad muy baja como consecuencia de su alto contenido en limo y bajo en arcilla y materia orgánica.

Tabla 3. Resistencia media a la penetración para el espesor 0-15 cm (lecturas realizadas a 2.5, 5, 10 y 15 cm). Media, desviación típica y número de repeticiones. Test LSD de Fisher (letras distintas indican diferencias significativas para p<0.05)

Tratamiento	Resistencia media a la penetración (KN)		Desviación típica	n	Coef. Variación (%)
Barbecho	0,083	a	0,050	8	60,2
Herbicida	0,121	ab	0,067	14	55,4
B. distachyon	0,167	b	0,076	7	45,5
Cebada	0,260	c	0,084	10	32,3

5. Conclusiones

El empleo de cubiertas vegetales en las calles del olivar ha facilitado el aglutinamiento de los agregados del suelo al aumentar la materia orgánica en el mismo por lo que la densidad aparente se incrementó en el horizonte superficial de las calles con dichos tratamientos con respecto al barbecho y al tratamiento con herbicida. Si bien, estas diferencias debidas al manejo que se hizo del suelo, no fueron significativas. Por otro lado las lecturas obtenidas con el penetrómetro también pusieron de manifiesto un diferente comportamiento de los suelos como consecuencia del manejo de que fueron objeto especialmente para el espesor 0-15 cm, a partir de los cuales tendía a igualarse conforme se incrementaba la profundidad. Esto se debe a que es en el la capa más superficial profundidad donde más afectan las raíces de las cubiertas vegetales así como las labores en los respectivos tratamientos aplicados.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias al proyecto FP07-AG1 financiado por el IMIDRA (Comunidad de Madrid).

7. Bibliografía

AGUILAR, J., MARTÍNEZ, A., ROCA, A.,1996. *Evaluación y manejo de suelos*. Univ. Granada. 327 p.

CASTRO, J.S.M., SAAVEDRA, M., PASTOR, M., 1991. Improvement in infiltration in olive groves through use of a cereal cover crop. *ITEA-Produccion-Vegetal*, 88(2): 95-104.

CHISCI,G.C., BAZZOFFI, P; PAGLIAI, M; PAPINI, R; PELLEGRINI, S, VIGNOZZI, N. 2001. Association of sulla and atriplex shrub for the physical improvement of clay soils and environmental protection in central Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84(1): 45-53.

DUNJO, G., PARDINI, G., GISPERT, M., 2004. The role of land use-land cover on runoff generation and sediment yield at a microplot scale, in a small Mediterranean catchment. *Journal of arid environments*, 57(2): 239-256.

DURAN ZUAZO, V.H., MARTINEZ-RAYA, A., AGUILAR RUIZ, J. 2002. Control de la erosión en los taludes de bancales, en terrenos con fuertes pendientes. *Edafologia*, 9 (1): 1-10.

FERRERO, A., USOWICZ, B., LIPIEC, J. 2005. Effects of tractor traffic on spatial variability of soil strength and water content in grass covered and cultivated sloping vineyard. *Soil and Tillage Research*, 84(2): 127-138.

FONTESA, J.C., PEREIRA, L.S., SMITHC, R.E. 2004. Runoff and erosion in volcanic soils of Azores: simulation with OPUS. *Catena*, 56: 199-212.

FRANCIA, J.R., MARTÍNEZ, A. Y RUIZ, S. 2000. Erosión en suelos de olivar en fuertes pendientes. Comportamiento de distintos manejos de suelo. Edafología 7:147-55.

FRANCIA MARTÍNEZ, J.R., DURÁN ZUAZO, V.H., MARTÍNEZ RAYA, A. 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of the Total Environment,* 358(1-3): 46-60.

FRANCIS, C.F., THORNES, J.B. 1990. Matorral: Erosion y restauración. En: *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. J. Albadalejo; M.A. Stocking, E.Díaz (Eds.). Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Murcia, 88-115

GÓMEZ, J.A., GIRÁLDEZ, J.V., PASTOR, M., FERERES, E. 1999. Effects of tillage methods on soil physical properties, infiltration and yield in an olive orchard. *Soil Tillage Research,* 52: 165-175.

GÓMEZ, J.A., GIRÁLDEZ, J.V., FERERES, E. 2005. Water erosion in olive orchards in Andalusia (Southern Spain): a review. *Geophysical Research Abstracts*, 7, 08406. 7pp.

GUERREO, A. (2003). *Nueva Olivicultura*.5ª ed. Madrid.

HAIRSINE, P., PROSSER, I. 1997. Reducing erosion and nutrient loss with perennial grasses. *Australian Journal of Soil and Water Conservation*, 10(1): 8-14.

HERNÁNDEZ, A.J., LACASTA, C., PASTOR, J. 2005. Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. *Agricultural Water Management,* 77: 232-248.

LE BISSONAIS, Y., LECOMTE, V., CERDAN, O. 2004. Grass strip effects on runoff and soil loss. *Agron* 24: 129-136.

LINDSTROM, M.J., ONSTAD, C.A. 1984. Influence of tillage systemas on soil physical parameters and infiltration after planting. *Journal of Soil and Water Conservation,* 39: 149-152.

MAHMOOD, S., LATIF, M. 2003. Surge-ring infiltometer and its application to Simulate infiltration. *Irrigation and Drainage Systems,* 17: 367-379.

MARQUÉS, M.J., JIMÉNEZ, L., PÉREZ-RODRÍGUEZ, R., GARCÍA-ORMAECHEA, S., BIENES, R.. 2004. Changes in hydric erosion in gypsic soils deal with organic amendment y shrub revegetation. *Land Degradation and Development*, 15: 1-12.

MARTÍNEZ, L.J., ZINCK, J. A. 2004. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil and Tillage Research*, Vol. 75, Issue 1 , January 2004, Pages 3-18.

MARTÍNEZ RAYA A, FRANCIA MARTÍNEZ JR, MARTÍNEZ VILELA A, RUIZ S. 2002. Soil conservation techniques in the cultivation of perennials on steep slopes in semiarid ecosystems. In: Rubio JL, Morgan RPC, Asins S, Andreu V (Eds), Proceedings of the Third International Congress Man and Soil at the Third Millennium, Logroño, Spain, March 2000. European Society for Soil Conservation, Valencia. pp. 779–786

MARTÍNEZ-RAYA, A. 2003. La erosión hídrica y sus efectos en el olivar. Vida Rural, 162: 60-63.

MARTÍNEZ RAYA, A., DURÁN ZUAZO,V.H., FRANCIA MARTÍNEZ, J. R. 2005. Soil erosion and runoff response to plant-cover strips on semiarid slopes (SE Spain). Land Degradation & Development, 17(1): 1-11.

MOREIRA MADUEÑO, J.M. 1991. *Capacidad de uso y erosión de suelos*. Una aproximación a la evaluación de tierras en Andalucía. Junta de Andalucía. Consejería de Cultura y Medio Ambiente. Agencia de Medio Ambiente. 446 pp.

MORGAN, R.P.C., MCINTYRE, K., VICKERS, A.W., QUINTON, J.N., RICKSON, R.J. 1997. A rainfall simulation study of soil erosion on rangeland in Swaziland. *Soil Technology*, 11 (1997): 291-299.

PASTOR, M. 1989. Influence of weeds on evolution of water contect in soil of olive orchards in dry lands. In: Proceedings of the 4th EWRS symposium on weed problems in Mediterranean climates. Vol.1 Problems of weed control in fruit, horticultural crops and rice. 41-50.

PASTOR, M., CASTRO, J., VEGA, V., HUMANES, M.D. 1997. Sistemas de manejos de suelo. In: Barranco D, Fernandez RE, Rallo L (eds.). *El cultivo del olivo*. Madrid (Spain). Mundiprensa p 190-228.

PASTOR, M., CASTRO, J., HUMANES, M. D., MUÑOZ, J. 2001. Sistemas de manejo del suelo en olivar de Andalucía. Edafología, 8: 75-98.

RAO, K.P.C., STEENJUIS, T.S., GOGLE, A.L., SNIRIVASAN, S.T., YULE, D.F., SMITH, G.D. 1999. Rainfall infiltration and runoff from an alfisol in semi-arid tripical India. II Tilled systems. *Soil Till Res* 48: 61-69.

RICKSON, R.J. 1990. The role of simulated vegetation in soil erosion control. En: J.B. Thornes (ed.) *Vegetation and erosion*. Chischester, Wiley, 99-111.

Romero LR. 1998. Olive farming in the age of science and innovation. *Olivae*, 72: 42-51.

SAAVEDRA, M., CASTRO, J., HUMANES, M.D. 1998. Implantation and management of vegetation covers: a control system against erosion in olive grove and ligenouw crops. *Agricultura* 788: 218-222.

SHUKLA, M.K., LAL, R., EBINGER, M., MEYER, C. 2006. Physical and chemical properties of soils under some piñon-juniper-oak canopies in a semi-arid ecosystem in New Mexico. *Journal of Arid Environments*, 66(4): 673-685.

SUBRAHMANIYAN, K., KALAISELVAN, P., BALASUBRAMANIAN, T. N., WEIJUN ZHOU 2008. Soil Properties and Yield of Groundnut associated with Herbicides, Plant Geometry, and Plastic Mulch. *Communications in soil science and plant analysis*, 39 (7-8), 1206-1234.

TANG, K., ZHOU, H., HOU, X., LIU, Y. 1987. The influence of destruction and reconstruction of vegetation on soil erosion and its control in the loess plateau in China. En: Pla Sentis (ed.), Soil Conservation and productivity. Maracay, Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo: 963-972

VANDERLINDEN, K., GABRIELS, D., GIRÁLDEZ, J.V. 1998. Evaluation of infiltration measurements under olive trees in Córdoba. *Soil and Tillage Research*, 48(4): 303-315.

ZUZEL, J.F., PIKUL, J.L., RASMUSSEN, P.E. 1990. Tillage and fertilizer effects on water infiltration. *Soil Sci Soc Am J*, 54: 205-208.

Evolución de propiedades edáficas en un suelo de baja productividad agrícola enmendado con composta de lodo de depuradora para la producción de biomasa de cardo (Cynara cardunculus L.)

ALFONSO LAG[1], IGNACIO GÓMEZ[1], JOSÉ NAVARRO-PEDREÑO[1], ANA PÉREZ[1].

[1]Grupo de Edafología Ambiental. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Elche, España. ignacio.gomez@umh.es

Resumen

El manejo adecuado de los ecosistemas agrícolas contribuye de manera fundamental al equilibrio ambiental, y en este sentido, prácticas culturales tales como la utilización de subproductos orgánicos como enmiendas y el desarrollo de cultivos energéticos no alimenticios, pueden ser una buena alternativa para contribuir a la sostenibilidad. En el presente trabajo hemos utilizado un compost de lodo de depuradora como único abono para el crecimiento del cardo (*Cynara cardunculus L.),* cultivo energético lignocelulósico con gran adaptabilidad a las condiciones mediterráneas y del que se puede obtener cierta rentabilidad económica. Los objetivos perseguidos fueron la determinación de la dosis óptima de compost a aplicar para obtener la máxima producción de biomasa, así como el estudio del efecto producido en un suelo de baja productividad agrícola. Se aplicaron 4 dosis de compost (t/ha): D_1=0, D_2=30, D_3=50, y D_4=70, a una parcela bajo condiciones semiáridas y con riego por inundación. Se llevaron a cabo 3 muestreos de suelo, en los que se analizaron distintas propiedades físico-químicas. Así mismo, se estudiaron los parámetros morfométricos del cultivo al final del ciclo. Los resultados indicaron que la aplicación de compost indujo un incremento en la concentración de P, Zn y Cu extraíble.. No se observaron diferencias significativas para los parámetros morfométricos, aunque la tendencia indicó que D_3 fue el tratamiento con mayor producción de biomasa.

Palabras clave

Cynara cardunculus, Compost de lodo, Biomasa, Cardo, Suelo.

1. Introducción

El uso de la biomasa con fines energéticos es uno de los objetivos fijados por el "Plan de acción sobre la biomasa" de la U.E. con la finalidad de garantizar la seguridad de los abastecimientos y la sostenibilidad de la energía en el continente europeo. Ante una situación de dependencia energética y de necesidad de hallar métodos de obtención de energía menos contaminantes, se ha intentado hallar alternativas efectivas y prácticas que puedan corregir esta situación. De esta manera, se impulsaron proyectos de investigación al respecto de la llamada "agroenergética" al comienzo de la década de los años ochenta, por los que se perdió el interés al bajar el precio del petróleo sobre 1984 (FERNÁNDEZ, 2009a). Con la progresiva concienciación colectiva al respecto de los problemas derivados del consumo energético, como el cambio climático, las energías renovables han adquirido mayor importancia. En este sentido, la UE fijó un objetivo para 2010 de suplir mediante fuentes renovables un 12% de la energía primaria total consumida; sin embargo, es improbable que exceda el 10%, por lo que se planteó un 20% para el 2020 (COMISSION TO THE EUROPEAN COUNCIL AND EUROPEAN PARLIAMENT, 2005, 2006, 2007). Para alcanzar este tipo de umbrales se

pusieron en marcha medidas que permitieran el desarrollo y expansión del sector de las energías renovables como proveedor de energía a lo largo de UE, en sus diversas vertientes. El uso de la biomasa con fines energéticos se engloba dentro de este escenario y en el caso de España para el año 2007 representó el 52,63% de energía primaria consumida, por encima de la energía eólica e hidráulica. De esta manera se observa como el peso de la biomasa es considerable, aunque lejos del objetivo establecido en el plan de energías renovables en España para 2010, que se sitúa en un 43,93% de cumplimiento para el consumo referido a 2007 (FERNÁNDEZ, 2009a). Por lo tanto se entiende que este sector requiere de expansión para poder cumplir con los objetivos fijados a nivel comunitario y estatal y que ésta debe ir acompañada de proyectos de investigación relacionadas con la biomasa.

El cardo es considerado como potencial cultivo energético de producción de biomasa lignocelulósica y una especie con gran adaptación a las condiciones climáticas mediterráneas (bajas precipitaciones anuales, la irregularidad de las mismas y veranos secos y cálidos). La biomasa aérea, que puede ser cosechada seca tras el verano y antes de una nueva brotación vegetativa, puede ser aprovechada con fines energéticos con rendimientos medios de producción anuales de cerca de 13 t/ha de materia seca, con un poder calorífico que oscila entre valores superiores a 4000 kcal/kg e inferiores de 3714 kcal/kg (FERNÁNDEZ, 2009b). Otra característica importante del cardo es su relativa halotolerancia (BENLLOCH-GONZÁLEZ ET AL., 2005), que podría posibilitar su cultivo en suelos de baja productividad agrícola causadas por la salinidad. Por otra parte, en zonas afectadas por procesos erosivos, frecuentes en el levante español, el cultivo del cardo podría frenar la pérdida de suelo y permitir su desarrollo.

Debido a la obligatoriedad de depuración de las aguas residuales de la directiva 91/271/CEE, traspuesta a la legislación española mediante el RD 11/95, desarrollado en el RD 509/96, la producción de lodos de depuradora se ha visto incrementada en las dos últimas décadas, con los consecuentes problemas a la hora de gestionar este residuo. El uso de lodos y compost en agricultura están regulados, respectivamente, mediante los RD 1310/90 y RD 824/2005 sobre productos fertilizantes, estableciéndose limitaciones a su uso en ambos casos en función de diversos parámetros. Los subproductos orgánicos compostados son empleados como enmienda de suelos, que actúan como fuente de nutrientes, favoreciendo el crecimiento vegetal (CASADO-VELA *et al.*, 2006); reducen los costes de producción, ya que se evita el consumo de fertilizantes inorgánicos de nitrógeno y fósforo y mejoran las propiedades edáficas, ya que contribuyen a prevenir la degradación del suelo (ALBIACH *et al.*, 2001).

Teniendo en cuenta lo anteriormente mencionado, el interés del presente trabajo se basa fundamentalmente en tres ejes: gestión y valorización de residuos; producción de biomasa con fines energéticos y protección y mejora de las propiedades del suelo. La importancia y lo novedoso del presente estudio no son el conjunto de sus partes por separado, sino el enfoque integral y las sinergias derivadas de las mismas, todo ello desde un punto de vista respetuoso con el medio ambiente.

2. Objetivos

El objetivo principal del presente trabajo es contribuir a determinar la dosis óptima de aplicación de compost a un cultivo de cardo, para obtener la máxima producción de biomasa, analizando, los efectos producidos en las propiedades del suelo utilizado como medio de cultivo.

3. Metodología

La zona de estudio está ubicada en la pedanía de San Felipe Neri, perteneciente al término municipal de Crevillente (Alicante) y se caracteriza por su actividad agrícola, produciendo, fundamentalmente cultivos forrajeros tolerantes a la salinidad, con sistemas de riego tradicional por inundación, con acequias y azarbes, siendo el caudal de riego irregular. El nivel freático, con elevada concentración salina, se encuentra muy cerca de la superficie, lo que unido a las características geomorfológicas y climáticas de la zona, condiciona fuertemente los procesos de lixiviación y la dinámica de movimiento vertical de las sales en los suelos, y confiere a ciertas áreas, la categoría de saladar. En la tabla 1 se indica la caracterización del suelo estudiado, apreciándose que es arcilloso, básico, de naturaleza caliza, con elevada conductividad y bajos niveles de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo asimilable.

Tabla 1. Propiedades principales del suelo. Media(μ)± Desviación estándar(σ)

Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Carbonatos (%)	Caliza activa (‰)	pH	CE ($mS.cm^{-1}$)	C.Org. (%)
49 ± 3	31 ± 2	20 ± 2	49 ± 2	262 ± 149	8,6 ± 0,2	551 ± 106	2,0 ± 0,1
N_k (%)	Ca ($mg.kg^{-1}$)	Mg ($mg.kg^{-1}$)	K ($mg.kg^{-1}$)	Na ($mg.kg^{-1}$)	Cu ($mg.kg^{-1}$)	Fe ($mg.kg^{-1}$)	Mn ($mg.kg^{-1}$)
0,21 ± 0,01	5087 ± 168	938 ± 11	329 ± 14	577 ± 36	0,83 ± 0,04	1,2 ± 0,2	0,9 ± 0,3
Zn ($mg.kg^{-1}$)	Cd ($mg.kg^{-1}$)	Cr ($mg.kg^{-1}$)	Ni ($mg.kg^{-1}$)	Pb ($mg.kg^{-1}$)	P (%)		
0,7 ± 0,1	0,31 ± 0,01	22 ± 4	12 ± 2	10 ± 2	0,0044 ± 0,0002		

El compost de lodo procede de la planta anexa a la EDAR de Aspe, y se elaboró a partir de una mezcla lodo/serrín/paja en proporción 4:3:1 (v:v:v) que se mantuvo en un túnel abierto con volteos periódicos durante 49 días; tras este proceso el material resultante sufrió un proceso de estabilización en pilas estáticas durante aproximadamente un mes antes de su aplicación al suelo. Las características del compost se muestran en la tabla 2.

Tabla 2. Características del compost de lodo de depuradora. Media(μ)± Desviación estándar(σ)

pH	CE ($mS.cm^{-1}$)	MO (%)	P (%)	N_k (%)	
5,1 ±0,1	5,75 ± 0,01	73,6 ±0,2	0,8 ± 0,2	2,185 ± 0,003	
Ca ($mg.kg^{-1}$)	Mg ($mg.kg^{-1}$)	K ($mg.kg^{-1}$)	Na ($mg.kg^{-1}$)	Cu ($mg.kg^{-1}$)	Fe ($mg.kg^{-1}$)
6948 ± 624	3926 ± 20	5173 ± 154	2417 ± 59	221 ± 1	4781 ± 359
Mn ($mg.kg^{-1}$)	Zn ($mg.kg^{-1}$)	Cd ($mg.kg^{-1}$)	Cr ($mg.kg^{-1}$)	Ni ($mg.kg^{-1}$)	Pb ($mg.kg^{-1}$)
92 ± 4	575 ± 2	0,6 ± 0,1	24 ± 4	10 ± 1	29 ± 1

Se establecieron cuatro tratamientos mediante la aplicación, a finales de septiembre, de las siguientes cantidades de compost (t/ha): D_1=0, D_2=30, D_3=50, y D_4=70, procediendo a mezclar la enmienda con el suelo de manera mecánica. La primera semana de octubre se transplantaron 12 plántulas de cardo por tratamiento, realizándose riegos por inundación a lo largo del ciclo de cultivo. Se muestreó suelo 3 veces durante el ciclo de producción del cardo: Al inicio, a mitad y final del mismo (octubre; abril y julio). Los parámetros edáficos analizados fueron: pH; conductividad eléctrica (CE); carbono orgánico oxidable (COOx); fósforo extraíble (P); nitrógeno Kjeldahl (N_k), macronutrientes (Ca, Mg, Na y K) y

micronutrientes (Fe, Cu, Mn y Zn). Al finalizar el experimento se registraron los parámetros morfométricos del cardo, que fueron la altura; el peso de los tallos, hojas e inflorescencias y la producción total de biomasa.

Se llevaron a cabo análisis de varianza (ANOVA) mediante el paquete estadístico SPSS 16 ® para detectar diferencias entre tratamientos para las diferentes dosis de compost aplicado y para estudiar la evolución de los parámetros edáficos a lo largo de la duración del experimento. En caso de existir diferencias los resultados fueron agrupados empleando un test post-hoc de Tukey. Ambos estadísticos fueron llevados a cabo a un nivel de significación de 0,05.

4. Resultados

Los resultados expuestos en las figuras 1 a 3 muestran que la aplicación del compost ha producido incrementos de P, Fe, Cu y Zn en suelo, observándose una tendencia a aumentar con la dosis de enmienda. El resto de elementos o parámetros o bien no varía a nivel estadístico (N_k, COox, Ca, K, Mg) o no lo hacen siguiendo un patrón claro en función de la cantidad de subproducto orgánico (pH, Na, Mn).

Es interesante observar que el sodio intercambiable evoluciona de forma similar a la conductividad eléctrica en el suelo. También se observa una evolución antagónica entre el Na y el Ca, que condiciona la disminución del calcio del primer al segundo muestreo, en todos los tratamientos considerados.

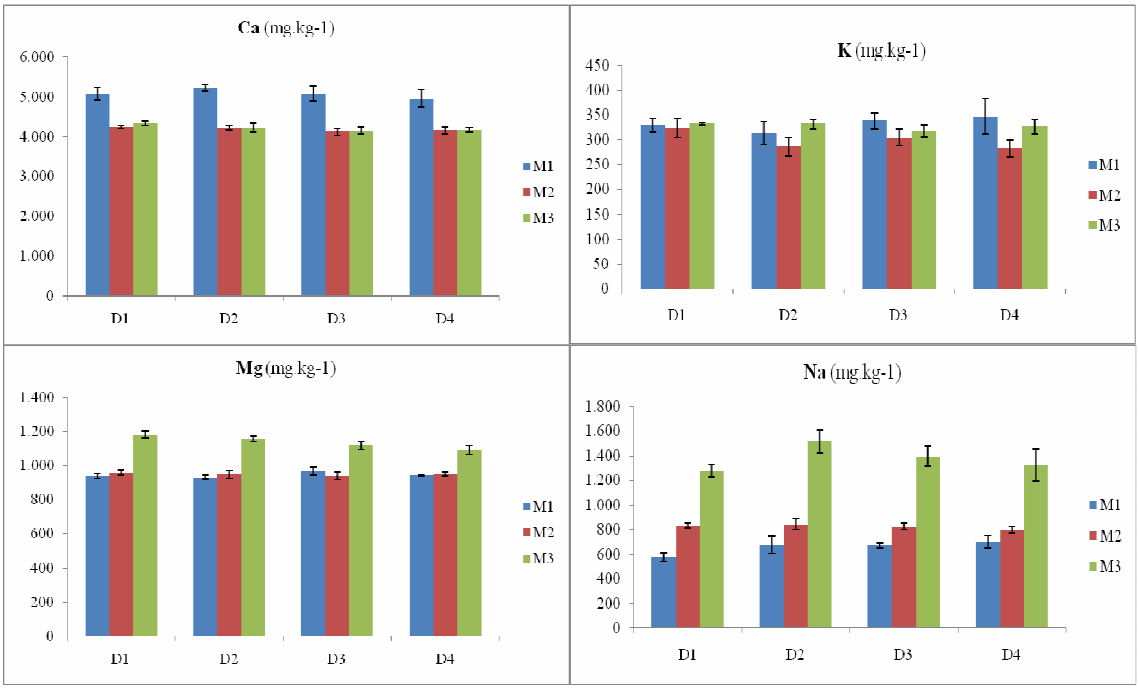


Figura 1. Valores de los macronutrientes (Ca, Mg, Na y K) analizados en el suelo en los diferentes muestreos. M1= 1º Muestreo; M2= 2º Muestreo; M3= 3º Muestreo

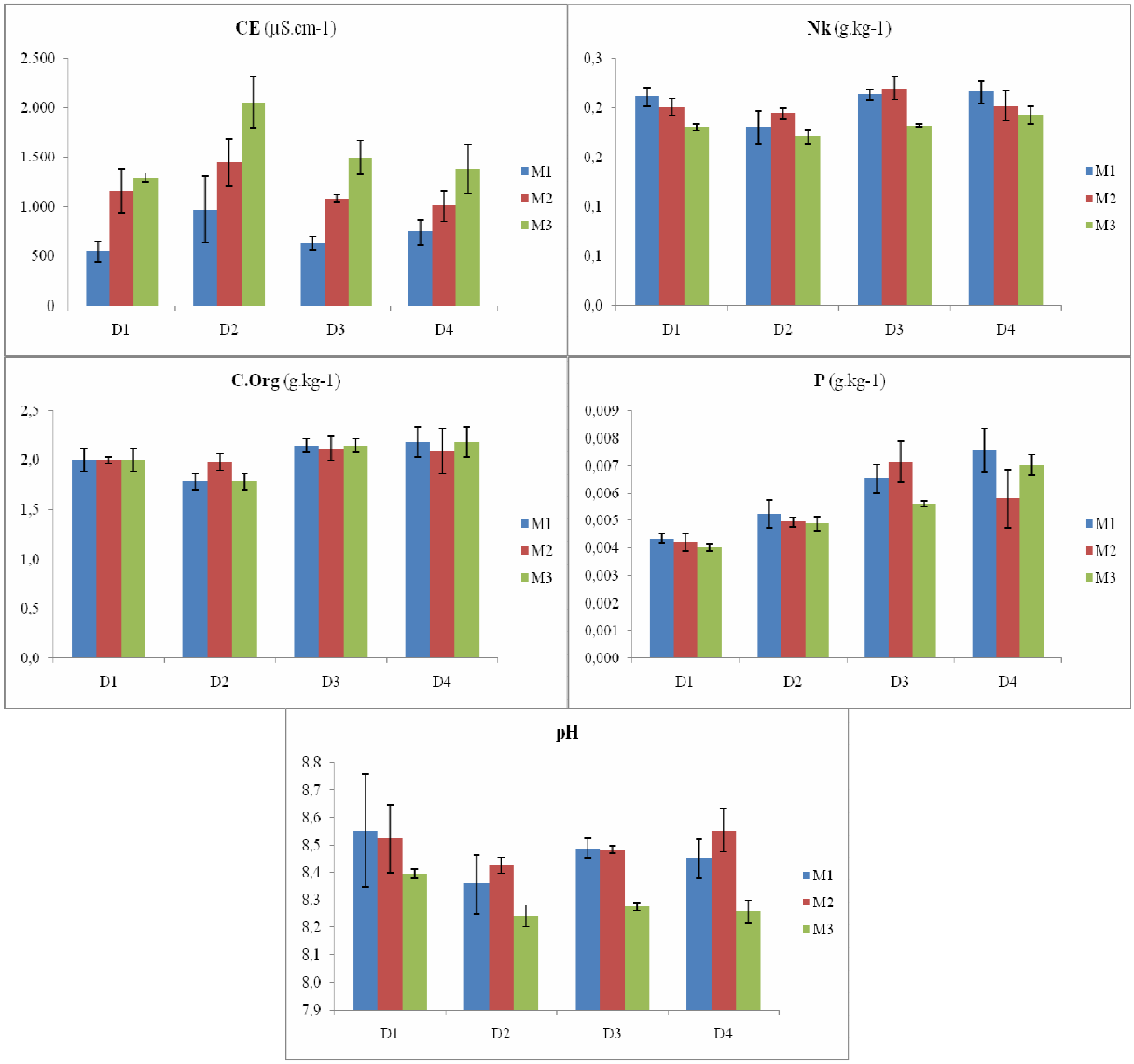


Figura 2. Valores de CE;N_k, COox, P y pH analizados en el suelo en los diferentes muestreos. M1= 1º Muestreo; M2= 2º Muestreo; M3= 3º Muestreo

Finalmente, en lo referente a los parámetros morfométricos, no se hallaron diferencias significativas en los resultados obtenidos para cada uno de los tratamientos. Sin embargo, al comparar los datos de las diferentes dosis entre sí, los mayores valores se obtuvieron para las plantas correspondientes con D_3. En la tabla 3 se presentan los datos referentes a los parámetros cuantificados en planta.

Tabla 3. Propiedades principales de las propiedades morfométricas estudiadas. Media (µ)± Desviación estándar(σ)

Parámetro	D_1	D_2	D_3	D_4
Peso hojas (kg)	0,2 ± 0,4a	0,22 ± 0,07a	0,26 ± 0,1a	0,17 ± 0,03a
Peso tallos (kg)	0,12 ± 0,02a	0,09 ± 0,04a	0,12 ± 0,06a	0,08 ± 0,03a
Peso capítulos (kg)	0,24 ± 0,02a	0,2 ± 0,05a	0,27 ± 0,12a	0,24 ± 0,04a
Biomasa total (kg)	0,6 ± 0,1a	0,5 ± 0,1a	0,7 ± 0,3a	0,5 ± 0,1a
Altura (cm)	110 ± 12a	81 ± 11ab	93 ± 13ab	77 ± 12b

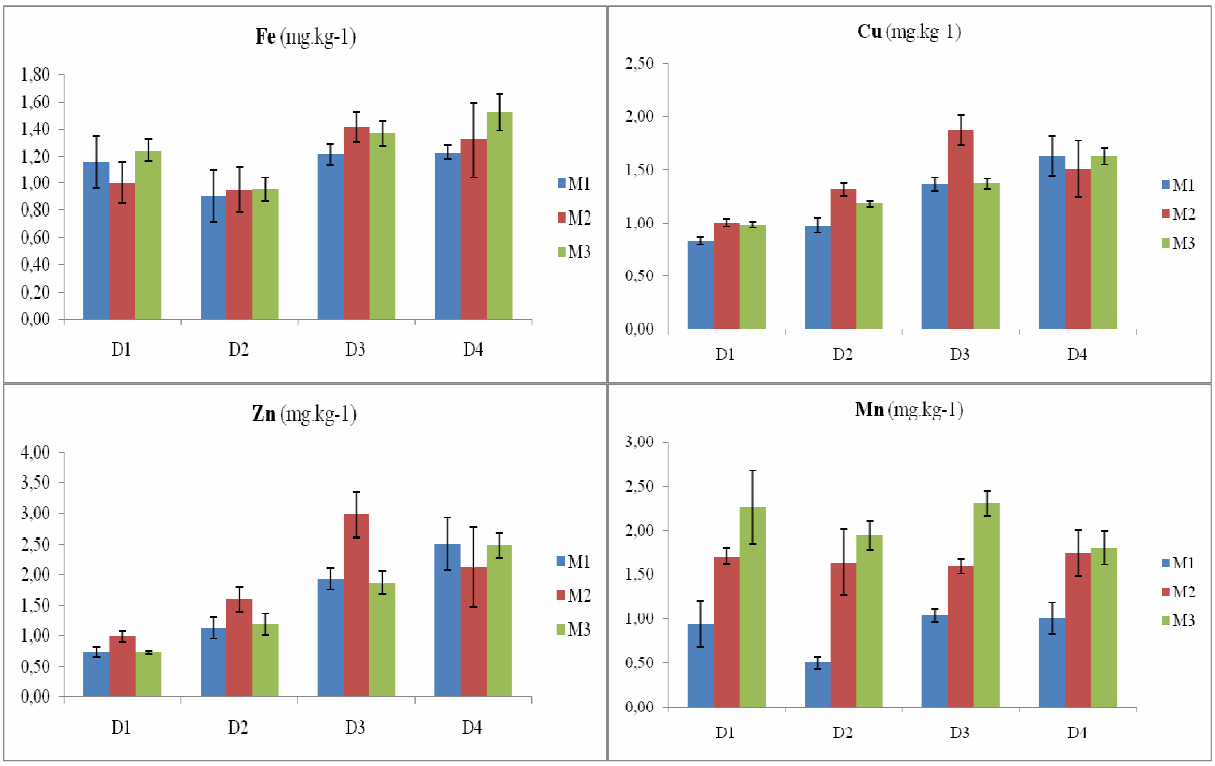


Figura 3. Valores de los micronutrientes (Fe, Cu, Mn y Zn) analizados en el suelo en los diferentes muestreos. M1= 1º Muestreo; M2= 2º Muestreo; M3= 3º Muestreo

5. Discusión

Los incrementos en la fracción extraíble de la concentración de P, Fe, Zn y Cu están relacionados con el uso del compost como enmienda. Se estima que entre el 20 y el 40 % del fósforo total en distintos tipos de compost se encuentra disponible para las plantas (VOGTMANN *et al.*, 1993), por lo que el incremento en los niveles extraíbles puede deberse a la acción fertilizante directa. Así mismo, si se observa su evolución a lo largo del tiempo y teniendo en cuenta el carácter básico y calizo del suelo objeto de estudio, es posible que la paulatina tendencia a la disminución de estos elementos sea consecuencia de la inmovilización provocada, fundamentalmente, por la precipitación como sales de baja solubilidad (INGELMO y RUBIO, 2008), y a las extracciones realizadas por las plantas.

Las variaciones de la C.E. y del Na parecen estar más relacionadas con la dinámica de las sales en el suelo, que por la incorporación de la enmienda orgánica. A este respecto debemos considerar que tanto las precipitaciones como el riego, por un lado, y la ascensión por capilaridad de las sales del nivel freático salino, por otro, condicionan la presencia de iones en el horizonte superficial del suelo, lo que explicaría que en el último muestreo, realizado en julio, la salinidad fuese mayor que en los meses precedentes.

Los niveles de Mn asimilable han aumentado a lo largo del experimento, independientemente de la dosis aplicada. Esta evolución parece estar relacionada con la tendencia del pH, que disminuye en el tiempo. La disponibilidad de Mn en los suelos está fuertemente condicionada por el pH, de manera que disminuciones de éste favorecen las formas disponibles del metal, lo que sin duda justifica la evolución observada para el Mn.

El descenso observado en los niveles de N_k y de P extraíble es posible que se deba a la mineralización y el consumo en parte en el sistema suelo-planta. El mayor crecimiento vegetativo de las plantas se suele producir en primavera con la llegada del buen tiempo, y los aumentos de la temperatura, que aceleran los procesos de mineralización, especialmente microbiana, de la materia orgánica del suelo. Teniendo en cuenta ambos factores se puede entender que estos elementos, considerados primordiales en la fertilización de las plantas, vean reducida su concentración aunque sea levemente, al final del experimento.

La falta de diferencias en los parámetros morfométricos al comparar los tratamientos entre sí podría deberse a que se trata del primer año de producción del cultivo. Se ha de tener en cuenta que durante el primer ciclo el cardo emplea gran parte de sus recursos en desarrollar un sistema radicular pivotante, profundizando en el perfil del suelo para poder tener acceso a reservas de agua de las que otras especies con sistemas radiculares más superficiales no disponen. De esta manera y teniendo en cuenta que el establecimiento del cultivo se llevó a cabo con un ligero retraso con respecto a la época óptima para la siembra, podría entenderse que no se hayan manifestado signos diferenciales en la biomasa aérea sino que se haya empleado esos recursos para el desarrollo radicular. Es necesario un segundo ciclo para poder discriminar si se trata de la hipótesis planteada o bien que la influencia de la aplicación de compost de lodo de depuradora ha sido escasa en los parámetros morfométricos. Aún así, se observó que D_3 presentaba lo mejores resultados en lo referente a producción total de biomasa, lo cual se halla en concordancia con otras experiencias similares en las cuales la dosis óptima resultó ser 60 $t.ha^{-1}$ (LAG, 2007), muy similar a las 50 $t.ha^{-1}$ que supone D_3.

6. Conclusiones

La aplicación de compost de lodo de depuradora ha incrementado, fundamentalmente, los niveles de P, Fe, Cu y Zn asimilables en suelo. A pesar de que no se han obtenido diferencias significativas en la producción de biomasa, entre plantas de diferentes tratamientos, se ha observado una cierta tendencia a una mayor producción vegetativa en las correspondientes al tratamiento D_3. Los resultados obtenidos en el presente trabajo deben de entenderse como parciales y deberán ser completados con futuras investigaciones, a partir los datos obtenidos de los siguientes ciclos de producción del cardo en la zona de estudio, en otras parcelas con suelos de características distintas, para poder afirmar o desechar las hipótesis planteadas.

7. Agradecimientos

El autor agradece al Ministerio de Ciencia e Innovación por la beca predoctoral concedida (AP-2007 – 01641).

8. Bibliografía

ALBIACH, R., CANET, R., POMARES, F., INGELMO, F. 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. Bioresource Technol. 76, 125–129.

BENLLOCH-GONZÁLEZ, M.; FOURNIER, J.M.; RAMOS, J.; BENLLOCH, M. 2005. Strategies underlying salt tolerance in Halophytes are present in *Cynara cardunculus*. Plant. Sci. 168, 653-659.

CASADO-VELA, J.; SELLÉS, S.; NAVARRO-PEDREÑO, J; BUSTAMANTE, M.A.; MATAIX, J.; GUERRERO, C.; GÓMEZ, I. 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. Waste.Manage. 26, 946-952.

COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN COUNCIL AND THE EUROPEAN PARLIAMENT 2005. - Biomass action plan {SEC(2005) 1573}

COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL 2006. Renewable energy roadmap: renewable energies in the 21st century; building a sustainable future – COM (2006) 848.

COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN COUNCIL AND THE EUROPEAN PARLIAMENT 2007: an energy policy for Europe, {SEC(2007) 12}, COM(2007) 1 final, Brussels, 10.1.2007.

FERNÁNDEZ, J. 2009a. Potencial agroenergético de la agricultura española. *Ambienta.* 87, 35-46.

FERNÁNDEZ, J. 2009b. El cultivo de cardo para la producción de biomasa. Hojas divulgadoras 2130. 43 pag. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.

INGELMO, F.; RUBIO, J.L. 2008. Efecto de la aplicación de compost sobre las propiedades físicas y químicas del suelo. En: Compostaje. Moreno, J.; Herrero, R. 305-328. Mundiprensa. Madrid.

LAG, A. 2007. Estudio del efecto del compost en el suelo y en el desarrollo de la especie *Cynara cardunculus* como enmienda orgánica. Proyecto final del Máster en Análisis y Gestión de los Ecosistemas Mediterráneos. 58 pag. Elche.

VOGTMANN, H.; FRICKE, K.: TURK, T. 1993. Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. Compost. Sci. 1, 69-87.

RETOS EN LA DOCENCIA

Investigación del tratamiento de la contaminación del suelo en libros de texto para escolares y alternativas docentes experimentadas

HERNÁNDEZ, A.J [1, 2], GUTIÉRREZ-GINÉS, MªJ.[1] y PASTOR, J. [3, 2]

[1]Dpto.Ecología, Universidad de Alcalá, Madrid
[2]INSE (Instituto de Investigación Socioeducativa, República Dominicana)
[3]Dpto. Ecología de Sistemas, CCMA, CSIC, Madrid

Resumen
Los conocimientos relativos a la contaminación de los suelos que tienen los escolares al finalizar la enseñanza obligatoria tanto en España como en otros países latinoamericanos son, en general, escasos y, a veces, erróneos. La hipótesis de que esta temática sigue siendo un tema poco o mal tratado en los contenidos básicos que forman los *currricula* de la enseñanza obligatoria, nos ha determinado a llevar a cabo el trabajo que se presenta. Partimos de que es importante reconocer la dificultad que entraña la percepción de la contaminación de un suelo, en comparación con la contaminación del aire o del agua, por lo que su comprensión resulta compleja. Se expone en primer lugar el análisis de esta problemática en 22 libros de texto mediante una misma pauta metodológica, y después se muestran dos instrumentos didácticos sencillos, que ayudan a conseguir buenos resultados acerca de la percepción de la contaminación de los suelos, un experimento para observación directa y otro realizado mediante indicadores con plantas cultivadas. Para el diseño de ambos instrumentos se han combinado dos criterios: a) que se pudieran percibir algunos efectos de la contaminación del suelo en un periodo corto de tiempo, y b) que dicha contaminación respondiera a casos habituales. Los suelos utilizados (capa superficial de *luvisoles cálcicos, vertisol, y entisoles* principalmente), corresponden tanto a agroecosistemas frecuentes en el territorio mediterráneo hispano (olivar, viñedo y cereal), como a otros frecuentes en el territorio tropical dominicano con cultivos de habichuela y maíz. Además se trabajó con suelos que contienen metales pesados de emplazamientos de ambos territorios (vertedero de RSU y minas abandonadas). Toda la experimentación se ha llevado a cabo con dos colectivos de estudiantes de último año de enseñanza obligatoria para España (4º ESO) y de la República Dominicana (8º grado de enseñanza básica), si bien fueron previamente experimentados por 24 maestras/os de escuelas públicas dominicanas, además de 94 estudiantes de último curso de la Licenciatura en Biología de la Universidad de Alcalá. Se concluye acerca de la importancia de introducir esta temática en los textos escolares.

Palabras clave
Contaminación del suelo, educación obligatoria, libros de texto.

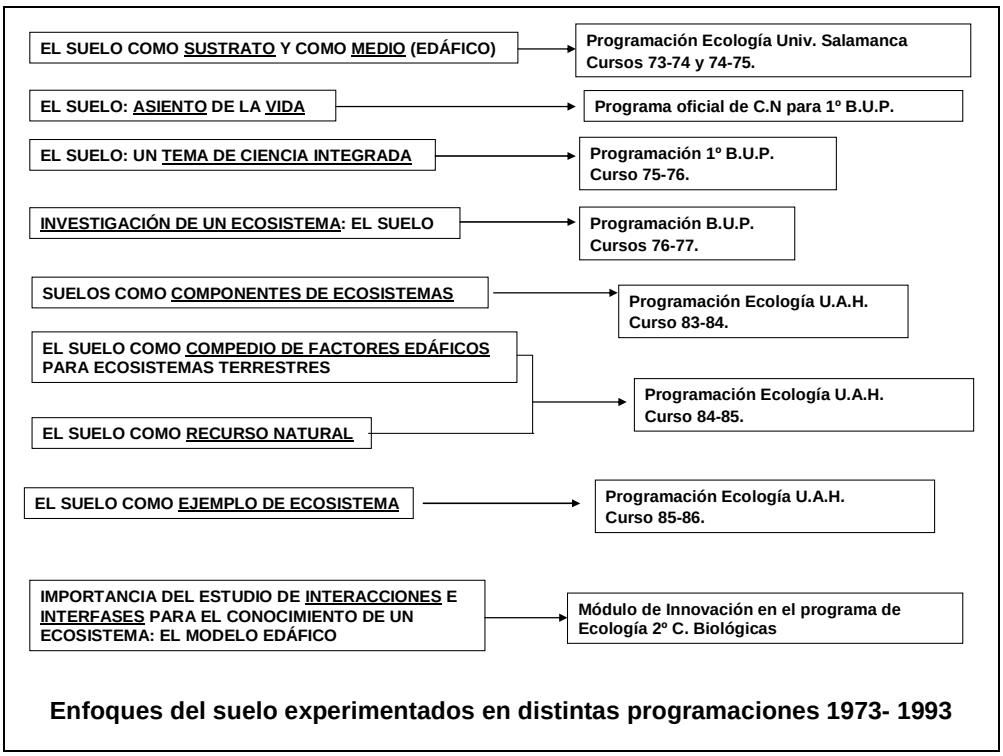
1. Introducción

La problemática de la contaminación del suelo nos preocupa por dos razones. Por un lado, los contaminantes del suelo son capaces de afectar de forma negativa a las comunidades vegetales que se desarrollan sobre ellos pudiendo pasar a la red trófica, y, por tanto presentar riesgos para la salud de la personas. Sin embargo, la gente apenas percibe la contaminación de los suelos, aunque asume que algunos compuestos utilizados en la agricultura (fertilizantes químicos, pesticidas y herbicidas) les causen problemas de salud. Nuestro equipo es

consciente de ello. Pero, aunque viene investigando en los últimos veinte años, en varias líneas relativas a la contaminación de los suelos (caracterización del estado de los suelos contaminados por metales pesados, contaminantes orgánicos y salinización, mejora de métodos analíticos de contaminantes orgánicos, estudio de la biodisponibilidad de metales pesados, procesos de atenuación natural, evaluación del riesgo para la salud de ecosistemas, desarrollo de tecnologías de descontaminación como la fitorremediación y la recuperación de suelos mediante revegetación), tanto en el territorio mediterráneo centro peninsular como en el tropical del sur dominicano, (Hernández & Pastor, 2008; Pastor y Hernández, 2008), no habíamos acometido los aspectos docentes para colectivos no universitarios.

Si bien los conocimientos científicos referente a los suelos contaminados han ido creciendo en todos estos años, ellos no parecen haber entrado en los *curricula* escolares. Sin embargo, esta temática la consideramos básica para la educación de la ciudadanía, ya que está íntimamente ligada a la salud pública, y esta última, no solamente tiene que ver con la contaminación del aire y del agua, como suele seguir figurando en los textos escolares.

No obstante, desde hace algo más de treinta años hemos estado interesados en el tratamiento del suelo en la enseñanza (Hernández, 1978). Las diferentes programaciones experimentadas que fueron llevadas a cabo por algunos de nosotros desde 1973, tanto en la enseñanza universitaria como de bachillerato, (figura 1), fueron recogidas en Hernández (1988). Sin duda, el suelo se nos fue revelando como un tema idóneo para la implementación de una enseñanza interdisciplinar y para la integración de muchas cuestiones entre las ciencias naturales y sociales.



Enfoques del suelo experimentados en distintas programaciones 1973- 1993

Figura 1

2. Objetivos

El creciente interés por los estudiantes latinoamericanos no universitarios en el conocimiento de la ciencia del suelo, como pudimos comprobar en Guanajuato (México) y en San José (Costa Rica), (SLCS, 2006 y 2009), unido a la voluntad de difundir el conocimiento del suelo dirigido al profesorado de primaria, secundaria, bachillerato y agricultores, como se muestra en las "orientaciones estratégicas" de la SECS (2009), nos llevaron a planificar este trabajo. Pretendemos, por un lado, saber cómo son los enfoques que del suelo se están teniendo en los libros de texto que llegan a la escuela. Y por otro lado, y a la vista de los resultados obtenidos del propósito anterior, diseñar algunos instrumentos didácticos con fines de formación e información acera de cómo abordar los suelos contaminados.

3. Metodología

En primer lugar se han analizado un total de 22 libros de texto correspondientes a la enseñanza obligatoria en España y República Dominicana, de las áreas de ciencias naturales y sociales, en distintos niveles de enseñanza y de editoriales que suelen ser comunes en ambos países, así como en otros de Latinoamérica (Santillana, SM, Mc Graw Hill y Vicens Vives). Las ediciones van desde 1996 a 2008, si bien la mayoría son reimpresiones de los mismos textos, incluso de fechas anteriores, aunque lleven otra más actual, pero aprobados como textos oficiales para ser utilizados en la escuela. Para que el análisis de los libros sea homogéneo en todos ellos, se ha diseñado una ficha (tabla 1) que se ha aplicado a cada uno.

Tabla 1. Ficha-guía para el análisis del tema del suelo en los libros de textos de ciencias de la naturaleza y de sociales de la enseñanza obligatoria

1. Nivel de estudios en el que se encuadra el suelo y editorial del texto.
2. La temática del suelo se presenta en libros de ciencias de la naturaleza o de sociales.
3. Se encuentra siempre una definición del suelo correcta.
4. Se considera la observación como punto de partida en el tratamiento del tema.
5. Se presenta el tema con una metodología investigativa.
6. Se presenta la teoría (definiciones, composición, tipos de suelo…) como final de una investigación justificada por la observación y la experimentación escolar.
7. Se señala si el tema del suelo expuesto alude a distintas facetas del mismo: recurso natural, componente de ecosistemas terrestres, ecosistema, otros.
8. Se hace referencia a la contaminación del suelo exponiendo contenidos concretos.
9. Los suelos contaminados son presentados mediante las interacciones mutuas, teoría-práctica, proceso natural-proceso antrópico.
10. En todo el libro de texto analizado, señalar el número total de páginas dedicadas al suelo.

A partir de los resultados de este análisis de textos y de los conocimientos aportados por 45 estudiantes al finalizar la enseñanza básica acerca de la contaminación del suelo, se diseñaron dos instrumentos que permitieran a distintos colectivos (maestras/os, estudiantes y agricultores fundamentalmente), percibir los efectos de la contaminación de los suelos. Para este diseño se han combinado dos criterios: a) que se pudieran percibir algunos efectos de la contaminación del suelo en un periodo corto de tiempo, y b) que dicha contaminación respondiera a casos habituales.

Así, el diseño experimental que se muestra en la figura 2, consiste en un experimento sencillo con distintos productos habituales (aceite usado para cocinar, detergente líquido,

gasolina y un medicamento líquido), para ver sus efectos en distintos tipos de suelo. Los suelos se secan al aire y se pasan por un tamiz de 2 mm. Se añaden 20 ml de cada producto a 200g de cada suelo, previamente humedecido, para lo que se usan unos dispositivos diseñados para que sean capaces de recoger los efluentes de dichos vertidos (Hernández, 2009). Sin mover ni revolver estos vertidos, se realizan observaciones a las 24 horas, anotando los resultados y discutiéndolos.

Un segundo ensayo es utilizado para percibir la contaminación del suelo por metales pesados mediante algunos indicadores sencillos en plantas cultivadas (figura 3). El experimento dura cuatro semanas: consiste en plantar maíz y habas en macetas, en cinco suelos diferentes (dos de ellos de la cubierta de sellado de un vertedero de residuos urbanos, contaminados con 6 elementos traza o más; uno de una mina abandonada y otro de un cultivo, ambos con 5 elementos traza, y un control de suelo de cultivo no contaminado). Se riegan cada día las macetas y una vez por semana se lleva a cabo un monitoreo en el que se miden la altura de las plantas, el número de hojas y los síntomas que presentan.

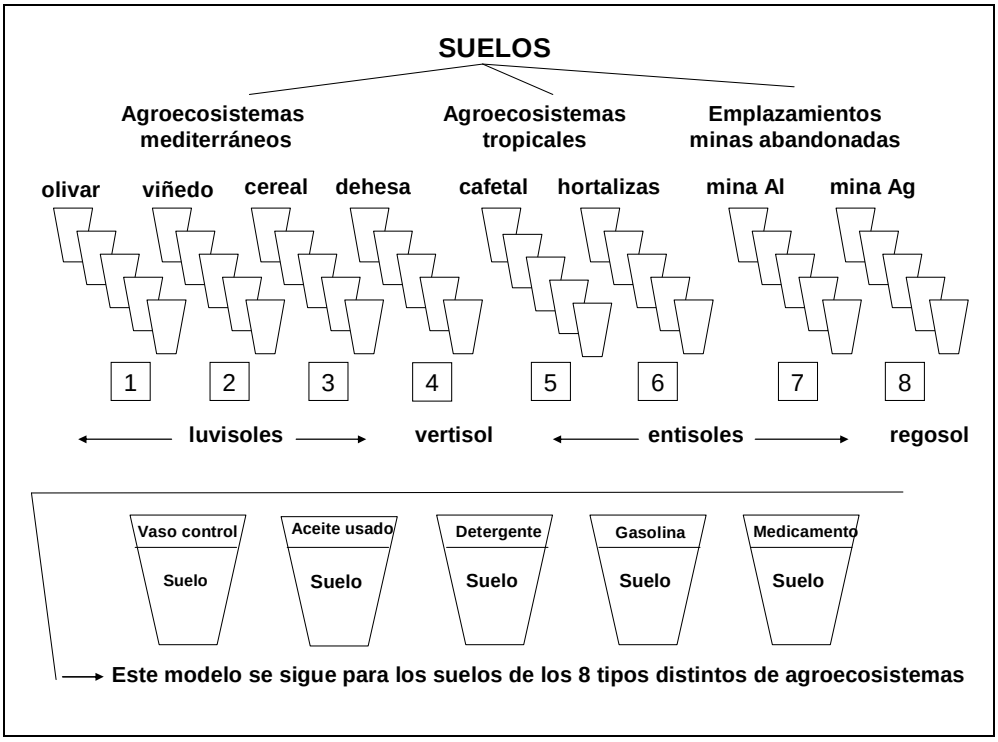


Figura 2

Los dos diseños experimentales contemplan dos escenarios frecuentes: efecto de vertidos en distintos tipos de suelo y la acción conjunta de metales en la capa superficial de suelos de vertederos y de minas abandonadas, en plantas cultivadas. Los suelos han sido recogidos en los escenarios reales de los agroecosistemas de campo, y han sido aplicados a dos colectivos de estudiantes de último año de la enseñanza obligatoria para España (4º ESO, Colegio Diocesano Santa Cruz, de Guadalajara, España) y de la República Dominicana (8º grado de enseñanza básica, escuela Pedernales). Los dos instrumentos fueron previamente experimentados por 24 maestros/as de escuelas públicas de la provincia dominicana de Pedernales, además de 94 estudiantes de último curso de la Licenciatura de Biología en la Universidad de Alcalá.

4. Resultados y discusión

Respecto al análisis de los libros de texto, debemos señalar que la selección de libros para esta investigación ha estado únicamente predeterminada por aquellos que se han estado utilizando en las escuelas y/o colegios donde venimos teniendo actividades relacionadas con la implementación de actividades que conduzcan a la calidad de enseñanza. Por tanto, los resultados no están sujetos a un análisis estadístico, sino que son mostrados a modo de una aproximación que, por otra parte, puede tener mucho de realismo para otros casos, tanto de editoriales como de países.

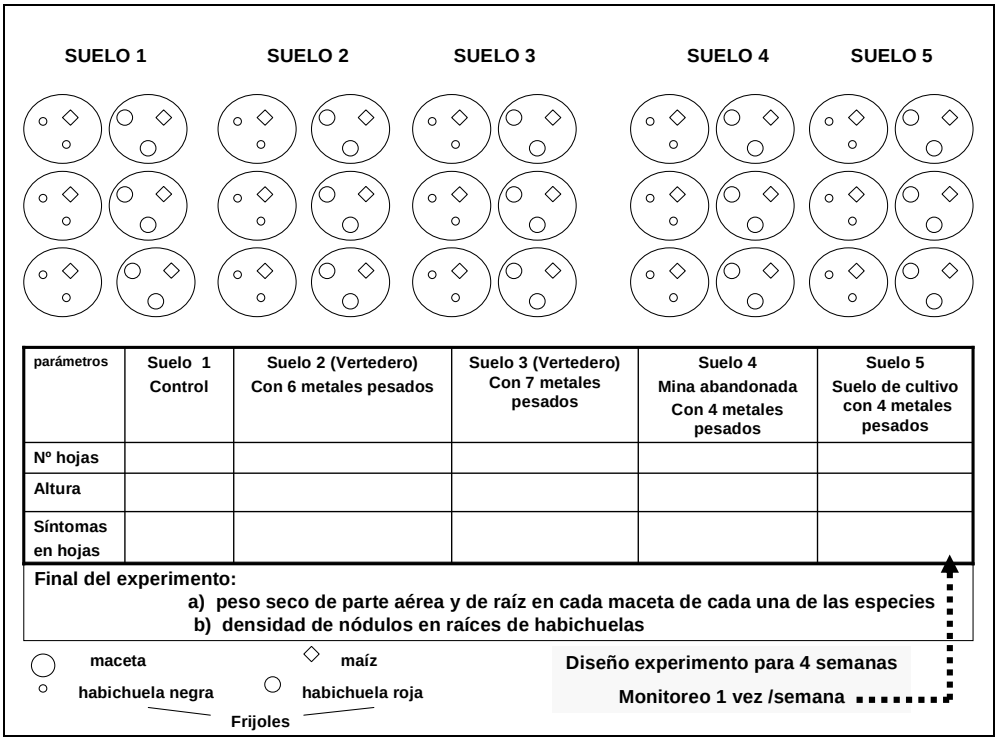


Figura 3

a) Tratamiento de los contenidos sobre el suelo en los libros de texto

Llama la atención que en un 30 % de los libros de texto analizados no se mencione el suelo y cuando se trata de abordar alguna cuestión relativa al mismo, ni siquiera muestra una definición en el 40% de los casos.

Solamente un 12 % considera la observación como punto de partida en su tratamiento y, aunque a primera vista puede parecer que el tema tiene una metodología investigativa, realmente no presentan los contenidos después de una investigación justificada por la observación y la experimentación. Ni siquiera se muestran unas prácticas que corroboren, complementen o apliquen la teoría.

En el conjunto de aquellos libros que aluden al suelo, el máximo de páginas dedicadas al mismo es 2,3 de un total de 223 (equivalente a un máximo de 1,1% en los libros analizados), y un mínimo de 0,8 páginas. Es un hecho que hay alusiones al suelo en distintas unidades temáticas en las que no figura como tal el estudio de los mismos. Así, lo más frecuente es tratarlo como recurso natural (50%), y siempre vinculado a los servicios que presta para la agricultura, ganadería y materias primas, tanto se trate de textos de ciencias naturales como de sociales; en otras ocasiones, como parte de los ecosistemas terrestres o un

solo ecosistema (13%), soporte de la vegetación (12,5%), componente del ciclo de la naturaleza (12,5%), y como un elemento vital (12%). Todos estos epígrafes son los perfiles más frecuentes del tratamiento del suelo en los textos de Ciencias de la Naturaleza, si bien son análogos a los enfoques que suelen dar los textos de Ciencias Sociales al insertar el suelo en unidades didácticas de agricultura y de economía de sus correspondientes disciplinas. También hay alusiones al suelo cuando se mencionan en "los problemas del medio ambiente", en concreto cuando se habla de problemas del suelo se refieren mayoritariamente a la erosión y la desertificación, sobre todo en los textos españoles (62%). Mucho más puntuales son las referencias al suelo en temas referidos a "paisaje y relieve", o para decir cómo se forma un suelo en "geología externa"

La magnitud y gravedad de los procesos de la contaminación de los suelos, han llevado a los expertos de la FAO a revisar la clasificación de los mismos y a proponer una nueva que sea útil con vistas a dar cuenta de este tipo de degradación edáfica, incluyendo ahora también los vertederos (sellados con una cubierta edáfica) y *tecnosuelos* para aquellos que han sido degradados por actividades industriales, mineras en gran mayoría (FAO, 2007). Así pues, no solo los suelos que soportan actividad agrícola, sino estos dos últimos mencionados, deberán ser incluidos en los textos escolares.

b) Tratamiento de la contaminación de los suelos en los libros de texto

No nos sorprende que las referencias a la contaminación del suelo sean muy escasas en los textos analizados. Un 70 % de los mismos no hace ninguna alusión a la contaminación del suelo, mientras que la contaminación del agua y del aire se menciona con bastante extensión en los libros escolares (en el 63,6% de los analizados).Y cuando se trata de contenidos alusivos a suelos contaminados, solamente aparecen los abonos químicos y los pesticidas como causantes de este proceso mencionando su repercusión en alimentos vegetales.

Tampoco es de extrañar que no se proponga el estudio del proceso de la contaminación del suelo, por lo que no se muestran las implicaciones del mismo con la relación a los demás procesos de contaminación en otros medios de vida. Somos conscientes de las dificultades que entraña para la escuela el abordaje de procesos tan complicados como el de la contaminación. Sin embargo, no estamos de acuerdo con que se muestren hechos o resultados parciales y no de forma integrada, sea en el nivel educativo que se incluya. O llenar las páginas con fotos u otras ilustraciones que no se corresponden a la didáctica de dicha temática. En este aspecto, nos parece inadmisible que se haya encuadrado la contaminación del suelo en la mayoría de los textos escolares de 3º grado de la enseñanza básica que han sido revidados para la República Dominicana. En dicho país, algunos textos lo mencionan para 4º grado en las ciencias de la naturaleza.

A la vista de los resultados obtenidos, pensamos que la complejidad de esta temática aconseja que debe ser abordada en niveles superiores de la enseñanza obligatoria (7º y 8º grados en el país dominicano o en 2º y 3º ESO - enseñanza secundaria obligatoria - en España), cuando se tengan estudiantes más próximos a los 12-14 años. Pero abogamos porque la contaminación de los suelos sea contemplada en el currículo escolar, aun sabiendo que "todo no puede entrar en la escuela". Para ello, hay que pensar en "saberes con fecha de caducidad", como serían cuestiones relativas a clasificaciones de suelos en la enseñanza primaria, a fin de procurar el aprendizaje de otros saberes que están más en sintonía con las necesidades para una educación básica contemporánea. Esto significa que hay que dar paso a

algunos conocimientos para la escuela de forma interdisciplinar o integrada, y no ser contemplados en diferentes áreas (naturales o sociales) abordando los mismos contenidos.

A partir de estos resultados expuestos y de los correspondientes a un sencillo cuestionario realizado por los estudiantes que finalizaban la enseñanza básica (tabla 2), decidimos diseñar los instrumentos para la percepción de suelos contaminados (figura 1 y 2), con el fin de implementar una metodología científica y sencilla en relación a percibir la contaminación de los suelos. En dicho cuadro pueden observarse errores y falta de algunos conocimientos.

Tabla 2. Respuestas a las preguntas "¿Cómo se contamina el suelo?" y "¿qué consecuencias tiene esta contaminación?"

Cómo se contamina un suelo	**Frecuencia %**	**Consecuencias de la contaminación del suelo**	**Frecuencia %**
Insecticidas/pesticidas/herbicidas	100	Se mueren las plantas y los animales	45
Exceso de abonos (químicos o fertilizantes	66	Se acaba la agricultura	21
Basura doméstica	44	Las plantas no realizan la fotosíntesis, por lo que no hay oxígeno	10
Desechos animales y productos químicos	33	Los árboles no pueden estar allí porque se desprenden	10
		Las plantas no pueden nutrirse	10
Productos tóxicos	21	Todo se queda estéril	10
Detergentes, residuos hospitalarios residuos industriales, vertederos, metales pesados, gasolina, papeles y botellas	10	Se pueden producir incendios	10

c) Resultados de las actividades relativas a los dos instrumentos diseñados

Las observaciones realizadas sobre el experimento de la figura 2 hicieron referencia sobre todo a la cantidad de efluentes que cada vertido era capaz de producir y cuanto quedaba retenido en el suelo, y a otros aspectos como la compactación. A partir de las observaciones realizadas por los alumnos, fueron capaces de pensar o deducir si los vertidos añadidos resultan perjudiciales para el suelo o también para las aguas subterráneas, en caso de percolar. La realización del experimento permite pues percibir procesos y sacar conclusiones sobre cómo distintos vertidos afectan a distintos tipos de suelos.

Así, a modo de resumen de los resultados observados se pudo observar que un luvisol deja percolar los vertidos líquidos, haciendo que sean un peligro para las aguas subterráneas que serán alcanzadas fácilmente por los contaminantes. En este suelo son el detergente y el aceite los que más afectan al suelo. Con el primer producto, puede haber un problema de eutrofización debido a los compuestos fosfatados de los detergentes; en el segundo caso puede haber un problema de anoxia, debido a la capa de aceite puede quedarse en la superficie del suelo. Mientras, en el suelo de tipo vertisol, el aceite supone un gran peligro, puesto que no percola pudiendo crear situaciones de anoxia; también la gasolina se queda de forma preferencial en el suelo. Los que percolan de forma más fácil son el detergente y sobre todo el medicamento, que apenas quedan en el suelo. Los suelos tropicales del sur de la República Dominicana se comportan de forma similar tanto para el agua (control) como para los vertidos, por lo que los compuestos domésticos utilizados suponen un problema para el suelo. Los suelos de las dos minas abandonadas (una de plata y otra de bauxita) dejan percolar los vertidos

Respecto al instrumento mostrado en la figura 3, a partir de los datos del monitoreo semanal se pueden construir gráficos sencillos que permiten visualizar fácilmente el efecto que la contaminación del suelo produce sobre plantas cultivadas (figura 4); además se pueden percibir síntomas que presentan las plantas expuestas a ésta contaminación (tabla 3). Los trabajos de Hernández et al., (2006) y Pastor et al (2009) pueden ayudar a interpretar los resultados más concretos en orden al efecto de la contaminación sobre la nutrición mineral. Aunque estamos de acuerdo con Stocking y Murnaghan (2003) en que las deficiencias (o toxicidades) de diferentes nutrientes pueden mostrar el mismo síntoma visual, los parámetros considerados refuerzan nuestra percepción de la contaminación del suelo por metales mediante los indicadores referidos.

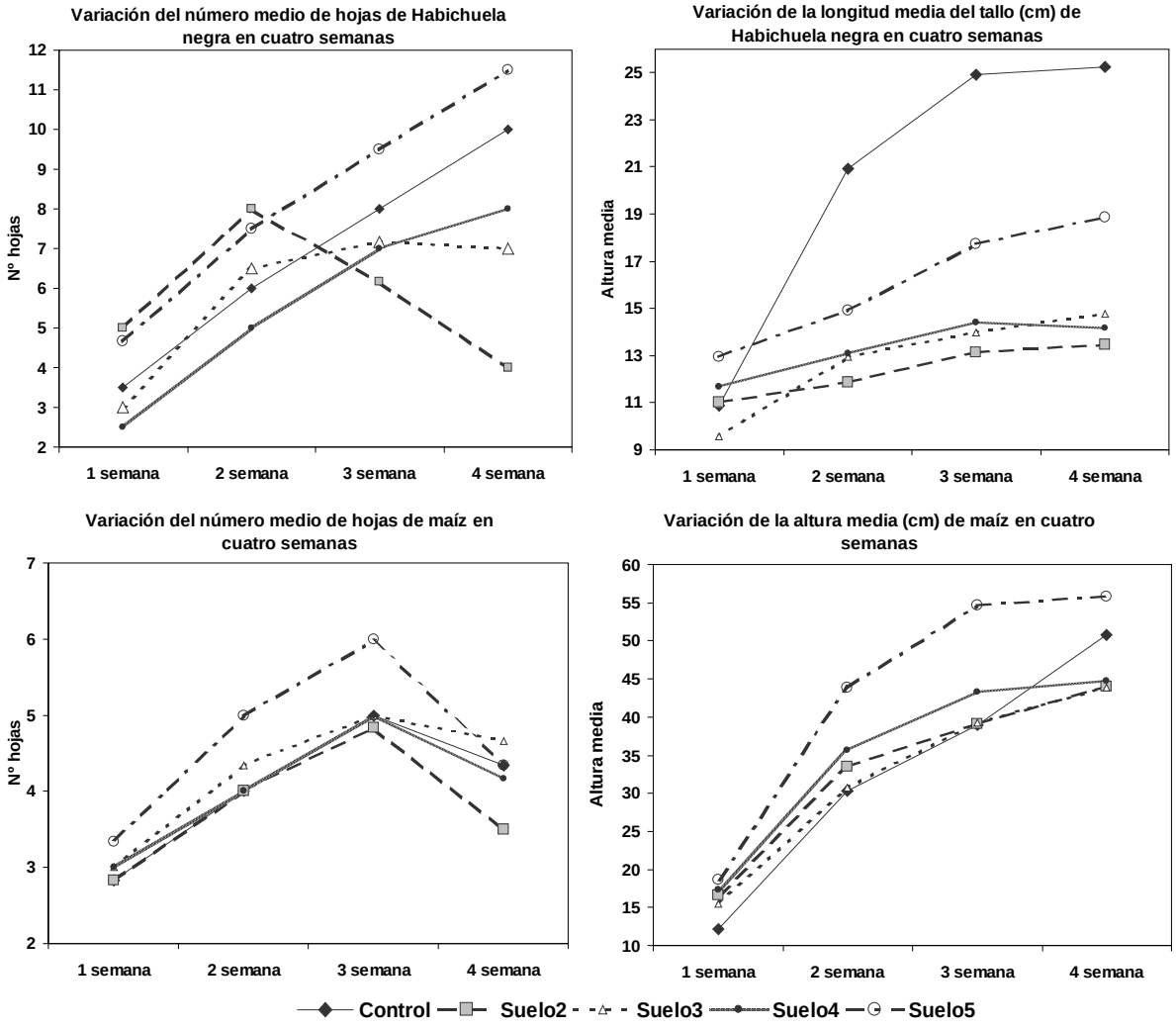


Figura 3. Gráficos que muestran los resultados del monitoreo semanal llevado a cabo para el experimento 3.

Tabla 3. Síntomas de las hojas de maíz y habichuelas negras descritos por los alumnos de 4º de ESO a lo largo de las 4 semanas del experimento.

Suelos	Hojas de maíz	Hojas de habichuela negra
Control	- Un poco pálidas	- Descoloridas
Suelo 2	- Un poco arrugadas - Con poco color, descolorido - Un maíz se ha muerto	- Arrugadas - Pequeñas - Los bordes se están muriendo - Manchas grises
Suelo 3	- Pequeñas - Bordes arrugados	- Arrugadas - Pálidas, amarillas - Con manchas - Caídas - Nervios muy marcados de color gris
Suelo 4	- Amarillas - Muy claras - Con rayas rojas	- Arrugadas - Pálidas - Con puntos blancos - Con puntos granates - Verde muy oscuro
Suelo 5	- Verde oscuro	- Verde muy oscuro - Algunas manchas más claras

Ambos experimentos pueden llevarse a cabo de forma sencilla y no es necesario un largo periodo de tiempo para ver unos resultados significativos. En el primer caso, en una semana de observaciones se pueden ver procesos y efectos de los vertidos en los suelos. En el segundo caso, las habas, debido a su rápido crecimiento, son capaces en 4 semanas de llegar a producir flores y de mostrar algunos efectos importantes de la contaminación. Este tiempo no es suficiente para el maíz para fructificar, pero sí para poder observar también los signos de estrés que le produce un suelo contaminado. Por otra parte, los materiales necesarios tampoco son difíciles de conseguir y la búsqueda y recolección de los suelos la pueden realizar los y las estudiantes con ayuda del profesor.

5. Conclusiones

El suelo es un tema escasamente tratado en los libros de texto de la educación obligatoria de España y de la República Dominicana. En comparación con la contaminación del aire o del agua, la del suelo tiene poca cabida en los temarios, que suele estar incompleta y cuando existe, el tema no se trata desde una perspectiva investigativa. No nos extraña, por tanto, que los conocimientos de los alumnos de últimos cursos de enseñanza obligatoria sean incompletos y/o erróneos.

Por este motivo los diseños experimentales que hemos realizado permiten llevar a cabo bien la percepción directa de posibles causas de contaminación de los suelos, así como la observación de efectos de la contaminación de los mismos mediante indicadores sencillos en plantas cultivadas. Los dos experimentos mostrados son fáciles y rápidos de realizar. Una semana en el primer caso, y cuatro en el segundo son suficientes para poder percibir procesos y efectos de los vertidos en distintos suelos, y los efectos de la contaminación sobre plantas cultivadas respectivamente. Además podemos señalar que los materiales necesarios no son difíciles de conseguir y la búsqueda y recolección de suelos se puede llevar a cabo por los alumnos con la ayuda de su profesor.

Debido a la sencillez de su puesta en marcha y obtención de resultados, y al poco tiempo necesario para llevarlos a cabo, estos dos instrumentos resultan aptos para las escuelas de ambos países, pero también proponerlos para otros colectivos escolares e incluso de agricultores.

6. Agradecimientos

Al proyecto de Investigación CTM 2008-04827/TECNO, a los Programas financiados por la Comunidad de Madrid: "Tecnologías de Evaluación y Recuperación de Emplazamientos Contaminados" S2009AMB-1478 y al de "Promoción de la Calidad Educativa y el Desarrollo Local en la Provincia de Pedernales, República Dominicana".

6. Bibliografía

FAO, 2007. *Base referencial internacional del recurso suelo. Un marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional*.

HERNÁNDEZ, A. J. 1978. *Experiencias de Interdisciplinariedad*. Ed. Nancea, Madrid.

HERNÁNDEZ, A. J. 1988. Repercusión de los cambios conceptuales y metodológicos en la enseñanza del suelo. *Henares, Rev. Geol., 2***:** 445-453.

HERNÁNDEZ, A. J. 2009.Orientaciones para el aprendizaje de las Ciencias de la Naturaleza en el siglo XXI. *Cuadernos de Sociedad y Educación, nº 22*. Ed. Centro Cultural Poveda, República Dominicana.

HERNÁNDEZ, A J.; ALEXIS, S.; FERNÁNDEZ-PASCUAL, M.; PASTOR, J. 2006. Estudio de la nutrición mineral de *Phaseolus vulgaris* L. en suelos de cultivo que contienen metales pesados. En: *Nutrición Mineral. Aspectos fisiológicos, agronómicos y ambientales*. C. Lamsfus, (Editora-Coord.). Ed. Universidad Pública de Navarra, España: 573-580.

HERNÁNDEZ, A .J. & PASTOR, J. 2008. Validated Approaches to Restoring the Health of Ecosystems Affected by Soil Pollution In: J. B. Dominguez & Frank Columbus (Eds.). *Chapter 2: Soil Contamination Research Trends,* pp. 51-72. Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY USA.

PASTOR, J. y HERNÁNDEZ, A. J. 2008. La restauración en sistemas con suelos degradados: estudio de casos en vertederos, escombreras y emplazamientos de minas abandonadas. En *Contaminación de Suelos. Tecnologías para su Recuperación.* R. Millán y C. Lobo (ed): 523-544. Ed. CIEMAT, España.

PASTOR, J Y HERNÁNDEZ, A. J. 2009. Acción conjunta de Al y metales pesados del suelo en la nutrición mineral del maíz: Bioensayos en microcosmos y reflexiones con fines de fitorremediación. En Nutrición mineral. Ed. Universidad de Granada, España: 85-95.

SECS, 2009. Orientaciones Estratégicas de la SECS 2010-2020.

SLCS, 2006 y 2009. II y III Simposios Latinoamericanos de Innovaciones Educativas en la Enseñanza de la Ciencia del Suelo, Guanajuato (México) y San José (Costa Rica), respectivamente

STOCKING, M. & MURNAGHAN, N. 2003. Manual para la evaluación de campo de la degradación de la tierra. Ed. Mundi-Prensa, Madrid-Barcelona-México.

SUELOS Y CAMBIO CLIMÁTICO

Efecto del tipo y dosis de fertilización nitrogenada sobre la agregación en suelos bajo siembra directa

PLAZA-BONILLA, D[1]., CANTERO-MARTÍNEZ, C[1]., ÁLVARO-FUENTES, J[2].

[1] Departament de Producció Vegetal i Ciencia Forestal, Universitat de Lleida–IRTA, Rovira Roure 191, 25198 Lleida.
[2] Natural Resource Ecology Laboratory, Colorado State University, Fort Collins, CO 80523, USA.

Resumen
La aplicación de fertilizantes orgánicos en el suelo puede provocar un aumento de la materia orgánica de éste. Sin embargo, el papel de la fertilización nitrogenada, tanto orgánica como mineral, sobre la estructura del suelo no es tan conocido. Los efectos de la dosis de nitrógeno mineral (0 a 160 UFN/ha) y de la dosis (0, 100 y 200 UFN/ha) y tipo de fertilizante orgánico (purín porcino y gallinaza) sobre la dinámica de los macroagregados estables del suelo (> 0.250 mm) fueron investigados en 2 campos experimentales bajo siembra directa situados en el centro de Cataluña. Se obtuvieron muestras de la capa superficial del suelo (0-5 cm) durante dos momentos clave de la campaña de cultivo y se separaron los macroagregados estables al agua y la distribución de agregados en seco. Ni la dosis ni el tipo de fertilizante generaron diferencias en la cantidad de macroagregados (0.250-8 mm) estables al agua del suelo. No obstante, al analizar la distribución de agregados en seco se comprobó que la fertilización orgánica generaba una mayor cantidad de macroagregados respecto al tratamiento control.

Palabras clave
Agregación, fertilización orgánica, fertilización nitrogenada.

Abreviaturas
UFN: Unidades fertilizantes de nitrógeno

Introducción

La estructura del suelo es un factor clave para la conservación del recurso suelo y los diferentes procesos físicos y biológicos que se dan en ellos. En el Valle del Ebro hay elevado riesgo de degradación del suelo, por lo que el mantenimiento de una adecuada estructura de éstos es vital para mantener la calidad del suelo (ÁLVARO-FUENTES *et al.*, 2008). El principal indicador de la estructura del suelo es la estabilidad que presentan los agregados que lo conforman (SIX *et al.*, 2000). La agregación del suelo es el proceso por el cual agregados de diferente tamaño son unidos entre ellos gracias a diferentes materiales orgánicos e inorgánicos (AMEZKETA, 1999). Dicho proceso está controlado por la cantidad y calidad del carbono orgánico del suelo (COS), la biota, los puentes iónicos, el contenido de arcillas y limos y la presencia de carbonatos y yeso (AMEZKETA, 1999; BRONICK & LAL, 2005). Dentro de los anteriores, el carbono orgánico tiene un peso preponderante debido al hecho de que su abundancia y características pueden ser modificadas por las prácticas agrícolas (WHALEN & CHANG, 2002; ABIVEN *et al.*, 2009). ABIVEN *et al*. (2009) hicieron una revisión bibliográfica sobre el papel de diferentes aplicaciones orgánicas en el suelo sobre la estabilidad en los agregados y establecieron cuatro diferentes clases según la velocidad en que la estabilidad de los agregados era incrementada.

En la zona de estudio la aplicación de estiércoles y purines es una práctica agronómica ampliamente utilizada. La aplicación de deyecciones orgánicas suele dar como resultado una mejora en las propiedades físicas de los suelos a largo plazo (WHALEN & CHANG, 2002; CELIK *et al.*, 2004; WORTMANN & SHAPIRO, 2008; ABIVEN et al., 2009) ya que pueden provocar el aumento del contenido de materia orgánica del suelo (PAUSTIAN *et al.*, 1992; TRIBERTI *et al.*, 2008). Dicho aumento en el contenido de carbono orgánico es resultado directo de la propia composición de las deyecciones e, indirectamente, puede ser debido al aumento de los residuos de cosecha y de biomassa radicular que provoca la aportación de nitrógeno. Obviamente, en el caso de la fertilización nitrogenada mineral, los posibles aumentos en el contenido de carbono orgánico del suelo solo son debidos al efecto indirecto anteriormente comentado (HALVORSON *et al.*, 1999). No obstante, en algunos casos la fertilización nitrogenada mineral puede provocar una mayor degradación del carbono orgánico del suelo (KHAN *et al.*, 2007) y, por lo tanto una reducción en la estabilidad de los agregados del suelo.

No obstante, el término estiércol cubre un enorme rango de materiales con diferentes características y, por tanto, con diferentes de tasas de descomposición (THURIES *et al.*, 2002). De esta manera, su papel sobre la dinámica de la agregación del suelo variará según su composición química.

Objetivos

El objetivo principal de este experimento fue el estudio de los efectos de la dosis de fertilización nitrogenada sobre la dinámica de la agregación del suelo bajo un manejo del suelo en no-laboreo.

Metodología
Campos experimentales

El estudio se llevó a cabo en dos campos experimentales del Consorcio de Gestión de la Fertilización Agraria de Cataluña (GESFER) situados en la parte oriental del Valle del Ebro, en la zona de la Cataluña Central. Los campos elegidos fueron Conill donde se comparan diferentes fertilizantes orgánicos y dosis y Sant Martí, donde se comparan dosis crecientes de fertilización nitrogenada mineral. En la tabla 1 se muestran las principales características de los campos experimentales.

Durante el desarrollo del experimento se cultivó trigo (*Triticum aestivum L.* var. Nogal) y cebada (*Hordeum vulgare L.* Meseta) para los campos de Conill y St. Martí, respectivamente. Los tratamientos elegidos para el experimento en el campo de Conill fueron los siguientes: un tratamiento testigo (0 UFN) en el que no se aplicó ningún tipo de fertilizante nitrogenado, dos tratamientos con aplicación de purines de cerdo, el primero de ellos con la aplicación de 100 UFN en fondo y el segundo con 100 UFN en cobertera además de los iniciales 100 UFN en fondo y que son designados como Purín 100 UFN y Purín 100+100 UFN durante el texto, respectivamente. Por último, el último tratamiento estudiado fue la aplicación de 100 UFN a partir de gallinaza de aves de engorde en fondo. La aplicación de los fertilizantes orgánicos se realizó mediante una cuba de purines con aplicación en vano y un remolque esparcidor de estiércol, para las deyecciones líquidas y sólidas, respectivamente. Los tratamientos de estudio en el campo experimental de St. Martí fueron de dosis crecientes de nitrógeno en forma de nitrosulfato amónico (26 % N): 0 UFN, 40 UFN, 80

UFN, 120 UFN y 160 UFN todas ellas aplicadas manualmente a razón de un tercio de dicha cantidad en fondo antes de la siembra y los dos tercios restantes en la cobertera del cultivo. En los dos campos experimentales se realizaron sendas aplicaciones de cloruro potásico en base a las extracciones del cultivo para compensar las necesidades de potasio.

Tabla 1. Características de los suelos y de los campos experimentales.

	Conill	St. Martí
Año de establecimiento	2008	2007
Latitud	41º 43' N	41º 42' N
Longitud	1º 27' E	1º 30' E
Elevación (m)	748	625
Pluviometría anual (mm)	500	500
ETo anual (mm)	960	960
pH (H_2O, 1,2.5)	7.8	7.9
$CE_{1,5}$ (dS/m)	0.39	0.30
$CaCO_3$ eq. (%)	32	24
M.Org (%)	3.82	2.03
N (Kjeldahl) (%)	0.23	0.13
Distribución del tamaño de partículas (%)		
Arena (2000 - 50 µm)	13.1	23.5
Limo (50 – 2 µm)	47.2	41.1
Arcilla (<2 µm)	39.7	35.4
Textura (USDA)	Franco arcillo-limosa	Franco arcillosa

En ambos campos experimentales se utilizó la siembra directa como método de manejo del suelo. Para controlar las malas hierbas se realizaron sendas aplicaciones de herbicida total tipo glifosato en pre-siembra.

El diseño experimental en los dos campos experimentales fue de bloques completamente aleatorizados con tres repeticiones. El tamaño de las parcelas elementales fue de 45x12 m en el campo de Conill (con la finalidad de permitir la aplicación de las deyecciones orgánicas mediante la utilización de maquinaria convencional) y de 50x6 m en el campo de St. Martí.

Muestreos de suelo y analíticas

Se realizaron dos muestreos durante el ciclo de cultivo. El primero en el estadio de ahijado y el segundo en el estadio de floración o antesis. Las muestras de suelo de los primeros 5 cm de profundidad se obtuvieron, mediante espátulas de metal, sin causar ninguna alteración al bloque de suelo obtenido. Cada parcela experimental fue dividida en dos partes. Para cada área se obtuvo una muestra compuesta a partir de 4 muestras elegidas al azar. Las muestras obtenidas se guardaron en recipientes rígidos de plástico para evitar la más mínima alteración de la estructura del suelo. Una vez en el laboratorio, las muestras se pasaron con cuidado, para no alterar la muestra, por un tamiz de 8 mm de luz y fueron secadas al aire a temperatura ambiente durante unos días. Posteriormente, la separación de los macroagregados estables al agua fue realizada siguiendo una modificación del método de tamizado en húmedo descrito por ELLIOTT (1986). Para cada muestra se dispusieron 100 g de suelo encima de un

tamiz de 0.250 mm de luz siendo sumergidos durante 5 minutos en agua desionizada a temperatura ambiente. El tamizado se realizó manualmente siguiendo un movimiento ascendente-descendente 25 veces por minuto durante 2 minutos. La fracción resultante de macroagregados estables al agua quedaba encima del tamiz. Dicha fracción era transferida a una bandeja de aluminio y secada en estufa de ventilación forzada a 50ºC durante 48 horas. Posteriormente se pesaba la bandeja y su contenido de macroagregados estables al agua (0.250-8 mm).

Para el análisis de la distribución de los agregados en seco se utilizó un tamizador electromagnético vertical (Filtra FTL-0200, Badalona, España) que provoca un movimiento tridimensional para asegurar una correcta separación de las diferentes partículas a analizar. Una submuestra de 100 g de suelo seco al aire previamente tamizado a 8 mm se colocó sobre una torre de tres tamices que se acoplaban encima del aparato tamizador en el orden siguiente: 2, 0.250 y 0.05 mm para obtener las siguientes fracciones de agregados: (i) macroagregados grandes (2-8 mm), (ii) macroagregados pequeños (0.250-2 mm), (iii) microagregados (0.050-0.250 mm) y (iv) la fracción de partículas tamaño limos y arcillas (<0.050 mm). El tiempo de tamizado fue de 1 minuto para cada muestra y la potencia utilizada fue la mínima que proporciona el equipo con el fin de mantener la integridad de la estructura del suelo lo más semejante posible a la que se da en campo.

El análisis estadístico se realizó mediante el paquete JMP 8.0.1 de SAS. Para comparar los efectos de los diferentes tratamientos de fertilización se realizó un análisis de la varianza para cada campo experimental. Cuando eran significantes, las diferencias entre tratamientos fueron declaradas utilizando el test de Tukey para un nivel de significación del 5%.

Resultados

En el campo experimental de Conill, con diferentes aplicaciones de deyecciones orgánicas como tratamientos, la proporción de macroagregados estables al agua (0.250-8mm) osciló alrededor de los 0.6 y los 0.65 g g^{-1} suelo seco en los dos estadios estudiados (ahijado y de antesis, repectivamente). Por otra parte, en el campo experimental de St. Martí, la proporción para esa fracción osciló alrededor de los 0.20-0.25 g g^{-1} suelo seco. En ninguno de los dos campos experimentales donde se llevó a cabo el estudio se observaron efectos significativos de los tratamientos de fertilización orgánica y mineral sobre la proporción de macroagregados estables al agua (> 0.250 mm) en el estadio de ahijado ni en el estadio de antesis (Figs. 1 y 2).

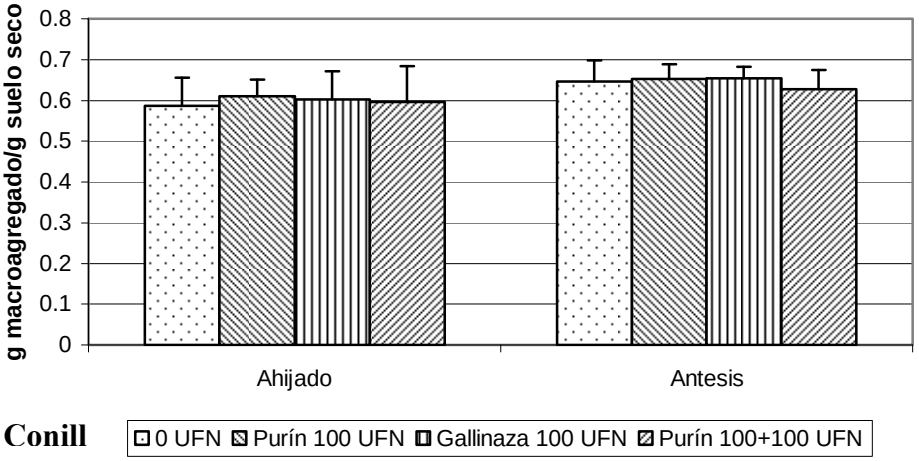


Fig. 1. Proporción de macroagregados estables al agua en Conill en los estadios de ahijado y antesis según los tratamientos de fertilización orgánica aplicados. Las barras de error representan el error estándar.

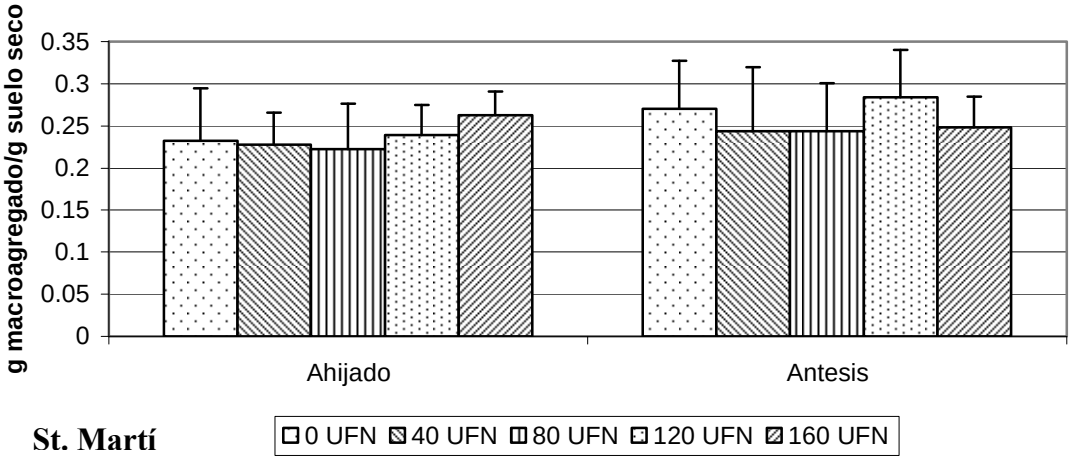


Fig. 2. Proporción de macroagregados estables al agua en St. Martí los estadios de ahijado y antesis según los tratamientos de fertilización mineral aplicados. Las barras de error representan el error estándar.

Para la distribución de agregados en seco en el campo experimental de Conill se observaron diferencias significativas entre tratamientos para las fracciones de macroagregados grandes (2-8 mm) en los dos estadios y para las fracciones de macroagregados pequeños (0.250-2 mm) y microagregados (0.050-0.250 mm) en los estadios de ahijado y antesis, respectivamente (Figs. 3 y 4). En el campo de Conill, en el estadio de ahijado, la aplicación de 100 UFN en forma de gallinaza generó una mayor proporción de macroagregados grandes (2-8 mm) respecto al tratamiento control (Fig. 3). En cambio, no se observaron diferencias significativas para los tratamientos de purín (100 y 200 UFN) respecto al tratamiento control (Fig. 3). A su vez, la aplicación de 100 UFN de gallinaza provocó una menor cantidad de macroagregados pequeños (0.250-2 mm) en comparación con el tratamiento control (Fig. 3).

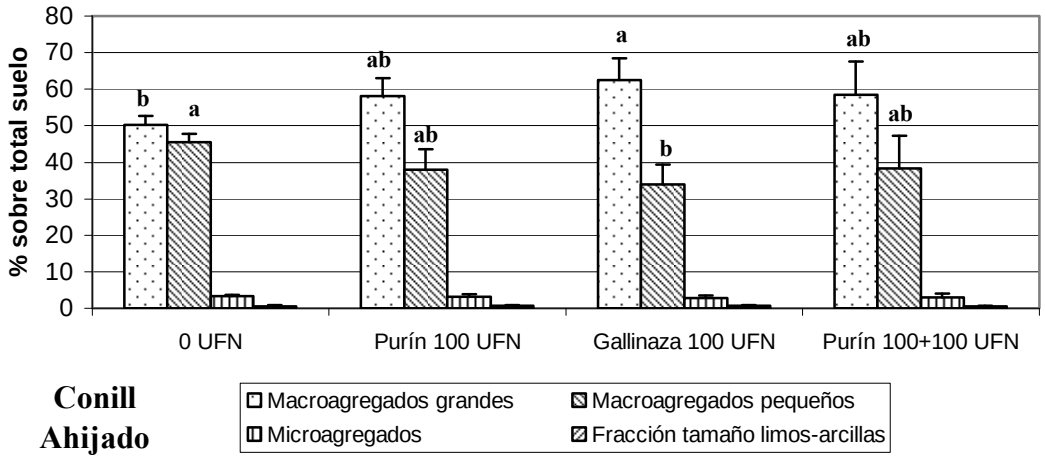


Fig. 3. Distribución de agregados en seco durante el estadio de ahijado en el campo experimental de Conill según los tratamientos de fertilización orgánica estudiados. Las barras de error representan el error estándar. Para cada fracción de agregados, diferentes letras indican diferencias entre los tratamientos de fertilización con P<0.05.

Tal y como se puede observar en la Fig. 4, en el estadio de antesis el tratamiento de Purín con 100 UFN en fondo y 100 UFN en cobertera presenta una mayor cantidad de macroagregados grandes (2-8 mm) y una menor cantidad de microagregados (0.050-0.250 mm) respecto al tratamiento control. En los dos estadios de desarrollo del cultivo estudiados (Figs. 3 y 4), la aplicación de fertilizantes orgánicos provocó un incremento no significativo en la proporción de macroagregados grandes (2-8 mm).

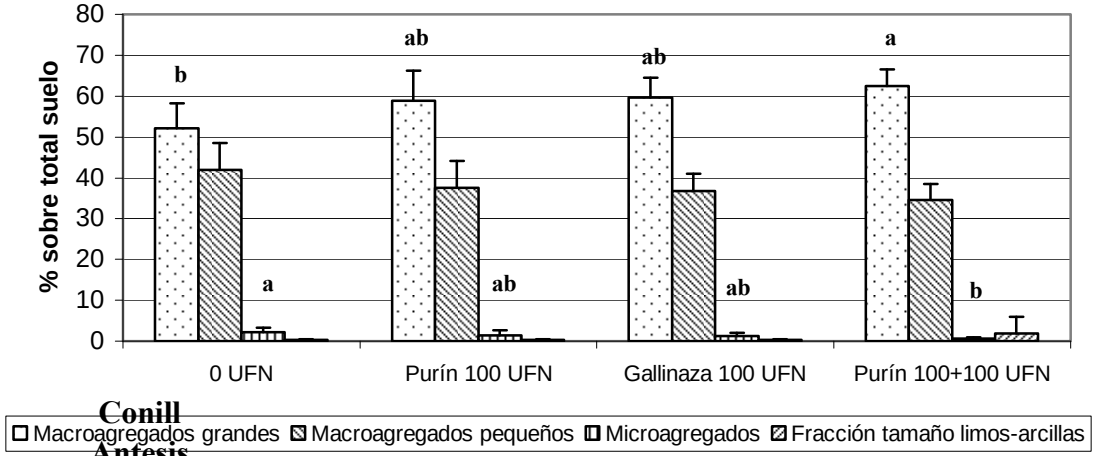


Fig. 4. Distribución de agregados en seco durante el estadio de antesis en el campo experimental de Conill según los tratamientos de fertilización orgánica estudiados. Las barras de error representan el error estándar. Para cada fracción de agregados, diferentes letras indican diferencias entre los tratamientos de fertilización con P<0.05.

En el campo experimental de St. Martí no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos de fertilización mineral para ninguna de las fracciones de agregados analizadas ni en el estadio de ahijado ni en el de antesis (Figs. 5 y 6).

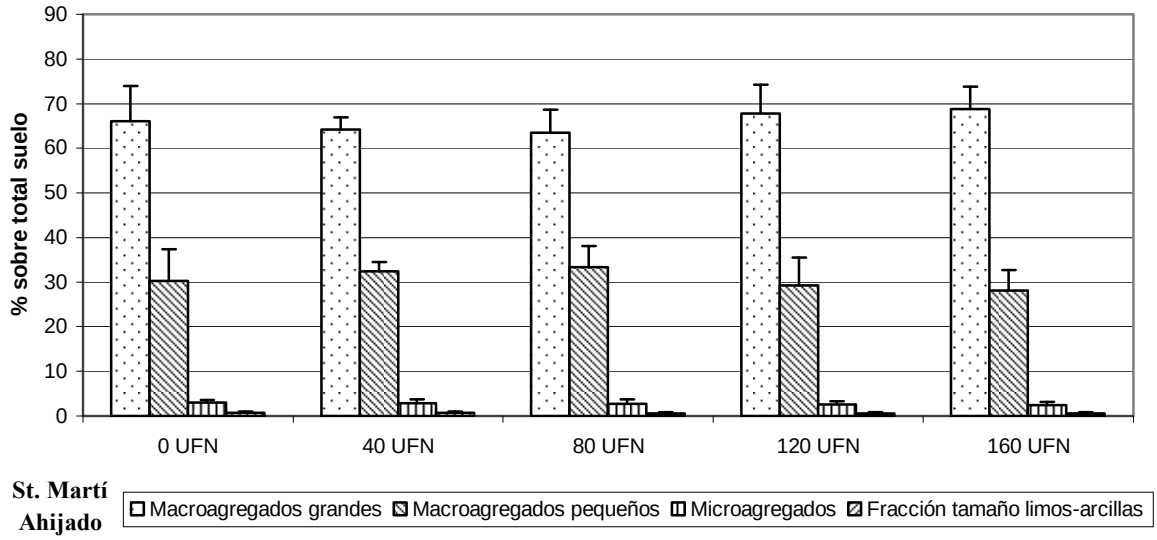


Fig. 5. Distribución de agregados en seco durante el estadio de ahijado en el campo experimental de St. Martí según los tratamientos de fertilización mineral estudiados. Las barras de error representan el error estándar.

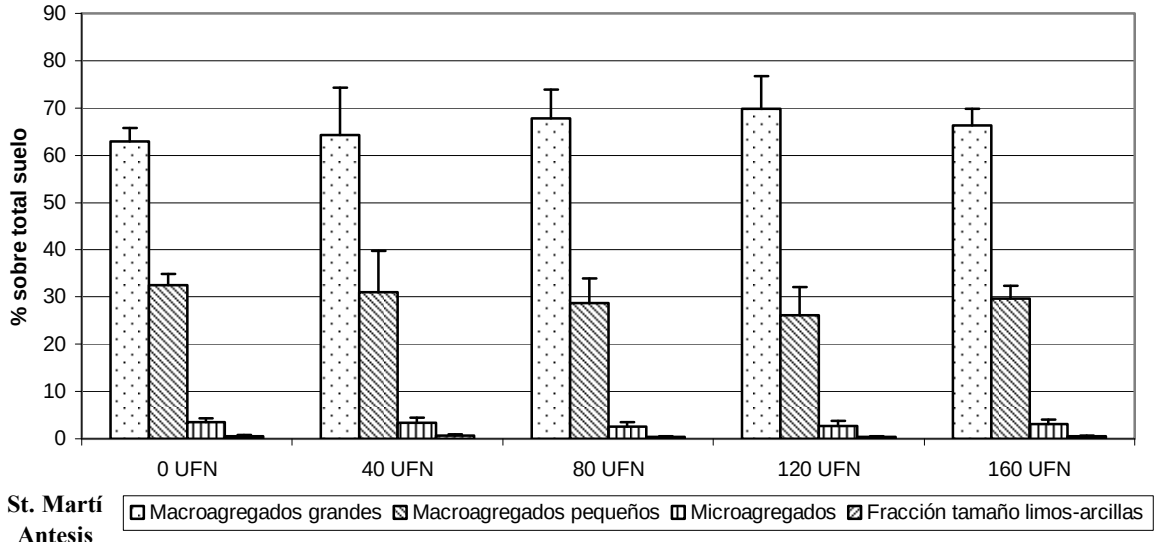


Fig. 6. Distribución de agregados en seco durante el estadio de antesis en el campo experimental de St. Martí según los tratamientos de fertilización mineral estudiados. Las barras de error representan el error estándar.

Discusión

En la distribución de agregados en seco la aplicación de 100 UFN en forma de gallinaza provocó una mayor cantidad de macroagregados grandes (2-8 mm) y una reducción de la cantidad de macroagregados pequeños en el estadio de ahijado respecto al tratamiento control. En el estadio de antesis, la aplicación de 200 UFN de purín divididas en sendas aportaciones de 100 UFN en fondo y cobertera generó una mayor cantidad de macroagregados grandes (2-8 mm) y una menor cantidad de microagregados (0.050-0.250 mm) respecto al tratamiento control. En el modelo de jerarquía de los agregados que desarrollaron (TISDALL & OADES, 1982) se estableció que los macroagregados son formados a partir de la unión de microagregados estables mediante agentes de unión temporales y transitorios tales como raíces, hifas fúngicas o polisacáridos. Por lo tanto, en estos tratamientos citados, la aplicación

del fertilizante orgánico podría haber provocado un incremento de la actividad biológica dando como resultado una mayor cantidad de macroagregados grandes (2-8 mm) con la consiguiente disminución de la proporción de fracciones de menor tamaño, macroagregados pequeños y microagregados en los estadios de ahijado y antesis, respectivamente. A su vez, la aplicación de las 100 UFN de purín en la cobertera habría podido estimular el crecimiento vegetal en antesis, dando lugar a una mayor secreción de exudados radiculares, favoreciendo la actividad microbiana y la formación de esa mayor proporción en macroagegados grandes (2-8 mm) que a su vez serian poco estables (ÁLVARO-FUENTES et al., 2007).

La aplicación de fertilizantes, tanto orgánicos como minerales no generó ninguna diferencia en la proporción de macroagregados estables al agua (0.250-8 mm) para ninguno de los estadios de cultivo estudiados. WHALEN & CHANG (2002) hipotetizaron que la falta de respuesta a la aplicación de materiales orgánicos sobre los agregados estables puede ser debida a la propia composición en agentes dispersantes del fertilizante orgánico. En la literatura existen conclusiones opuestas sobre el papel de la aplicación de deyecciones orgánicas sobre los agregados estables al agua (WHALEN & CHANG, 2002; SPACCINI *et al.*, 2004; WORTMANN & SHAPIRO, 2008). El insignificante incremento en la proporción de macroagregados estables al agua entre los estadios de ahijado y antesis, período que equivale al de máximo desarrollo radicular de los cereales de invierno (XU & JUMA, 1992; LAMPURLANES *et al.*, 2001), refleja que el desarrollo de las raíces entre dichos estadios no provocó un aumento significativo de la estabilidad de los macroagregados.

La aplicación de fertilizantes nitrogenado mineral no generó diferencias en la proporción de macroagregados ni en la distribución de agregados en seco. En otros estudios tampoco se han encontrado diferencias en la distribución de agregados o en los agregados estables al agua al aplicar fertilizante nitrogenado mineral (AOYAMA *et al.*, 1999; CELIK et al., 2004; N'DAYEGAMIYE, 2009). En los sistemas agrícolas del Valle del Ebro, la respuesta a la aplicación de fertilizante nitrogenado es limitada, principalmente por la disponibilidad de agua en el suelo durante el ciclo de cultivo (CANTEROMARTINEZ *et al.*, 1995; CANTERO-MARTINEZ *et al.*, 2003) hecho que repercute sobre la cantidad de carbono orgánico almacenado en el suelo. Diferentes estudios muestran una escasa o nula captura de carbono orgánico en el suelo al aumentar la dosis de fertilizante nitrogenado bajo condiciones de secano (TRIBERTI et al., 2008; LOPEZ-BELLIDO *et al.*, 2010) hecho que puede haber intervenido sobre la falta de diferencias entre el tratamiento control y los tratamientos de fertilización mineral en el campo de St. Martí.

Conclusiones

Los datos preliminares anteriores muestran que en los sistemas semiáridos del Valle del Ebro la proporción de macroagregados estables al agua no es afectada por la fertilización orgánica ni mineral. En cambio, la aportación de fertilizantes orgánicos provoca un aumento en la cantidad de macroagregados tamizados en seco, los cuales son una imagen más representativa del estado de agregación real del suelo.

Agradecimientos

Agradecemos la inestimable labor desempeñada por Carlos Cortés, Àngel Domingo Sílvia Martí, José Antonio Palacio y Xavier Penella durante el proceso de toma de muestras y análisis posteriores. Agradecemos al consorcio GESFER toda su colaboración. El primer autor agradece a la Universitat de Lleida la beca otorgada para llevar a cabo sus estudios de doctorado.

Bibliografía

ABIVEN, S., MENASSERI, S., CHENU, C. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability - A literature analysis. *Soil Biology & Biochemistry,* 41, 1-12.

ÁLVARO-FUENTES, J. ARRUE, J.L., GRACIA, R., LOPEZ, M.V. 2007. Soil management effects on aggregate dynamics in semiarid Aragon (NE Spain). *Science of the Total Environment* 378, 179-182.

ALVARO-FUENTES, J., ARRUE, J. L., GRACIA, R., LOPEZ, M. V. 2008. Tillage and cropping intensification effects on soil aggregation: Temporal dynamics and controlling factors under semiarid conditions. *Geoderma,* 145, 390-396.

AMEZKETA, E. 1999. Soil aggregate stability: A review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 83-151.

AOYAMA, M., ANGERS, D. A. & N'DAYEGAMIYE, A. 1999. Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications. *Canadian Journal of Soil Science,* 79, 295-302.

BRONICK, C. J. & LAL, R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma,* 124, 3-22.

CANTERO-MARTINEZ, C., ANGAS, P. & LAMPURLANES, J. 2003. Growth, yield and water productivity of barley (Hordeum vulgare L.) affected by tillage and N fertilization in Mediterranean semiarid, rainfed conditions of Spain. *Field Crops Research,* 84, 341-357.

CANTEROMARTINEZ, C., VILLAR, J. M., ROMAGOSA, I. & FERERES, E. 1995. Nitrogen fertilization of barley under semi-arid rainfed conditions. *European Journal of Agronomy,* 4, 309-316.

CELIK, I., ORTAS, I. & KILIC, S. 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil & Tillage Research,* 78, 59-67.

ELLIOTT, E. T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal,* 50, 627-633.

HALVORSON, A. D., REULE, C. A. & FOLLETT, R. F. 1999. Nitrogen fertilization effects on soil carbon and nitrogen in a dryland cropping system. *Soil Science Society of America Journal,* 63, 912-917.

KHAN, S. A., MULVANEY, R. L., ELLSWORTH, T. R. & BOAST, C. W. 2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality,* 36, 1821-1832.

LAMPURLANES, J., ANGAS, P. & CANTERO-MARTINEZ, C. 2001. Root growth, soil water content and yield of barley under different tillage systems on two soils in semiarid conditions. *Field Crops Research,* 69, 27-40.

LOPEZ-BELLIDO, R. J., FONTAN, J. M., LOPEZ-BELLIDO, F. J. & LOPEZ-BELLIDO, L. 2010. Carbon Sequestration by Tillage, Rotation, and Nitrogen Fertilization in a Mediterranean Vertisol. *Agronomy Journal,* 102, 310-318.

N'DAYEGAMIYE, A. 2009. Soil Properties and Crop Yields in Response to Mixed Paper Mill Sludges, Dairy Cattle Manure, and Inorganic Fertilizer Application. *Agronomy Journal,* 101, 826-835.

PAUSTIAN, K., PARTON, W. J. & PERSSON, J. 1992. Modeling soil organic-matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. *Soil Science Society of America Journal,* 56, 476-488.

SIX, J., ELLIOTT, E. T. & PAUSTIAN, K. 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Science Society of America Journal,* 64, 1042-1049.

SPACCINI, R., MBAGWU, J. S. C., IGWE, C. A., CONTE, P. & PICCOLO, A. 2004. Carbohydrates and aggregation in lowland soils of Nigeria as influenced by organic inputs. *Soil & Tillage Research,* 75, 161-172.

THURIES, L., PANSU, M., LARRE-LARROUY, M. C. & FELLER, C. 2002. Biochemical composition and mineralization kinetics of organic inputs in a sandy soil. *Soil Biology & Biochemistry,* 34, 239-250.

TISDALL, J. M. & OADES, J. M. 1982. Organic-matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science,* 33, 141-163.

TRIBERTI, L., NASTRI, A., GIORDANI, G., COMELLINI, F., BALDONI, G. & TODERI, G. 2008. Can mineral and organic fertilization help sequestrate carbon dioxide in cropland? *European Journal of Agronomy,* 29, 13-20.

WHALEN, J. K. & CHANG, C. 2002. Macroaggregate characteristics in cultivated soils after 25 annual manure applications. *Soil Science Society of America Journal,* 66, 1637-1647.

WORTMANN, C. S. & SHAPIRO, C. A. 2008. The effects of manure application on soil aggregation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 80, 173-180.

XU, J. G. & JUMA, N. G. 1992. Aboveground and belowground net primary production of 4 barley (hordeum-vulgare l) cultivars in western canada. *Canadian Journal of Plant Science,* 72, 1131-1140.

Carbono nos solos do Parque Natural de Montesinho, NE Portugal: armazenamento e estabilidade estimados com base cartográfica

FONSECA, F., FIGUEIREDO, T. DE

Instituto Politécnico de Bragança (IPB/ESAB), CIMO – Mountain Research Centre, Campus de Santa Apolónia, 5301-855 Bragança, Portugal, ffonseca@ipb.pt.

Resumo

O Parque Natural de Montesinho (PNM), NE de Portugal, é uma área protegida de 75 mil hectares, reconhecida pelos seus valores naturais. Nestes incluem-se espécies, comunidades e ecossistemas, e paisagens classificadas pelo seu elevado valor, objecto de acções de conservação e gestão. Acrescem a estes valores as funções e serviços ecossistémicos que este território pode realizar, entre as quais se encontra o contributo para o sequestro de Carbono, aspecto importante no quadro do controlo dos níveis de gases de efeito de estufa na atmosfera. Estes serviços acrescentam valor ao território e responsabilidade na sua gestão, designadamente no plano das alterações no uso do solo. O armazenamento de Carbono nos ecossistemas destas regiões é fortemente dependente do solo. A dinâmica dos processos de decomposição dos resíduos orgânicos, as intervenções no uso do solo que contribuem para os acelerar, os episódios de fogo, todos mostram que, nas avaliações do Carbono, ao armazenamento é forçoso acoplar sua estabilidade nos ecossistemas, questão muito importante também no quadro de outras dinâmicas decorrentes de cenários de alteração climática plausíveis. Com o propósito de contribuir para melhor conhecer o papel dos solos do PNM no armazenamento de Carbono e sua estabilidade nesta área protegida, tomaram-se os elementos constantes da Carta de Solos do NE de Portugal, no tracto correspondente ao Parque. O tratamento dessa informação diz respeito ao Carbono e ao Azoto de 14 Perfis-tipo representativos das unidades-solo identificados no PNM. Justificadamente discutidos, tomaram-se como indicadores o conteúdo em C de 0-30 cm para o armazenamento e a Razão C/N para a sua estabilidade. Foi avaliada a expressão e analisada a distribuição espacial destes indicadores a partir da Carta de Solos do PNM. Os Leptossolos e os Cambissolos são as Unidades Solo mais representadas, ocupando 76 e 20% da área do PNM, respectivamente. Seguem-se os Luvissolos e Alissolos que no conjunto representam 2,5% da área total. Os Cambissolos são os que armazenam mais Carbono por unidade de área (7,2 kg m^{-2}), seguidos dos Leptossolos (5,5 kg m^{-2}), registando-se os valores mais baixos nos Alissolos (2,2 kg m^{-2}). O armazenamento de Carbono é superior nas zonas mais altas, frias e húmidas registando-se acréscimos expressivos no armazenamento quando a temperatura média anual desce de 12 para 10ºC e a precipitação ultrapassa os 1000 mm. A Litologia do Material Originário dos solos também se reflecte no armazenamento de Carbono observando-se os maiores valores nas áreas de granito (24,6 kg m^{-2}) e os menores nas áreas de depósitos sedimentares (2,7 kg m^{-2}). De um modo geral, a estabilidade do Carbono no sistema acompanha o padrão referido para o armazenamento.

Palavras chave

Armazenamento de Carbono no solo, Razão C/N, Parque Natural de Montesinho (Portugal).

1. Introdução

O Parque Natural de Montesinho (PNM), NE de Portugal, é uma área protegida de 75 mil hectares, reconhecida pelos seus valores naturais. Nestes incluem-se espécies, comunidades e ecossistemas, e paisagens classificadas pelo seu elevado valor, objecto de acções de conservação e gestão (IPB/ICN, 2007). Acrescem a estes valores funções e serviços ecossistémicos que este território pode realizar, entre os quais se assinala o contributo para o sequestro de Carbono, aspecto importante no quadro do controlo dos níveis de gases de efeito de estufa na atmosfera (IPB/ICN, 2007; IPCC, 2000). Estes serviços acrescentam valor ao território e responsabilidade na sua gestão, designadamente no plano das alterações no uso do solo.

O armazenamento de Carbono nos ecossistemas destas regiões é fortemente dependente do solo (Bompastor et al., 2009). Alguns exemplos são ilustrativos das dinâmicas a que está sujeito o compartimento solo no que respeita ao armazenamento de Carbono, seja com carácter continuado no tempo, seja com carácter episódico. No primeiro caso estão os processos de decomposição dos resíduos orgânicos e, a uma outra escala temporal, as intervenções no uso do solo que contribuem para os acelerar; no segundo, os fogos (Post & Kwon, 2000; Fonseca et al., 2006; Yimer e tal., 2006; Ordóñez et al., 2008). Estes exemplos servem para sublinhar que, no quadro de outras dinâmicas decorrentes de cenários de alteração climática plausíveis, importa considerar nas avaliações do Carbono não apenas o seu armazenamento. Com efeito, não sendo estático o contributo dos ecossistemas terrestres, e especificamente do solo, para o sequestro de Carbono e redução dos níveis de CO_2 na atmosfera, por isso mesmo, deve ser avaliado também em termos da sua variabilidade temporal, ou, dito de outro modo, da sua estabilidade.

As variações no solo representam a primeira fonte de variação temporal do potencial de armazenamento de Carbono nos ecossistemas terrestres das zonas temperadas. De facto, embora outras fontes (intervenções na gestão ou no uso do solo e o fogo, já referidas acima) possam revelar-se mais importantes, o seu carácter é episódico ou esporádico. A razão C/N é o mais conhecido indicador da estabilidade da matéria orgânica dos solos. Mesmo reconhecendo as fragilidades conceptuais devidas ao seu carácter estritamente químico, a razão C/N tem demonstrado grande robustez enquanto indicador do grau de decomposição dos resíduos orgânicos do solo (Enriquez et al., 1993; Springob & Kirchmann, 2003; Boerner e tal., 2008; Thomsena et al., 2008).

2. Objectivos

Este trabalho tem como primeiro propósito contribuir para melhor conhecer o papel dos solos do PNM no armazenamento de Carbono nesta área protegida, deste modo permitindo a quantificação de um serviço ecossistémico importante no quadro de cenários de alteração climática. Com carácter aproximativo, propõe-se também e adicionalmente estimar a estabilidade temporal desse armazenamento, apenas no que depende dos processos de decomposição do material orgânico dos solos.

3. Material e Métodos

Tomou-se como informação de base para este trabalho, os elementos constantes da Carta de Solos do NE de Portugal, no tracto correspondente ao Parque (Agroconsultores & Coba, 1991; IPB/ICN, 2007). Essa Carta, na sua origem à escala 1:100 000, segue a legenda

FAO/UNESCO (1987). Na designação das unidades solo aplica-se a sequência unidade principal, unidade secundária (em alguns casos também terciária), e litologia do material originário dos solos. A Carta dos Solos do NE de Portugal contém informação adicional relativa às unidades cartográficas representadas, designadamente sobre zona climática, relevo e uso da terra (Agroconsultores & Coba, 1991). A informação disponível e tratada para este trabalho consta de uma base de dados e de um SIG, especificamente constituídos em várias etapas anteriormente desenvolvidas, com a participação maior ou menor do autores (Araújo e tal., 2004; IPB/ICN, 2004; Projecto Edunather, 2009).

O tratamento da informação centrou-se no Carbono e na Razão C/N de 14 Perfis-tipo representativos das unidades solo dominantes no PNM (Projecto Edunather, 2009). A selecção destes perfis integrou o conhecimento das correlações espaciais genericamente identificadas na região entre factores do ambiente pedogenético, processos deste dependentes e a sua expressão em termos de características morfológicas e físico-químicas dos solos. Assinala-se ainda que a selecção se levou a cabo em momento anterior e de forma independente deste trabalho.

Tomaram-se como indicadores o teor em C (kg m^{-2}) para o armazenamento e a Razão C/N para a sua estabilidade, ambos avaliados de 0-30cm de profundidade. No primeiro caso, o cálculo foi efectuado tomando os valores de %C nos vários horizontes e respectivas espessuras, densidade aparente e teor de elementos grosseiros. Os resultados por horizonte são integrados até à profundidade de 30cm,limite adoptado para assegurar a comparabilidade das avaliações. Foi avaliada a expressão e analisada a distribuição espacial destes indicadores a partir da Carta de Solos do PNM (Agroconsultores & Coba, 1991; IPB/ICN, 2007; Projecto Edunather, 2009).

4. Resultados e Discussão

Os Leptossolos e os Cambissolos são as Unidades Solo mais representadas, ocupando 76 e 20% da área do PNM, respectivamente. Seguem-se os Luvissolos e Alissolos que, no conjunto, representam 2,5% da área total (Figura 1).

O teor de Carbono no solo até aos 30cm de profundidade varia de 18,2 kg m^{-2} nos Leptossolos úmbricos de granitos a 1,3 kg m^{-2} nos Leptossolos dístricos de xistos (Figura 2). O armazenamento médio global de Carbono até aquela profundidade nos solos do PNM pode estimar-se em 5 kg m^{-2}, com base na importância espacial das unidades solo dominantes aqui representadas, valor que se enquadra nos estimáveis para esta área geográfica (Bompastor et al., 2009).

Os Cambissolos são os que armazenam mais Carbono por unidade de área (7,2 kg m^{-2}), seguidos dos Leptossolos (5,5 kg m^{-2}), registando-se os valores mais baixos nos Alissolos (2,2 kg m^{-2}) (Figura 3). Estes resultados podem explicar-se pela ocorrência preferencial de Cambissolos em áreas de menor declive, onde as condições de decomposição dos resíduos orgânicos estão condicionadas por teores de humidade mais elevados quando comparados com os Leptossolos, típicos de zonas mais declivosas (Figura 1). Por outro lado, em nenhuma das restantes Unidades Principais se encontram Unidades Secundárias Úmbricas, a significar que ocorrem em ambientes pedogenéticos pouco favoráveis à acumulação de matéria orgânica.

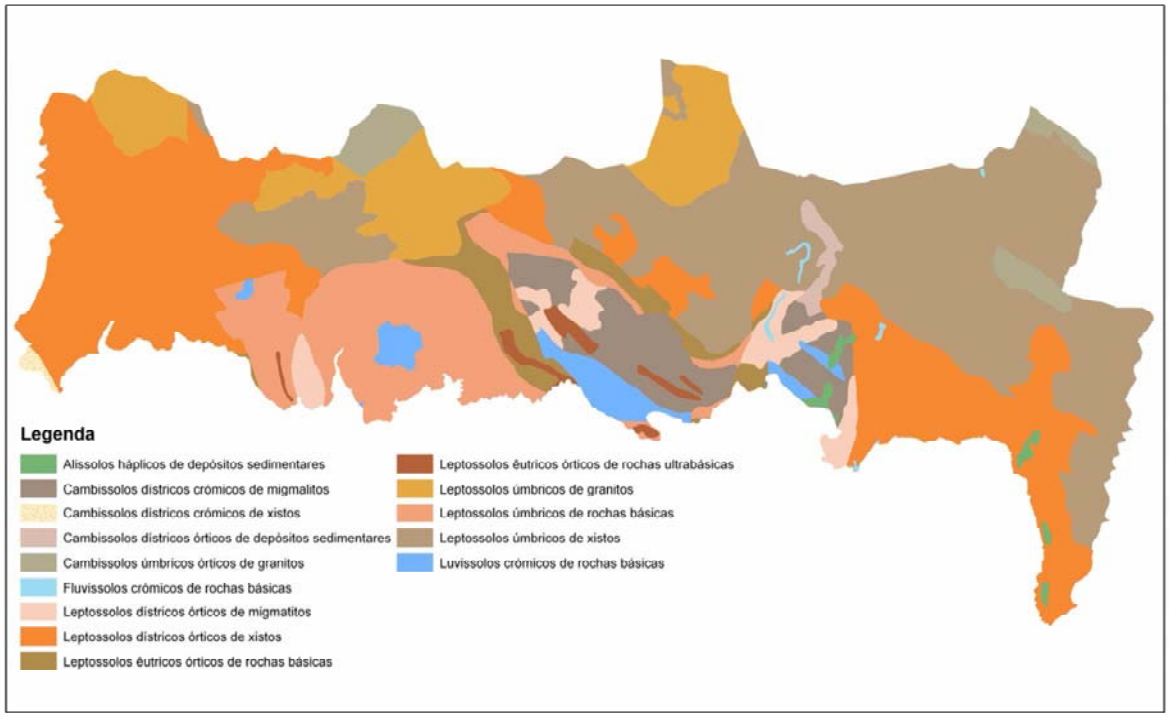


Figura 1. Carta dos Solos do Parque Natural de Montesinho (Agroconsultores & Coba, 1991; IPB/ICN, 2007; FAO/UNESCO, 1987)

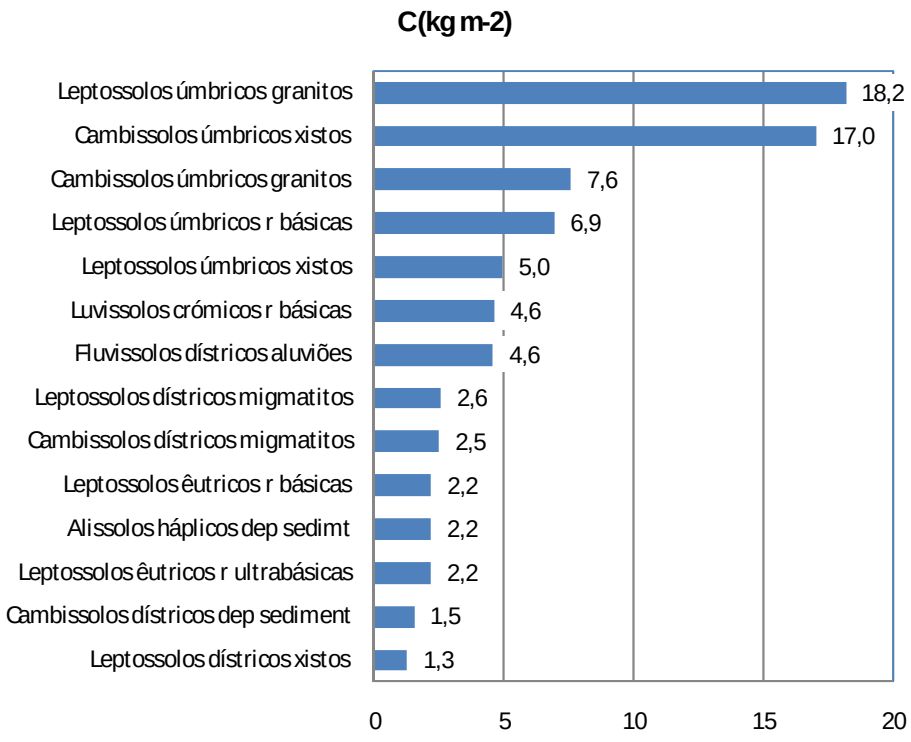


Figura 2. Teor de Carbono (kg m^{-2}, 0-30cm de profundidade) nas Unidades Solo dominantes no PNM

A razão C/N varia de 11,1 nos Cambissolos a 14,0 nos Fluvissolos (Figura 3); como é do domínio comum quanto mais elevada a razão C/N maior a quantidade de Carbono armazenado em componentes mais estáveis da matéria orgânica (Sierra et al., 2007). Como as unidades solo mais representadas são os Leptossolos e os Cambissolos, pode-se considerar que a estabilidade do Carbono não é discriminável nestes tipos principais de solo presentes na área do PNM.

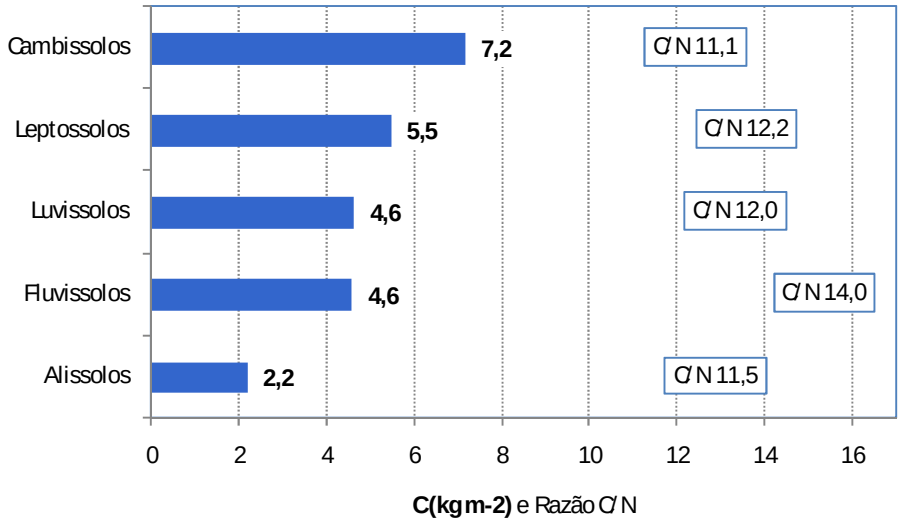


Figura 3. Teor médio de Carbono (kg m^{-2}) e Razão C/N até 30cm de profundidade nas Unidades Principais representadas no PNM

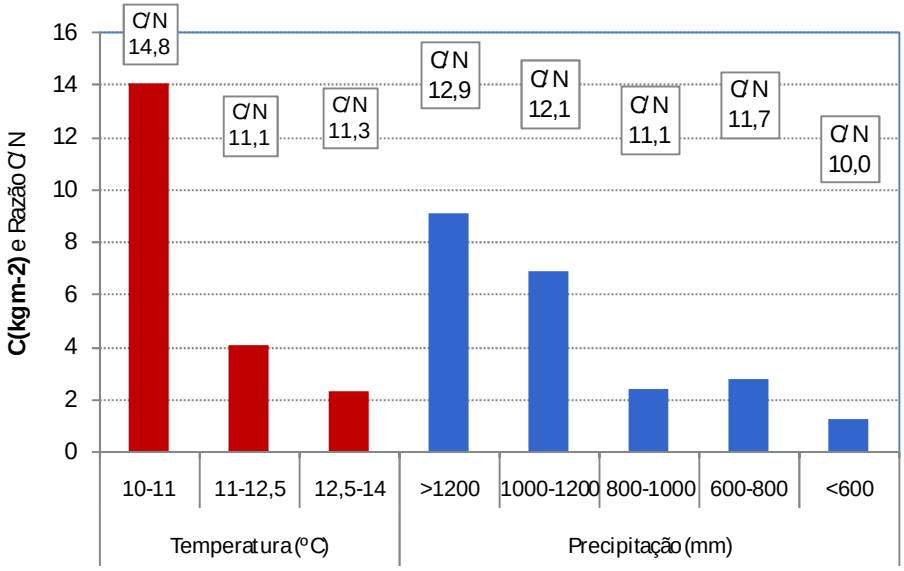


Figura 4. Teor de Carbono e Razão C/N no solo até 30cm de profundidade: efeito da zona climática

O armazenamento de Carbono é superior nas zonas mais altas, frias e húmidas registando-se acréscimos expressivos no armazenamento quando a temperatura média anual desce de 12 para 10ºC e a precipitação ultrapassa os 1000 mm (Figura 4). Esta é a verificação prática do conhecido efeito dos factores Precipitação e Temperatura na acumulação de matéria orgânica nos solos, por via da sua influência nas taxas de decomposição dos resíduos orgânicos (Spain, 1990; Post & Kwon, 2000; Schneider et al., 2005).

O Carbono apresenta menor estabilidade nos solos das zonas mais secas e quentes, com razões C/N que variam de 10,0 (P < 600 mm) a 11,3 (12,5 < T < 14^{o}C) (Figura 4), o que associado à maior actividade biológica nestes ambientes do PNM conduz a menores quantidades de Carbono armazenado no solo.

A Litologia do Material Originário dos solos também se reflecte no armazenamento de Carbono observando-se os maiores valores nas áreas de granito (12,9 kg m^{-2}) e os menores nas áreas de depósitos sedimentares (1,9 kg m^{-2}). Na verdade, trata-se apenas de um efeito aparente já que resulta da distribuição espacial das manchas litológicas no PNM e não especificamente de processos do solo dependentes da litologia do material originário com consequências para a acumulação de Carbono no solo. De facto, às áreas de maior altitude no PNM correspondem afloramentos graníticos (Figura 1 e Figura 5).

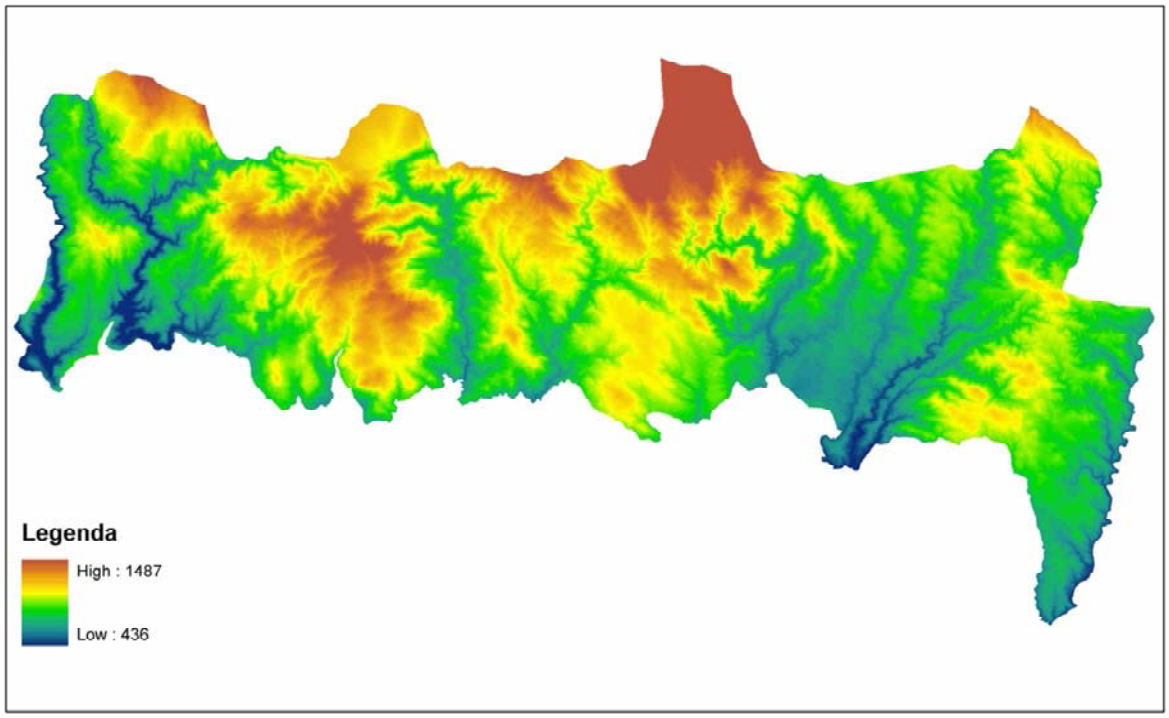


Figura 5. Carta hipsométrica do PNM (IPB/ICN, 2007; Projecto Edunather, 2009)

O uso da terra tem um efeito muito claro nos níveis de acumulação e estabilidade do Carbono nos solos do PNM (Figura 6). Os valores de Carbono estimados rondam em média os 3 kg m^{-2} em solos agrícolas, valor que quadruplica quando se passa para área florestais, ou mesmo de matos (Figura 6). A estabilidade do Carbono no solo é nitidamente superior nas áreas de matos (C/N = 15,6) seguida das áreas de floresta (C/N = 13,8). O efeito combinado da quantidade e qualidade de biomassa produzida e não exportada em cada sistema, e as taxas de decomposição da matéria orgânica decorrentes do ambiente pedogenético em que maioritariamente se instalam bem como as práticas de gestão do solo comummente aplicadas, no seu conjunto podem contribuir para explicar estas diferenças entre tipos genéricos de uso da terra no PNM (Thomsena et al., 2008; Martins et al., 2009).

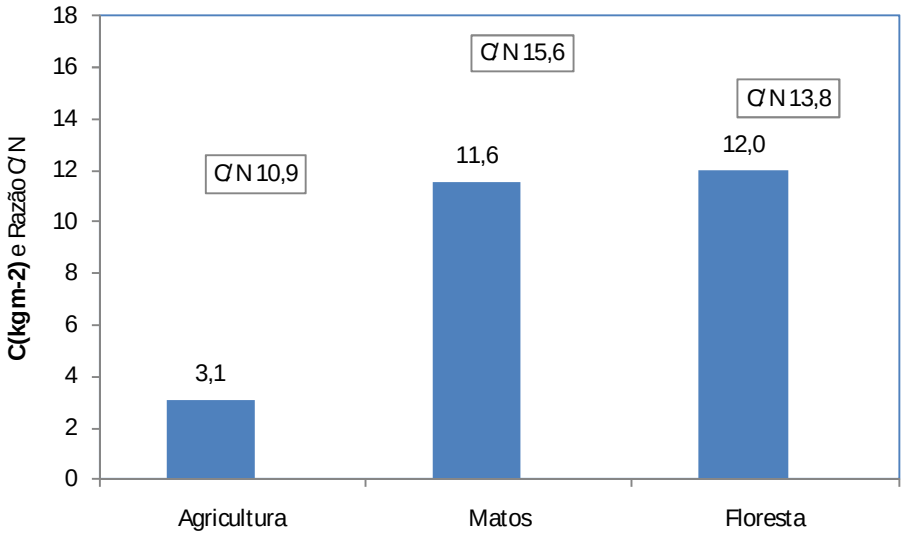


Figura 6. Teor de Carbono e Razão C/N no solo até 30cm de profundidade: efeito do uso do solo

5. Conclusões

As unidades solo principais, Leptossolos e Cambissolos, que no conjunto representam cerca de 95% da área total do PNM, são as que armazenam maior quantidade de Carbono por unidade de área (5,5 e 7,2 kg m^{-2}, respectivamente), mostrando também idêntica estabilidade do Carbono no solo. A acumulação e estabilidade do Carbono aumentam com o aumento da precipitação e redução da temperatura, bem como com a existência de vegetação perene no solo, isto é nas áreas de matos e floresta. A média ponderada global de Carbono armazenado no solo até 30cm de profundidade é de 5 kg m^{-2}, valor estimado para o PNM.

6. Referências bibliográficas

AGROCONSULTORES & COBA, 1991. Carta dos Solos do Nordeste de Portugal. UTAD. Vila Real.

ARAÚJO, J.A.T., FIGUEIREDO, T. DE, CASTRO, J.P., 2004. Sistema de informação geográfica da Carta de Solos do Nordeste de Portugal. 1º Congresso Ibérico da Ciência do Solo. ESA/IPB. Bragança.

BOERNER, R.E.J., HUANG, J., HART, S.C., 2008. Fire, thinning, and the carbon economy: Effects of fire and fire surrogate treatments on estimated carbon storage and sequestration rate. *Forest Ecology and Management* 255, 3081–3097.

BOMPASTOR, A., FIGUEIREDO, T., FONSECA, F., 2009. Matos do Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal – produção de serviços ecossistémicos. Actas do 15º Congresso da APDR. 338–364. Cidade da Praia. Cabo Verde.

ENRIQUEZ, S., DUARTE, C.M., SAND-JENSEN, K., 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C :N :P content. *Oecologia* 94, 457–471.

FONSECA, F., MARTINS, A., FIGUEIREDO, T., GUERRA, A., NOGUEIRA C., 2006. Evaluation of the effect of soil mechanical operations before plantation on the carbon storage and distribution on young forest stands. In: Gallardo Lancho, J.F. (ed.): Medioambiente en Iberoamérica - vision desde la Física y la Química en los albores del Siglo XXI. 487–495. Ediciones Mundi-Prensa.

IPB/ICN (Instituto politécnico de Bragança/Instituto da Conservação da Natureza), 2007. Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho – Caracterização. Bragança.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2000. Land use, land-use change, and forestry special report. Cambridge.

MARTINS, A., AZEVEDO, S., RAIMUNDO, F., MADEIRA, M., 2009. Decomposição de folhada de quatro espécies florestais no Norte de Portugal: Taxa de decomposição e evolução da composição estrutural e do teor em nutrientes. *Rev. de Ciências Agrárias*. [online]. ene. vol. 32.

ORDÓÑEZ, J.A.B., DE JONG, B.H.J., GARCÍA-OLIVA, F., AVIÑA, F.L., PÉREZ, J.V., GUERRERO, G., MARTÍNEZ, R., MASERA, O., 2008. Carbon content in vegetation, litter and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 255, 2074–2084.

POST, W.M., KWON, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6, 317–327.

PROJECTO EDUNATHER, 2009. [Documentação do projecto Piloto Leonardo da Vinci "Educational strategies for the promotion of natural heritage 2006-2009"] www.edunather.net.

SCHNEIDER, P.R., FINGER, C.A.G., SOBRINHO, V.G. & SCHNEIDER, P.S.P., 2005. Determinação indirecta do estoque de biomassa e carbono em povoamentos de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.). *Ciência Florestal* 15, 391–402.

SIERRA, C.A., DEL VALLE, J.I., ORREGO, S.A., MORENO, F.H., HARMON, M.E., ZAPATA, M., COLORADO, G.J., HERRERA, M.A., LARA, W., RESTREPO, D.E., BERROUET, L.M., LOAIZA, L.M., BENJUMEA, J.F., 2007. Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porce region, Colombia. *Forest Ecology and Management* 243, 299–309.

SPAIN, A.V., 1990. Influence of environmental conditions and some soil chemical properties on the carbon and nitrogen contents of some tropical Australian rainforest soils. *Aust. J. Soil Res*. 28, 825–839.

SPRINGOB, G., KIRCHMANN, H., 2003. Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from stabilized soil organic matter in sandy arable soils. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 629–632.

THOMSENA, I.K., PETERSENA, B.M., BRUUN, S., JENSEN, L.S., CHRISTENSEN, B.T., 2008. Estimating soil C loss potentials from the C to N ratio. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 849–852.

YIMER, F., LEDIN, S., ABDELKADIR, A., 2006. Soil organic carbon and total nitrogen stocks as affected by topographic aspect and vegetation in the Bale Mountains, Ethiopia. *Geoderma* 135, 335–344.

Interacciones suelo-agua en tierras con viña en la región Mediterránea

PLA SENTÍS, I.[1], NACCI, S[1]., FONSECA, F.[1] , DALURZO, H. [1]

[1]Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl, Universitat de Lleida (Espanya)

Resumen

La producción de viña para vinos de calidad esta muy determinada por las interacciones suelo-clima-variedad-manejo, que en su conjunto caracterizan lo que se conoce con el término francés de "terroir". Las áreas tradicionales de viñas para producción de vinos de calidad en la zona Mediterránea del NE de España (Cataluña) se encuentran en tierras de secano donde la combinación de los factores antes señalados permiten alcanzar en la mayoría de los años una producción de muy buena calidad, la cual depende en muchos casos del factor más variable en el clima Mediterráneo, como es la cantidad y distribución de las lluvias y el régimen hídrico resultante en el suelo durante las diferentes etapas de desarrollo de la viña. En la actualidad se han producido otros cambios relacionados con el manejo mecanizado del suelo y de la viña, que a su vez requieren en muchos casos el acondicionamiento previo de las tierras (nivelaciones, aterrazamientos, etc.), y con la introducción de riego complementario, uso de coberturas, introducción de nuevas variedades, sistemas y densidades de siembra, y por posibles cambios climáticos. Todos ellos afectan fundamentalmente las relaciones suelo-agua en general, y el régimen hídrico del suelo en particular. Estos efectos han sido estudiados por varios años en tres de las regiones más tradicionales de producción de viña para vino en Cataluña, y los resultados han sido utilizados para evaluar la sostenibilidad de la cantidad y calidad de la producción bajo las diferentes prácticas de manejo recientemente introducidas y bajo los cambios climáticos actuales y potenciales. A partir de dichas evaluaciones se llega a la selección de alternativas de manejo del suelo, del agua y de la viña que garanticen tanto una producción sostenible en cantidad y calidad como la conservación y uso más eficiente de los recursos agua y suelo, en tierras con viña de la región Mediterránea con suelos y clima parecidos a los de las zonas de estudio.

Palabras clave

Viña, manejo, régimen hídrico, Mediterráneo

1. Introducción

No hay duda de que el suelo, el clima y el manejo de suelos, agua y cultivo donde crecen las viñas, factores que suelen integrarse en el concepto del "terroir" francés, tienen una gran influencia sobre la calidad de la uva y del vino. La alimentación hídrica de la viña resultante de la interacción entre dichos factores es el factor más importante tanto para la fisiología de la viña como para la calidad de las uvas. Dicha alimentación depende del balance entre la absorción del agua (disponibilidad de agua en el suelo) y la transpiración foliar (exigencias climáticas) (Lebon et al, 2003). Tanto el ciclo vegetativo como la maduración del fruto están fuertemente determinados por la disponibilidad de agua en el suelo y el clima. En zonas áridas y semiáridas tanto el crecimiento vegetativo como el reproductivo pueden mejorarse con el uso limitado y controlado del riego.

La viña para producción de vino es un cultivo tradicional en las tierras con altas pendientes de la región Mediterránea. En Cataluña (NE de España), así como en otras regiones de la Europa mediterránea, las tierras con viña han sufrido grandes cambios en los últimos 15-20 años. Algunas tierras han sido abandonadas, pero en otras, con viñas dedicadas a la producción de vino y cava de alta calidad, el área cultivada ha crecido, generalmente con sistemas muy intensivos y altamente mecanizados, y con la introducción de riego complementario en algunos casos. Esto ha requerido grandes cambios en los sistemas de plantación y cultivo, con acondicionamiento mecánico de las tierras para reducir irregularidades y disminuir pendientes a través de nivelaciones y construcción de terrazas. Con ello se han producido cambios drásticos en las propiedades de los suelos, tanto en superficie como por debajo de ella, afectando las propiedades hidrológicas, la profundidad efectiva radicular de la viña, y el sistema de drenaje (Pla y Nacci, 2003).

La labranza se utiliza fundamentalmente en las viñas para controlar las malas hierbas, para aflojar los suelos superficiales compactados y encostrados con el fin de facilitar la infiltración de agua de lluvia, y para reducir las pérdidas de agua del suelo por evaporación e incrementar la profundidad de las raíces. Aunque se reconocen los beneficios potenciales de una combinación de cero labranza y uso de cobertura verde para proteger la superficie del suelo del impacto directo de las gotas de lluvia, y con ello reducir las pérdidas de agua por escorrentía y de suelo por erosión, generalmente se considera que en viñas de secano ello puede incrementar los déficit hídricos y reducir las suplencia de N, en especial en años secos (Maigre et al, 1995). Aparte de ello se ha encontrado en ciertos casos que la cubierta vegetal verde o con residuos vegetales incrementa la supervivencia de organismos patógenos y favorece el desarrollo del mildiu. Adicionalmente el uso de herbicidas, generalmente asociado a prácticas de cero labranza, puede causar problemas de fitotoxicidad en las viñas.

El clima en ambientes áridos y semiáridos de la región Mediterránea se caracteriza por unas lluvias muy variables y erráticas, concentradas en tormentas de corta duración y altas intensidades, que incrementan los riesgos de sequías, de degradación de tierras y de desertificación (Pla, 2006). Estos riesgos se han incrementado en las últimas décadas fundamentalmente debido a cambios drásticos en el uso y manejo de las tierras, con un posible efecto adicional de cambios climáticos (Milly et al, 2005). Aunque se prevé que a un mediano a largo plazo los cambios climáticos pueden acelerar los procesos de desertificación en la región Mediterránea, a corto plazo, las prácticas de uso de la tierras conducentes a procesos de degradación de suelos incrementan la influencia negativa de dichos efectos. Aunque aún hay grandes incertidumbres en la predicción de los cambios climáticos a nivel regional, probablemente en la región Mediterránea las temperaturas se incrementarán en forma significativa, con más precipitación en invierno y menos en verano, y con menos lluvias anuales e incremento de la frecuencia y severidad de las sequías y la ocurrencia de eventos extremos, afectando fundamentalmente la hidrología de las tierras (Groves et al, 2008). Algunos cultivos permanentes de secano como la viña, con gran supervivencia bajo condiciones de sequía, han contribuido en el pasado a disminuir los procesos y consecuencias de la desertificación de tierras en las regiones mediterráneas semiáridas. Pero los grandes cambios de uso y manejo que las tierras con viñas de secano en zonas montañosas han sufrido y están sufriendo en las últimas décadas están afectando la conservación de los recursos suelo y agua, incrementando el riesgo de sequías y los problemas de erosión, deslizamientos de tierra e inundaciones (Pla y Nacci, 2001).

2. Materiales y métodos

Durante los últimos 15 años se ha estudiado la interacción de cambios en el uso y manejo de las tierras y en el clima sobre el balance y régimen hídrico de los suelos, y sus consecuencias sobre las sequías, procesos de degradación de tierras, y producción (cantidad y calidad) en tres diferentes zonas con viñas de secano y riego complementario en Cataluña (NE de España). Se evaluaron problemas de suplencia de agua a las viñas en sus diferentes periodos de crecimiento a lo largo del año, y de escorrentía, erosión superficial y en masa, y problemas relacionados, derivados de cambios en procesos hidrológicos bajo las nuevas prácticas de nivelación, terraceo, plantación y manejo de la viña, en algunos casos combinados con uso de coberturas y aplicación de agua de riego.

Las áreas de estudio estaban localizadas en campos comerciales representativos de cada una de las tres regiones (Penedés, Priorato y Raïmat), donde las áreas dedicadas a la producción de vinos y cavas de alta calidad se han incrementado en los últimos 20 años. Al mismo tiempo han ocurrido cambios drásticos en las prácticas tradicionales de manejo de suelos y de la vid, incluyendo la introducción de nuevas variedades y nuevos sistemas y densidades de plantación. En dos de las regiones (Penedés y Priorato) el clima es mediterráneo semiárido, con una precipitación anual promedio de unos 600 mm, muy irregularmente distribuidos, con las mayores lluvias en otoño y primavera, un verano muy seco, y una gran variabilidad del total de lluvias de un año a otro (40-750 mm en Penedés y 300-900 mm en Priorato). La lluvia se caracteriza por muchas tormentas en otoño y algunas en primavera de alta concentración e intensidad. En la zona de Raïmat, el clima es semiárido a árido, con lluvias promedio de 350 mm anuales, muy variables de un año a otro (120-600 mm), irregularmente distribuidas, pero que en cualquier caso requieren ser complementadas con aplicación de agua de riego para garantizar la producción. Los cambios climáticos pueden incrementar la irregularidad de las lluvias en las tres regiones, así como la frecuencia de años secos y la probabilidad de eventos extremos, fenómeno que se ha ido incrementando en los últimos 25 años.

El consumo de agua por viña a lo largo de la estación de crecimiento se caracteriza por menores requerimientos de agua en los periodos antes de la floración y después de la cosecha y un máximo requerimiento en la parte media de la estación de crecimiento. Si la capacidad de reserva de agua del suelo en la zona radicular no es suficiente, la falta de lluvias durante la principal estación de crecimiento de las viñas (junio-agosto) puede conducir a un déficit prolongado de agua que puede afectar crecimiento, producción y maduración, a pesar de la gran capacidad natural de supervivencia de la viña bajo condiciones de sequía (Maigre y col, 1995; Lebon y col, 2003).

Para reducir costos y requerimientos de mano de obra, para incrementar la producción y para acelerar todas las prácticas, la tendencia actual es hacia la mecanización de todas las operaciones, incluyendo la cosecha. Ello requiere líneas rectas de viña emparrada, con poda lateral, en hileras separadas 2,4-3,2 m, con plantas de viña cada 1,2-1,4 m. Esto provee mucha menor protección superficial que lo sistemas tradicionales de siembra, con crecimiento libre de la viña, aunque en ambos casos la protección es baja en otoño-invierno cuando ocurren frecuentemente las mayores tormentas. La mecanización también exige líneas largas y rectas, en muchos casos en el sentido de la pendiente, que a su vez requieren un acondicionamiento previo de las tierras con nivelaciones y aterrazamientos que provocan grandes cambios en la red de drenaje, en la profundidad efectiva radicular del suelo y en las propiedades del suelo superficial (Pla y Nacci, 2003).

En la región del Penedés la topografía es muy ondulada y colinosa, con áreas cultivadas en pendientes del 4-20 % y 250-400 m s.n.m. Los suelos, con texturas predominantemente franco-limosas, se desarrollan a partir de lutitas calcáreas. En la región del Priorato, la topografía es montañosa, con campos cultivados en pendientes de 10-80 % a 200-650 m s.n.m. Los suelos son predominantemente pedregosos, desarrollados en pizarras y esquistos, y calcáreos sólo en profundidad, donde aumenta el contendido de arcillas, generalmente esmectitas. En Raïmat, la topografía es también ondulada y colinosa, con áreas cultivadas en pendientes de 0-20%. Los suelos son generalmente de texturas francas a franco limosas, derivados de lutitas calcáreas, y con cierta pedregosidad en el perfil. Los principales cambios en el manejo de las tierras en esas regiones incluyen:

-Nivelaciones, sistema de plantación, introducción de nuevas variedades y uso de coberturas verdes en viñas de secano en el Penedés
-Terraceo, sistema y densidad de plantación, introducción de nuevas variedades, y labranza en viñas de secano (ocasionalmente con riego complementario limitado) en el Priorato.
-Nivelaciones, sistema y densidad de plantación, y uso de coberturas verdes en viñas bajo riego (por aspersión y gota a gota) en Raïmat.

Tabla 1. Algunas características de las tierras y propiedades hidráulicas de los suelos en las zonas experimentales (CAA: Capacidad de agua aprovechable; SIN COB.: Sin cobertura; COB.: Cobertura)

Región y Condición	Pendiente **%**	Fracción gruesa **% masa**	Profundidad efectiva radicular **cm**	CAA **mm**	Infiltración lluvia **mm/hora** SIN COB.	COB.	Ksat subsuelo **mm/hora**
PENEDÉS							
NO NIVELADO	10	<5	70	200	20	50	3,0
NIVELADO	6	10	45	120	5	20	0,4
PRIORATO							
PENDIENTE	50	50	40	61	>200	>200	>200
TERRAZA	0	45	60	110	>100	>100	>100
RAIMAT							
PENDIENTE	16	10	80	150	4	20	1,2
BAJÍO	0	20	70	120	2	8	0,9

Los efectos de estos cambios drásticos en el relieve y en los suelos en las nuevas plantaciones, y de las prácticas de manejo de las tierras en las plantaciones tradicionales sobre la hidrología superficial y subsuperficial, y sus consecuencias, se han estudiado por varios años bajo diferentes condiciones de campo y laboratorio. En la tabla 1 se muestran algunas de las características de las tierras y propiedades de los suelos en las zonas experimentales de las tres regiones. En cada una de las zonas se han llevado a cabo mediciones y continuo monitoreo de propiedades hidrológicas de los suelos complementadas con características de la lluvia., complementadas con mediciones de laboratorio. Esto ha sido utilizado como base para la validación y aplicación del modelo SOMORE (Figura 1) (Pla, 1997; 2002; 2006; Pla y Nacci, 2001), el cual permite la simulación y predicción de los regímenes de humedad del suelo y de los problemas potenciales asociados de erosión del suelo y de suplencia de agua a la viña en diferentes etapas de crecimiento, bajo diferentes condiciones actuales o potenciales de clima, suelos y manejo. En muchos casos se requirieron cambios y adaptaciones de las metodologías para hacer mediciones adecuadas, especialmente bajo condiciones de campo,

derivado de las características muy particulares de suelos (naturales y transformados), clima y relieve en las zonas de estudio.

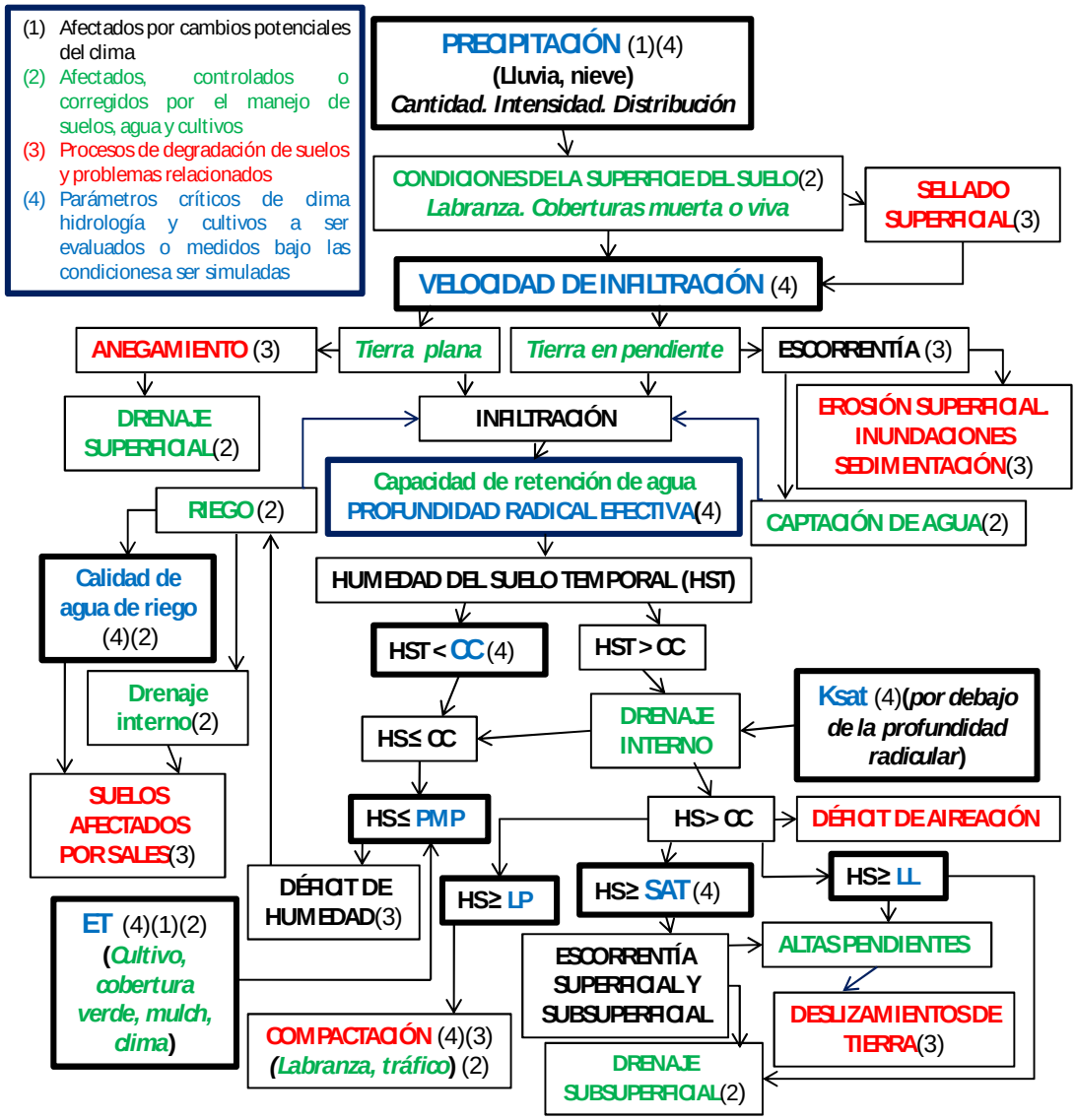


Figura 1. Diagrama de flujo de un modelo de simulación (SOMORE) basado en procesos hidrológicos para predecir el balance y el régimen de humedad del suelo y los procesos derivados de degradación de suelos bajo diferentes escenarios de clima, suelo y prácticas de manejo de suelos y agua (adaptado de Pla, 1997, 200, 2006) (HS: Humedad del suelo; CC: Capacidad de campo; PMP: Punto de marchitez permanente; SAT: Saturación; LP: Límite plástico; LL: Límite líquido; ET: Evapotranspiración; Ksat: Conductividad hidràulica saturada)

3. Resultados y conclusiones

En este trabajo se presentan los resultados, basados en mediciones de campo en sitios seleccionados localizados en campos comerciales, y en la simulación con el modelo SOMORE del rango de condiciones más comunes de suelos, pendientes y manejo de las tres regiones incluidas en el estudio. En los casos de Penedes y Raïmat, aparte del cultivo limpio, se incluyen los efectos del uso de coberturas verdes durante el periodo con menos requerimientos de agua para la viña, seguido de una cobertura con los residuos secos de dicha

cobertura verde durante el resto de los periodos de crecimiento (después del mes de mayo). Se muestran solo los resultados de estaciones de crecimiento en años con clima más seco (Penedes y Priorato) y con clima medio (Raïmat), ambos con periodos de retorno de 5 años. Los valores de requerimientos de agua (ET) para la viña están dentro del rango de los que se han publicado para clima mediterráneo semiárido, incluyendo el efecto de diferentes densidades de plantación (mayor en terrazas) en el caso del Priorato. Los requerimientos de agua de la cobertura verde corresponden a los de un cultivo desarrollado de cebada, una de las coberturas utilizadas.

En las figuras 2, 3 y 4 se muestran los diferentes valores calculados de los componentes del balance de agua en el suelo durante los diferentes ciclos de crecimiento de la viña para producción de vino, en las condiciones de clima, suelos, tierras y manejo señaladas en cada caso. En general se puede observar cómo los cambios derivados del acondicionamiento de los terrenos y de las diferentes prácticas de manejo de suelos y cultivo en las tres zonas afectan significativamente los componentes del balance hídrico responsables de la suplencia de agua al cultivo y de los procesos de degradación de los suelos. Estos efectos podrían acentuarse aún más bajo los cambios futuros previstos en el clima de la región Mediterránea.

Los principales efectos son cambios en el régimen hídrico de los suelos, que bajo las condiciones de clima Mediterráneo es el principal factor que afecta la cantidad y calidad de la producción de uva y vino. Por lo tanto, las influencias previstas de los diferentes acondicionamientos de terrenos y de diferentes prácticas de manejo de suelos y cultivo sobre el régimen de humedad del suelo se requieren conocer para establecer racionalmente las bases para un manejo y conservación más efectivos de los recursos suelo y agua, que a su vez conduzcan a un uso más eficiente de los escasos recursos hídricos disponibles y a una producción más regular y sostenible de vinos de calidad.

En general se puede concluir que las transformaciones de relieve y tierras para la completa mecanización de las prácticas de manejo de suelos y cultivo en tierras con viña, especialmente de secano, resultan en cambios drásticos en el régimen de humedad de los suelos, con efectos en la escorrentía y en procesos de erosión, y en la retención de agua en el suelo para uso del cultivo. Por ello, un análisis basado en evaluaciones apropiadas “in situ” de las características del clima y de las propiedades y procesos hidrológicos de los suelos, complementado con el uso de modelos sencillos de balance hídrico basados en dichos procesos, puede ser muy útil, e incluso indispensable, para una planificación adecuada de nuevas plantaciones y de prácticas sostenibles de manejo de tierras y cultivo para la producción de viñas para vino, bajo diferentes escenarios previstos de cambios de clima y de políticas agrícolas que a su vez conduzcan a cambios en el uso y manejo de las tierras en la región Mediterránea.

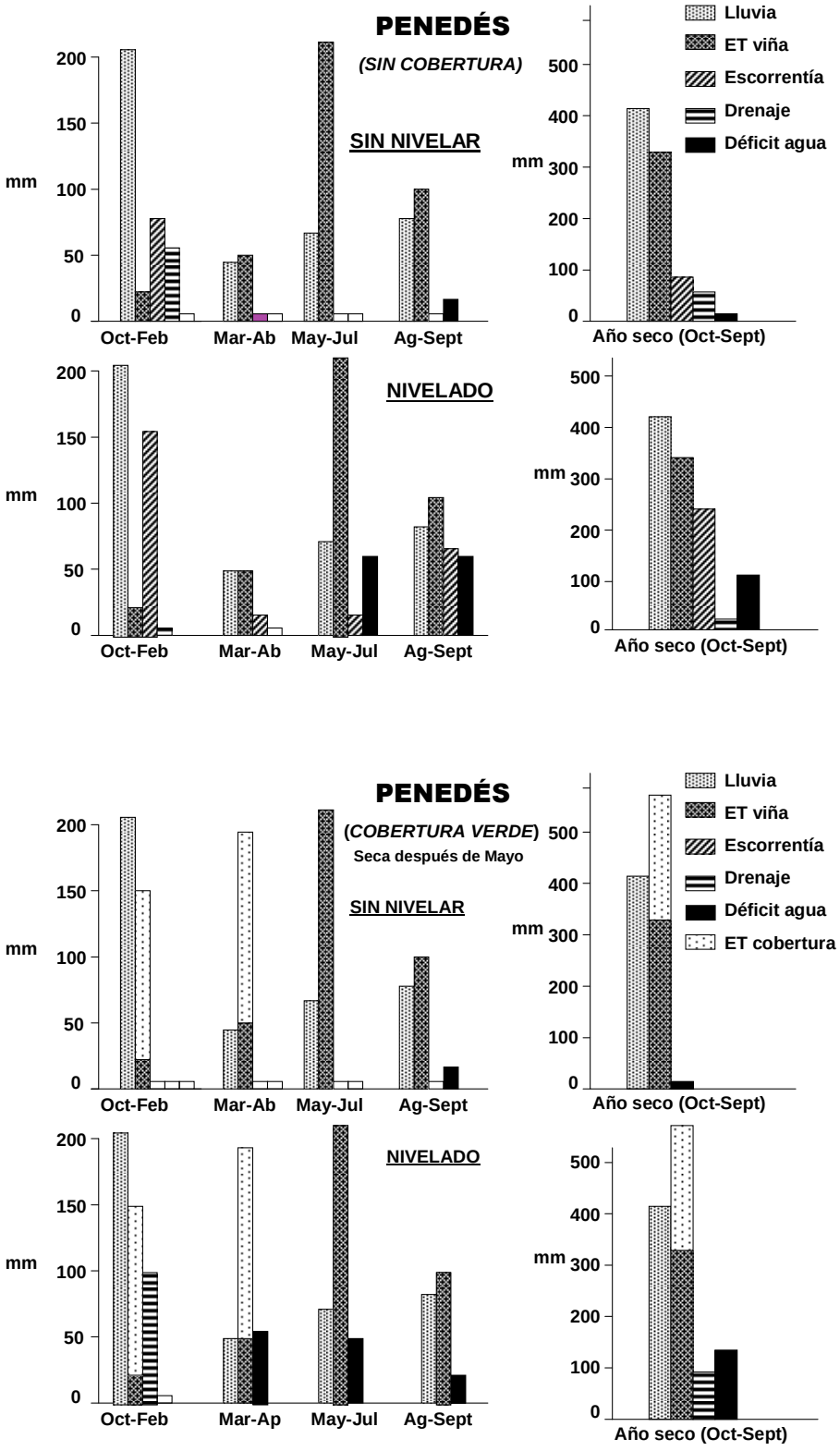


Figura 2. Distribución de las lluvias y de los diferentes componentes del balance hídrico en tierras sin nivelar y niveladas de la región del Penedés, con viña de secano (variedad Chardonay), con y sin el uso de cubierta verde (cortada o seca a partir de mayo) en los diferentes periodos de crecimiento de la viña y en todo el ciclo, en un año relativamente seco (periodo de retorno de 5 años)

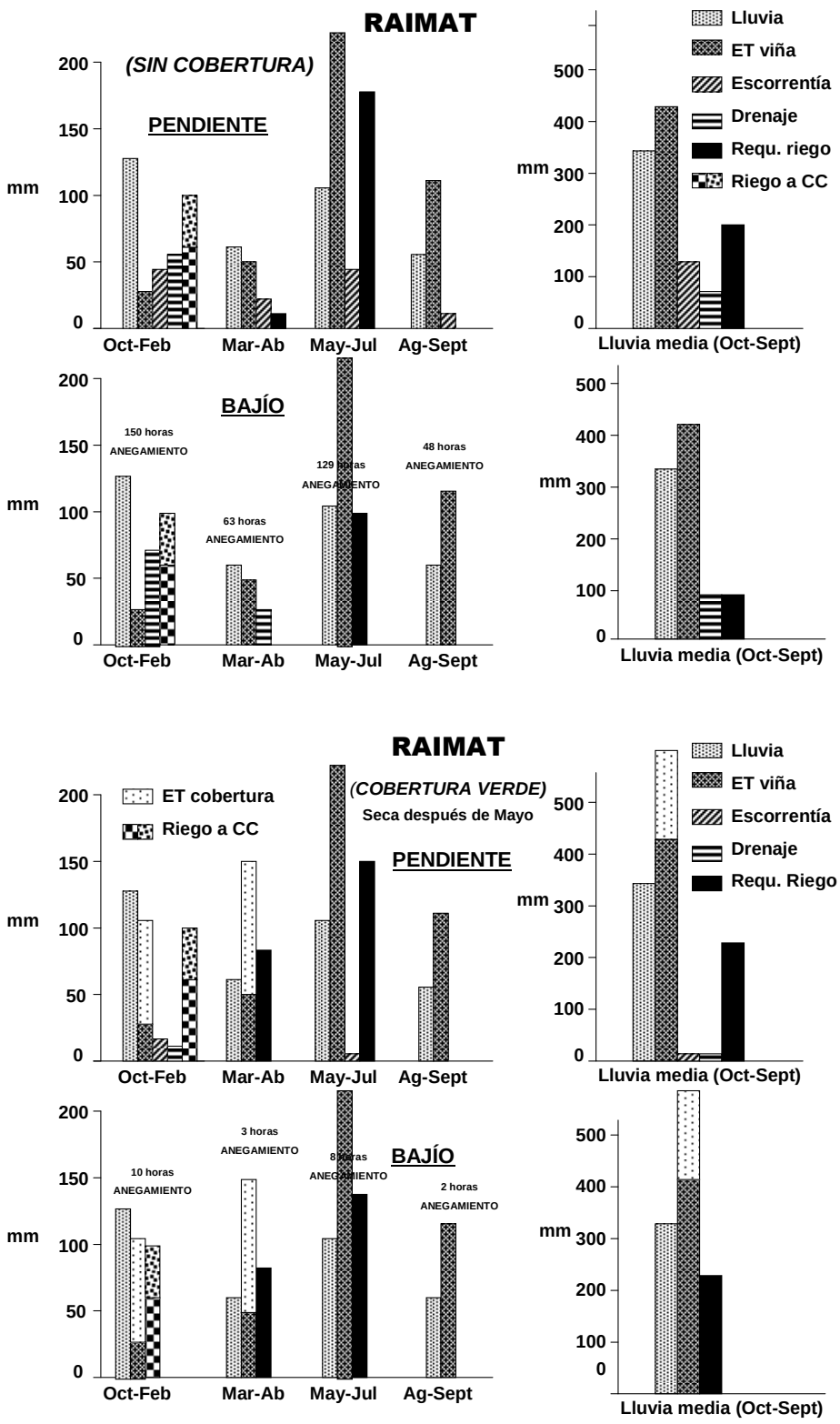


Figura 3. Distribución de las lluvias y de los diferentes componentes del balace hídrico en tierras ocupando diferentes posiciones en el relieve (en la pendiente y en la parte baja plana) de la región del Raimat, con viña bajo riego (variedad Tempranillo), con y sin el uso de cubierta verde (cortada o seca a partir de mayo) en los diferentes periodos de crecimiento de la viña y en todo el ciclo, en un año con lluvia media (periodo de retorno de 5 años). (Riego a CC: riego que se realiza a fines del periodo de reposo para llevar el suelo a capacidad de campo; Requ. Riego: Requerimiento de riego).

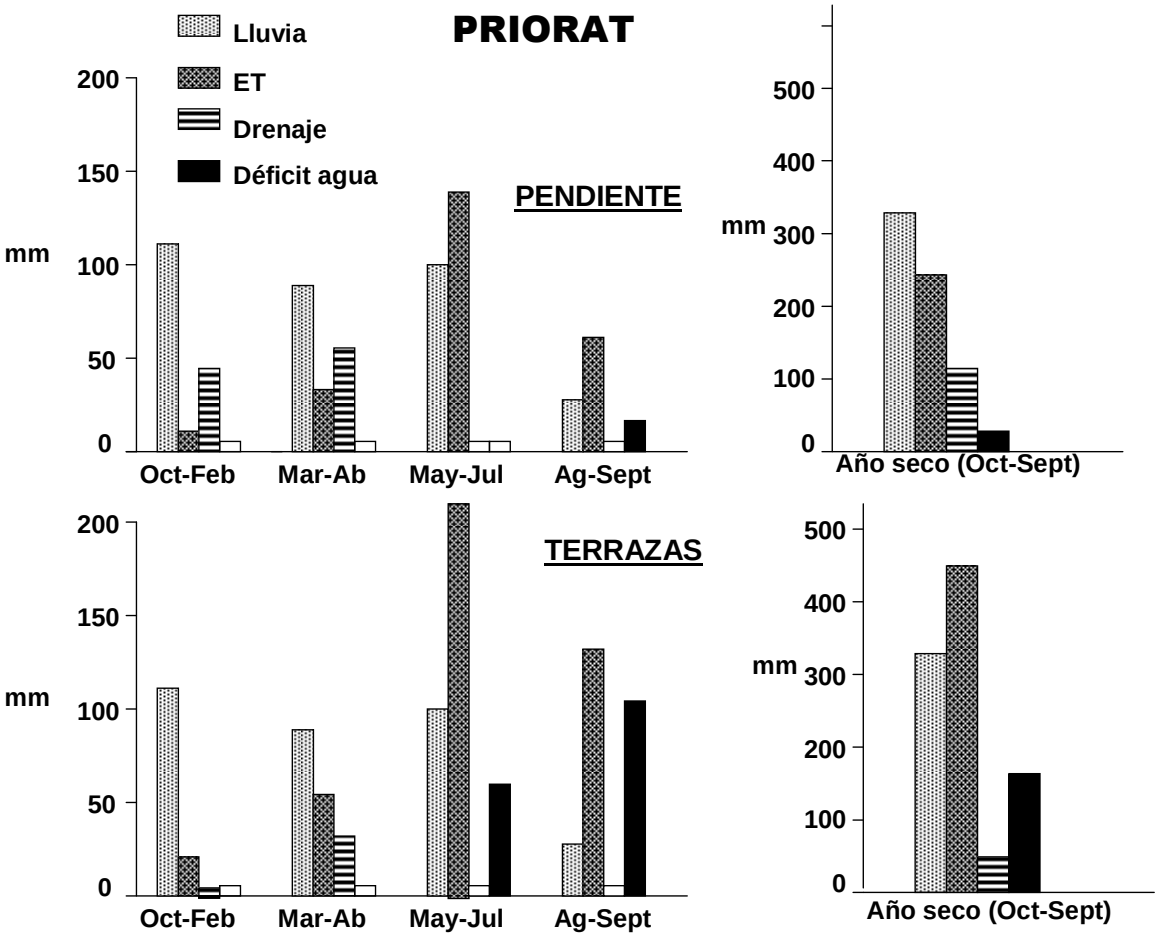


Figura 4. Distribución de las lluvias y de los diferentes componentes del balance hídrico en tierras ocupando las pendientes naturales y en tierras aterrazadas de la región del Priorato, con viña de secano (variedad Garnacha negra), en los diferentes periodos de crecimiento de la viña y en todo el ciclo, en un año relativamente seco (periodo de retorno de 5 años). Destacan las mayores deficiencias hídricas en periodos críticos para la viña en las terrazas, a pesar de tener una mayor profundidad efectiva radicular, en parte debido a las mayores densidades y sistemas de plantación de la viña en dichas terrazas

4. Bibliografía

GROVES, D. G., YATES, D., y TEBALDI, C. 2008. Developing and applying uncertain global climate change projections for regional water management planning. *Water Resou. Res.* 44

LEBON, E., DUMAS, V., PIERI, P., y SCHULTZ, H. 2003. Modelling the seasonal dynamics of the soil water balance of vineyards. *Functional Plant Biology.* 30, 699-710

MAIGRE, D., AERNY, J., y MURUSIER, F., 1995. Entretien des sols vitícoles et qualité des vins de Chasselas: influence de l´enherbement permanent et de la funure azotée. *Revue Suisse Vitic. Arboric. Hortic.* 27, 237-251

MILLY, P. C., DUNNE, K., y VECCHIA, A. 2005. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature.* 438, 347-350

PLA, I., 1997. A soil water balance model for monitoring soil erosion processes and effects on steep lands in the tropics. *Soil Technology.* 11(1), 17-30

PLA, I., 2002. Hydrological approach to soil and water conservation. *Man and Soil at the Third Millenium.* Rubio, J. L. et al (Eds). Geoforma Ed. Logroño, España. pp 65-87

PLA, I., 2006. Hydrological approach for assessing desertification processes in the Mediterranean region. *Desertification in the Mediterranean Region. A Security Issue.* Kepner, W. G. et al (Eds). Springer. Heidelberg, Germany. pp 579-600

PLA, I., y NACCI, S. 2001. Impacts of mechanization on surface erosion and mass movements in vineyards of the Anoia-Alt Penedés Area (Catalonia, Spain). *Sustaining the Global Farm.* Scott, D. E. et al (Eds). Purdue Univ-USDA, ARS. West Lafayette, USA. pp 812-816

PLA, I., y NACCI, S. 2003. Traditional compared to new systems for land management in vineyards of Catalonia (Spain). *Techniques Traditinnelles de GCES en milieu mèditerranien.* Roose et al (Eds). Bulletin Reseau Erosion. Montpellier, Francia. 21, 213-223

Carbono orgánico en suelos de las dehesas de la provincia de Huelva

DOMINGO-SANTOS, J.M.[1], CORRAL PAZOS DE PROVENS, E. [1], REDONDO SALGUERO, R. [1], FERNÁNDEZ DE VILLARÁN SAN JUAN, R. [1], ALEJANO MONGE, R. [1]

[1] Departamento de Ciencias Agroforestales, Escuela Politécnica Superior la Rábida, Universidad de Huelva.

Resumen

El suelo constituye un importante sumidero de carbono orgánico que es preciso conservar y, en la medida de lo posible, incrementar. Los sistemas forestales mantienen en sus suelos una reserva de carbono generalmente mayor que la de los suelos agrícolas y, aunque existen numerosos trabajos que han realizado estas cuantificaciones, la materia orgánica del suelo es una característica regional e incluso local, por lo que es necesario hacer mediciones in situ. Las dehesas españolas y los montados portugueses son sistemas agroforestales de gran importancia superficial en la mitad occidental de la Península Ibérica y desempeñan un importante papel ecológico, paisajístico y económico. Aunque la mayor parte de las dehesas se asientan sobre sustratos silíceos, existe una gran variedad edafológica que también queda reflejada en el contenido orgánico de estos suelos. En el presente trabajo se ha cuantificado el carbono orgánico total de 100 perfiles edafológicos completos, todos ellos en zonas adehesadas de la provincia de Huelva, sobre 20 tipos de roca distintos. Se ha obtenido un contenido medio de carbono orgánico de 37,36 $^{t\cdot ha\text{-}1}$. La media representativa más elevada (60 $t\cdot ha^{-1}$) se alcanza sobre materiales pliocuaternarios, arenas, gravas y conglomerados, principalmente bajo alcornocales; le siguen los suelos sobre granitos (49,3 $t\cdot ha^{-1}$) y sobre filitas (48,3 $t\cdot ha^{-1}$); las filitas presentan además un elevado contenido por unidad de espesor pues en las otras litofacies nombradas el espesor medio superaba 1,2 m, mientras que en las filitas es de 0,76 m. Los menores contenidos orgánicos aparecen sobre combinaciones de rocas sedimentarias y volcano-sedimentarias ácidas (24,0 $t\cdot ha^{-1}$), sobre lavas ácidas (26,6 $t\cdot ha^{-1}$) y sobre mezclas de materiales piroclásticos ácidos (27,1 $t\cdot ha^{-1}$). Por unidad de espesor se pueden destacar contenidos bajos en granitos y, de nuevo, en lavas ácidas.

Palabras clave

sumideros de carbono, bosque mediterráneo, suelo forestal, cambio climático.

1. Introducción

Partiendo de la definición del Plan Forestal Andaluz (SALAS ET AL, 1990), podemos denominar monte adehesado, monte claro o dehesa, a cualquier extensión grande de terreno (mayor de 100 ha) cubierta principalmente de un bosque aclarado de encinas o alcornoques, con una densidad media comprendida entre 40 y 70 árboles por hectárea, dedicado a un uso principal ganadero y con otros posibles aprovechamientos de tipo agrícola, forestal, cinegético, etc.

Las interpretaciones dadas a la citada definición, así como otras definiciones alternativas, han hecho que la estimación de la superficie de dehesa sea un número difícil de precisar, que podría variar entre las 4 Mha señaladas por OLEA ET AL. (2005) para toda la

Península Ibérica, hasta las 3,15 Mha estimadas por DÍAZ ET AL. (1997). Para Andalucía la estimación intermedia de superficie (COSTA PÉREZ, 2006) se acerca a 1 Mha.

Esta enorme extensión territorial carece de un volumen suficiente de datos edafológicos publicados en los que se pueda garantizar un procedimiento homogéneo en la toma de datos, así como en la analítica de muestras y procesado de información.

Por otro lado, dentro de las Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (HOUGHTON ET AL, 1997), se establece la necesidad de evaluar los contenidos de carbono orgánico en los suelos con el fin de realizar balances correctos de carbono en la prevención y lucha contra el cambio climático.

Según el IPCC (PENMAN ET AL, 2005) el carbono almacenado en el suelo comprende el carbono orgánico en suelos minerales y orgánicos (incluida la turba) a una profundidad especificada elegida por el país y aplicada coherentemente mediante las series cronológicas. Las raíces finas vivas (de tamaño inferior al límite de diámetro sugerido para la biomasa bajo el suelo) se incluyen con la materia orgánica del suelo cuando no pueden distinguirse empíricamente de ella.

Por su importancia superficial, para las dehesas, España y Portugal deberían desarrollar o seleccionar unos factores de ajuste $f_{\text{tipo bosque}}$, $f_{\text{intensidad gest}}$ y $f_{\text{régimen alt}}$ representativos que reflejen el impacto de diferentes tipos de bosque, prácticas de gestión o regímenes de alteración sobre el carbono orgánico del suelo mineral ($COS_{mineral}$), y un valor de referencia (COS_{ref}) para sus propios ecosistemas forestales nativos no gestionados (PENMAN ET AL, 2005).

2. Objetivos

En el presente trabajo se pretende aportar la información recogida sobre el carbono orgánico del suelo para montes adehesados de la provincia de Huelva localizados sobre las principales coberturas litológicas de este territorio.

3. Metodología

Obtención de las muestras

Las muestras han sido tomadas en 100 perfiles completos abiertos en zonas de dehesa dentro de la provincia de Huelva. Para la elección de los puntos de muestreo se identificaron zonas representativas en cuanto a sus características de relieve y litología principal. Dentro de cada una de estas zonas se localizaba al azar un punto por el que debía pasar la línea del transecto sobre el que se abrieron de 2 a 4 perfiles que permitieran caracterizar la catena de ladera.

Dada la elevada variedad litológica de las zonas de estudio, se procedió a agrupar aquellas litofacies que presentaban orígenes y materiales similares. Estos grupos se denominaron “litofacies simplificadas” y se identificaron mediante códigos numéricos, tal como se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Litofacies del Mapa Geológico Nacional (MAGNA) que han sido muestreadas, con sus correspondientes códigos de agrupamiento en "litofacies simplificadas".

Código litofacies	Denominación MAGNA	Nº muestras
100	Cuarzodioritas localmente dioritas	3
	Cuarzodioritas y tonalitas	2
	Granitos y granodioritas	2
	Granitos, leucogranitos, granitos granofídicos y porfídicos	1
	Granodiorita localmente granito	2
300	Gabros	1
	Gabros, gabros anfibólicos con piroxeno, gabros anfibólicos	1
400	Pizarras y tufitas violetas "Pizarras moradas"	3
	Pizarras, tufitas y tobas finas de tonos vinosos	1
700	Lavas básicas (diabasas, diabasas espilíticas, metabasitas) y tobas básicas esquistosas	1
	Lavas básicas (espilitas y diabasas espilitizadas) y tobas básicas esquistosas	2
800	Metamorfismo de contacto sobre Grauwacas y pizarras	2
1100	Pizarras y pizarras con grauwacas	2
1200	Grauwacas y pizarras con Posidonomyas, Goniatites y Archaeocalamites	3
1300	Pizarras, areniscas y cuarcitas	4
	Pizarras, cuarcitas, areniscas y cuarzowacas con nódulos y capas finas de hierro y manganeso	3
1400	Brechas, aglomerados, lavas, tobas y tufitas ácidas e intermedias (localmente básicas)	5
	Tobas, brechas, lavas y tufitas ácidas	3
1500	Lavas, aglomerados, brechas, tobas y tufitas ácidas	6
	Lavas, aglomerados, brechas, tobas y tufitas ácidas, a veces abigarradas	1
	Lavas, brechas, tobas y tufitas ácidas cuarzoqueratofídicas	5
	Tobas y tufitas ácidas	1
1700	Lavas y tobas básicas espilíticas	2
1800	Gabro-diabasas	2
2000	Pizarras y tufitas	12
	Pizarras, tufitas y tobas	2
	Tobas, tufitas y pizarras	3
2100	Esquistos y areniscas	1
	Filitas con intercalaciones de cuarcitas micáceas	2
	Filitas y cuarzofilitas con intercalaciones cuarcíticas	1
	Filitas y metaarenitas	2
2300	Ortoanfibolitas toleíticas (esquistos verdes)	4
	Ortoanfibolitas toleíticas de grano fino	4
2400	Gneises cuarzo-feldespáticos con biotita	1
2500	Ortoanfibolitas toleíticas de grano grueso	3
3100	Arenas blancas	1
	Arenas y gravas versicolores	2
	Conglomerados, arenas y limos	1
3150	Conglomerados, gravas y arenas con ostreas y calizas bioclásticas arenosas	2
3800	Arenas y limos amarillentos	1
	TOTAL	100

La apertura de las calicatas se hizo por medios mecánicos, salvo en los casos de difícil accesibilidad que se utilizó fuerza manual. Se muestreó cada horizonte por separado, hasta alcanzar la roca dura o, si no se alcanza, hasta la profundidad considerada útil, normalmente mayor de 1,25 m.

En el campo se anotaron las distintas características de localización, relieve, vegetación, pedregosidad, etc., así como la descripción completa de cada horizonte edafológico y características del perfil.

Preparación de la muestra

En el laboratorio, las muestras de suelo recogidas en campo se colocan en bandejas, con el número que las identifica, y se las deja secar al aire un tiempo variable según la humedad que contengan.

Una vez secas, las muestras se pasan por un molino de bolas, para la rotura mecánica de los todos los agregados del suelo. El tiempo de disgregación depende de la muestra, con un mínimo de una hora.

El material resultante de la molienda se tamiza con un tamiz de 2 mm de luz, que permite separar la fracción gruesa, obteniéndose así el porcentaje de tierra fina seca al aire (TFSA).

La tierra fina que se obtiene tras el tamizado se guarda en botes numerados y para su uso posterior en los distintos análisis, entre ellos la determinación de la materia orgánica.

Medición de carbono orgánico en el laboratorio

Para la determinación de la materia orgánica se emplea un analizador elemental carbono-azufre marca LECO.

El funcionamiento se basa en la oxidación de la muestra de forma que el carbono y el azufre pasan a gas (SO_2 y CO_2), a una temperatura de 1400ºC. Los gases pasan por una celda con un detector de infrarrojos en la longitud de onda donde absorben el SO_2 y CO_2. La corriente detecta esta absorción y realiza su lectura. Llevan acoplados unos filtros para evitar que pase el agua, ya que ésta también absorbe en la misma longitud de onda.

El procedimiento es el siguiente: se pesa aproximadamente 1 g de muestra en una navecilla cerámica; se introduce la navecilla con muestra dentro del horno del aparato; el PC conectado al aparato registra directamente la lectura en porcentaje de peso de carbono total sobre el peso de la muestra.

Cuando las muestras carecen de carbonatos, la lectura que proporciona el equipo corresponde al carbono orgánico. Cuando existan carbonatos, para obtener el carbono orgánico es necesario restar al carbono total medido el carbono correspondiente a los carbonatos, previamente evaluados mediante el calcímetro de Bernard.

Cálculo de la cantidad de carbono orgánico por unidad de superficie ($t \cdot ha^{-1}$)

Para transformar los porcentajes de carbono orgánico obtenidos para cada horizonte en carbono orgánico total en toneladas por hectárea ($t \cdot ha^{-1}$) se llevan a cabo los siguientes cálculos:

a) Transformación del porcentaje de carbono orgánico en tierra fina en porcentaje en tierra natural:

$$\%CO_{TN} = \%CO_{TF} \cdot \frac{\%TFSA}{100}$$

Donde: $\%CO_{TN}$: porcentaje de CO en tierra natural
$\%CO_{TF}$: porcentaje de CO determinado en tierra fina
$\%TFSA$: porcentaje de tierra fina

b) Cálculo del carbono orgánico de cada horizonte *i* utilizando la siguiente expresión:

$$CO_{hzi}(t \cdot ha^{-1}) = \%CO_{TNi} \cdot D_{api} \cdot E_i$$

Donde: $CO_{hzi}(t \cdot ha^{-1})$: carbono orgánico del horizonte *i* en $t \cdot ha^{-1}$
$\%CO_{TNi}$: porcentaje de CO en tierra natural
D_{api}: densidad aparente del suelo($g \cdot cm^{-3}$)
E_i: espesor del horizonte (cm)

c) La densidad aparente del suelo se calcula con la siguiente ecuación (Rawls *et al.,* 1992):

$$D_{ap} = \frac{100}{\frac{\%MO}{DensidadMO} + \frac{100 - \%MO}{D_{ap}mi}}$$

Donde: D_{ap}: densidad aparente del suelo(g/cm^3)
%MO: porcentaje de materia orgánica
Densidad MO: densidad de la materia orgánica (valor medio 0,224 $g \cdot cm^{-3}$, RAWLS ET AL., 1992)
$D_{ap}mi$: densidad aparente mineral del suelo, que se estima a partir del ábaco propuesto por RAWLS ET AL. (1992) en función de los porcentajes de arena y arcilla de la muestra

Una vez calculado el contenido en de cada horizonte $CO_{hzi}(t \cdot ha^{-1})$, los valores del perfil completo se obtienen sumando los contenidos de todos los horizontes.

$$CO(t \cdot ha^{-1}) = \sum CO_{hzi}(t \cdot ha^{-1})$$

Análisis de datos

El análisis de los datos se ha realizado por litofacies simplificadas; para cada una de estas litofacies se han obtenido los principales parámetros de estadística descriptiva, salvo para las litofacies 2400 y 3800 de las que únicamente se disponía un perfil edáfico, por lo que sólo se pueden indicar los valores medidos.

Dado que se ha medido la materia orgánica en todo el perfil, a diferencia de otros trabajos que únicamente evalúan los 30 cm superficiales (MENDOZA-VEGA ET AL, 2003), se ha incluido una variable de contenido medio en carbono orgánico por unidad de espesor de perfil. Aunque la mayor parte de la materia orgánica se localiza en la parte superficial, con este indicador se quiere completar información sobre la influencia del espesor en el almacenamiento total de carbono orgánico.

4. Resultados

En el ***Gráfico 1*** se muestran, para cada grupo de litofacies, los contenidos totales de carbono orgánico por unidad de superficie, así como estos contenidos referidos a la unidad de profundidad.

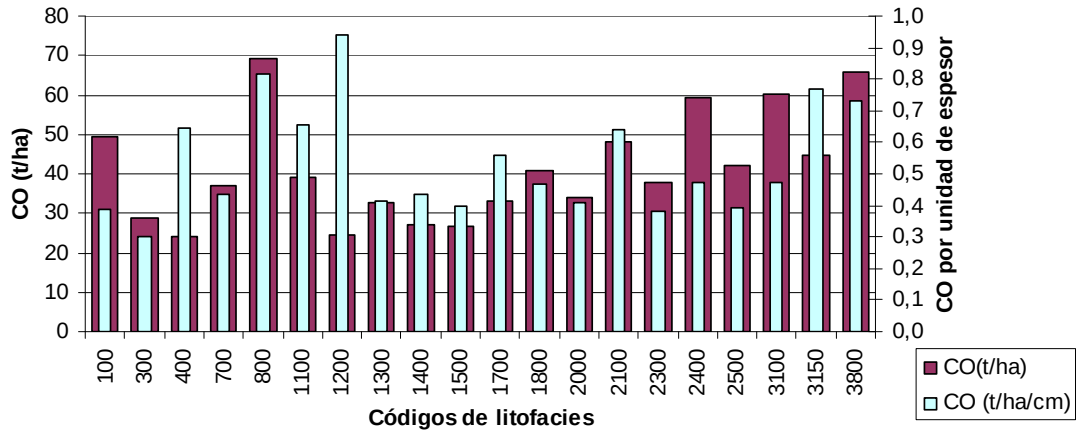


Gráfico 1. Para cada litofacies simplificada estudiada (abscisas), la barra ancha indica los contenidos totales en carbono orgánico por unidad de superficie, CO ($t \cdot ha^{-1}$); la barra estrecha refiere los citados contenidos a la unidad de espesor del perfil, CO ($t \cdot ha^{-1} \cdot cm^{-1}$).

En la ***Tabla 2*** se muestra el conjunto de valores estadísticos sobre el carbono orgánico total en el suelo, organizados según litofacies simplificadas. Puede observarse que el número de muestras se encuentra notablemente descompensado entre unas litofacies y otras; este problema obedece principalmente a la abundancia relativa de las distintas coberturas litológicas, así como a la presencia relativa de formaciones de dehesa sobre esas coberturas. Aunque se indican los valores obtenidos, no se consideran significativos los valores obtenidos cuando se disponía de menos de tres muestreos.

En la ***Tabla 3*** se indican las profundidades medias de los suelos para los que se ha realizado el estudio y algunos estadísticos complementarios. De esta Tabla y del ***Gráfico 1*** puede deducirse que la capacidad de almacenamiento de algunos suelos se ve favorecida por su gran profundidad, puesto que no presentan altos contenidos de carbono orgánico por unidad de profundidad.

Para el conjunto de perfiles estudiados, el contenido medio en carbono orgánico por unidad de superficie es de 37,36 $t \cdot ha^{-1}$ o 3,736 $kg \cdot m^{-2}$. La profundidad media resultante es 82,6 cm. El contenido medio de carbono por unidad de profundidad es 0,474 $t \cdot ha^{-1}$/cm.

Tabla 2. Estadísticos principales del contenido en carbono orgánico total CO ($t \cdot ha^{-1}$) según las distintas litofacies simplificadas. N: número de muestras de cada litofacies. Las litofacies con un único muestreo sólo presentan en valor real del perfil edafológico.

Cod. Litofacies	N	Media	Error típico	Mediana	Varianza	Desv. típica	Mín.	Máx.	Rango
100	10	49,26	5,37	51,52	287,93	16,97	22,26	72,20	49,94
300	2	28,84	7,64	28,84	116,82	10,81	21,20	36,48	15,28
400	4	23,95	5,75	18,97	132,37	11,51	16,75	41,13	24,38
700	3	36,83	8,98	42,76	241,88	15,55	19,19	48,55	29,36
800	2	69,26	13,58	69,26	368,95	19,21	55,68	82,85	27,16
1100	2	39,29	15,31	39,29	468,54	21,65	23,98	54,59	30,61
1200	3	24,48	7,19	20,62	155,30	12,46	14,40	38,41	24,01
1300	7	32,53	6,60	30,92	304,71	17,46	13,27	67,57	54,30
1400	8	27,07	1,71	27,63	23,52	4,85	19,56	33,50	13,94
1500	13	26,61	3,87	23,69	195,19	13,97	5,56	62,80	57,24
1700	2	33,23	9,73	33,23	189,23	13,76	23,50	42,95	19,45
1800	2	40,81	2,96	40,81	17,58	4,19	37,84	43,77	5,93
2000	17	33,92	2,55	29,79	110,62	10,52	18,94	56,55	37,60
2100	6	48,33	5,49	48,47	180,99	13,45	30,51	69,54	39,03
2300	8	37,83	4,90	35,07	191,75	13,85	24,31	69,72	45,40
2400	1	59,44							
2500	3	42,11	8,51	35,10	217,40	14,74	32,17	59,05	26,87
3100	4	60,01	19,55	48,07	1529,18	39,10	27,37	116,53	89,16
3150	2	44,91	10,13	44,91	205,25	14,33	34,78	55,04	20,26
3800	1	65,60							

Tabla 3. Profundidades medias (en centímetros) y otros estadísticos de cada litofacies simplificada

Cod. Litofacies	Media	Error típico	Desviación típica	Mínimo	Máximo
100	127,0	10,8	34,0	75	180
300	96,0	4,0	5,7	92	100
400	37,3	2,8	5,7	33	45
700	85,0	13,2	22,9	60	105
800	84,5	35,5	50,2	49	120
1100	60,0	10,0	14,1	50	70
1200	26,0	8,5	14,7	17	43
1300	78,6	10,8	28,7	50	125
1400	62,3	11,6	32,7	35	140
1500	66,8	8,3	29,8	18	110
1700	59,5	15,5	21,9	44	75
1800	87,5	12,5	17,7	75	100
2000	82,5	9,5	39,3	18	160
2100	75,8	9,3	22,9	35	105
2300	98,8	8,2	23,1	75	150
2400	125,0				
2500	108,0	13,3	23,1	84	130
3100	127,5	13,1	26,3	100	150
3150	58,5	28,5	40,3	30	87
3800	90,0				

5. Discusión

Los resultados obtenidos confirman que el suelo de las dehesas es un importante almacén de carbono orgánico, aunque los valores obtenidos son menores que los que pueden inferirse o extrapolarse de la bibliografía consultada al respecto. Así, SCHLESINGER (2000) asigna un valor de 6,9 kg $CO \cdot m^{-2}$ a terrenos cubiertos por "Formaciones arboladas y arbustivas" que sería la cobertura vegetal más semejante a un sistema de dehesa.

La referencia utilizada para la elaboración del Primer Inventario de Sumideros de CO_2 en Andalucía (AGUDO ROMERO ET AL, 2007) a partir del trabajo de MENDOZA-VEGA ET AL (2003) en Chiapas (Méjico) asigna a los 30 cm superficiales de suelo 133 t $CO \cdot ha^{-1}$ para cobertura de "Bosques fragmentados"; la referencia original establece para el perfil completo un contenido de 215 t $CO \cdot ha^{-1}$.

Los valores de referencia por defecto que establece IPCC (PENMAN ET AL, 2005) se acercan notablemente a los obtenidos; para los 30 cm superficiales, en regiones templado-cálidas y secas, y con vegetación nativa, indican un valor medio de 38 $t \cdot ha^{-1}$, para suelos de arcilla de alta actividad (leptosoles, vertisoles, kastanozems, chernozems, phaeozems, luvisoles, alisoles, albeluvisoles, solonetz, calcisoles, gypsisoles, umbrisoles, cambisoles, y regosoles), y un valor de 24 $t \cdot ha^{-1}$ en suelos de arcillas de baja actividad (acrisoles, lixisoles, nitisoles, ferralsoles, y durisoles). Si se consideran los perfiles completos, estos valores pueden aumentar hasta casi duplicarse en suelos profundos.

En consecuencia se podría inferir que estos valores de referencia también tienden a estimar por exceso el contenido en carbono orgánico. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la dehesa es un sistema intervenido en el que se han producido pérdidas de carbono orgánico con respecto a la situación previa de vegetación natural. Estas pérdidas han sido modelizadas a través de una serie de coeficientes enunciados por el IPCC (PENMAN ET AL, 2005) según se ha explicado en la introducción. Para una dehesa (pastizal arbolado por quercíneas), AGUDO ROMERO ET AL (2007) proponen coeficientes de minoración entre 0,75 y 0,72 según sea más o menos denso el estrato arbóreo, por lo que los valores de referencia propuestos por IPCC quedan perfectamente dentro del rango de los resultados obtenidos.

Si se pasa a especificar los valores para las diferentes litofacies, se comprende también a la perfección la recomendación de IPCC (PENMAN ET AL, 2005) para que cada región establezca sus propios valores de referencia en función de las condiciones ecológicas, así como los citados coeficientes correctores, según el tipo de bosque, la intensidad de gestión y el régimen de perturbaciones sufridas.

En el presente trabajo se ha considerado como principal factor de variación de los contenidos en carbono orgánico la litología. Dado que la cubierta vegetal de todos los puntos estudiados es aproximadamente homogénea, el otro gran factor ecológico que se debería tener en cuenta serían las condiciones climáticas. Sin embargo, la distribución de las coberturas geológicas sigue una pauta cercana al clima, ya que en el tercio sur de la provincia de Huelva predominan las arenas y gravas, en la parte central (comarca Andévalo) dominan lavas y pizarras sedimentarias y en el tercio norte, ocupado por el extremo oeste de Sierra Morena aparecen rocas ígneas y metamórficas principalmente. Por otro lado, en trabajos anteriores (DOMINGO-SANTOS, 2002) se ha comprobado que la litología es el factor más influyente sobre la mayor parte de las propiedades de los suelos.

6. Conclusiones

Se ha obtenido un importante volumen de información edafológica para un tipo de cubierta vegetal de gran importancia superficial y económica en la mitad occidental de la Península Ibérica, la dehesa.

Las mediciones del carbono orgánico del suelo realizadas presentan rangos similares a los de otros estudios recientes, y demuestran que el traslado de datos desde otras regiones distantes puede arrojar importantes errores.

El contenido medio en carbono orgánico de las dehesas de la provincia de Huelva es de 37,36 $t \cdot ha^{-1}$ (3,736 $kg \cdot m^{-2}$).

La media representativa más elevada (60 $t \cdot ha^{-1}$) se alcanza sobre materiales pliocuaternarios, arenas, gravas y conglomerados, principalmente bajo alcornocales; le siguen los suelos sobre granitos (49,3 $t \cdot ha^{-1}$) y sobre filitas (48,3 $t \cdot ha^{-1}$); las filitas presentan además un elevado contenido por unidad de espesor pues en las otras litofacies nombradas el espesor medio superaba 1,2 m, mientras que en las filitas es de 0,76 m. Los menores contenidos orgánicos aparecen sobre combinaciones de rocas sedimentarias y volcano-sedimentarias ácidas (24,0 $t \cdot ha^{-1}$), sobre lavas ácidas (26,6 $t \cdot ha^{-1}$) y sobre mezclas de materiales piroclásticos ácidos (27,1 $t \cdot ha^{-1}$). Por unidad de espesor se pueden destacar contenidos bajos en granitos y, de nuevo, en lavas ácidas. Se presentan valores intermedios en materiales volcánicos básicos y las pizarras carboníferas y devónicas.

7. Agradecimientos

El presente trabajo se ha llevado a cabo con el apoyo del Grupo ENCE (Proyecto de caracterización de los suelos forestales de la provincia de Huelva) y de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía (Influencia de la poda y el laboreo del suelo en el crecimiento, la producción y el estado sanitario de las dehesas de encina, *Quercus ilex* L., Proyecto CO-218).

8. Bibliografía

COSTA PÉREZ, J.C. (Coord.), 2006. Dehesas de Andalucía: caracterización ambiental. Ed. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.

DÍAZ, M., CAMPOS, M., PULIDO, F.J., 1997. The Spanish dehesas: a diversity in land-use and wildlife. En: Pain, D.J., Pienkowski, M.W. (eds.) Farming and Birds in Europe. pp. 179-209. Academic Press, London.

DOMINGO SANTOS, J.M., 2002. Caracterización de suelos forestales de la provincia de Huelva. Tesis (Doctoral), E.T.S.I. Montes (UPM). Vol.1 467 pp.; Vol.2 115 pp. [en línea] <http://oa.upm.es/view/institution/Montes.html>.

HOUGHTON J.T., MEIRA FILHO L.G., LIM B., TREANTON K., MAMATY I., BONDUKI Y., GRIGGS D.J., CALLANDER B.A. (Eds.), 1997. Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero versión revisada en 1996. Grupo

Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC).IPCC/OCDE/AIE, París (Francia).

PENMAN, J., GYTARSKY, M., HIRAISHI, T., KRUG, T., KRUGER, D., PIPATTI, R., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K., WAGNER, F. (Eds.), 2005. Orientación sobre las buenas prácticas para uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura. IPCC-OMM. 628 pp. Ginebra.

MENDOZA-VEGA, J., KARLTUN E., OLSSON M., 2003 Estimations of amounts of soil organic carbon and fine root carbon in land use and land cover classes, and soil types of Chiapas highlands, Mexico. *For.Ecol.Management*, Volume 177, Issues 1-3, 7 April 2003, pp. 191-206

OLEA, L., LÓPEZ-BELLIDO, R.J., POBLACIONES, M.J., 2005. European types of silvopastoral systems in the Mediterranean area: dehesa. In: Mosquera M.R., McAdam J. and McAdam J. (eds.). Silvopastoralism and Sustainable Land Management, pp.30-35. CABI Publishing, UK.

RAWLS, W. J., AHUJA, L. R., BRAKENSIEK, D. L., 1992. Estimating soil hydraulic properties from soil data. In M. Th. van Genuchten et al., eds. Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. Proc.Workshop. U.S. Soil Salinity Lab. and Dep. Soil and Envir. Sci., pp. 329-340. U. Calif., Riverside..

SALAS, R., VARIOS AUTORES, 1990. Plan Forestal Andaluz. 389 pp. *IARA,* Junta de Andalucía. Sevilla.

SCHLESINGER, W.H., 2000. Biogeoquímica: Un análisis del cambio global. 577 pp. Ariel. Barcelona.

Nutrientes en suelo y microbianos bajo un escenario de cambio global en un ecosistema de montaña mediterránea

MATÍAS RESINA, L.[1*], CASTRO GUTIÉRREZ, J.[1], ZAMORA RODRÍGUEZ, R.[1]

[1] Departamento de Ecología, Universidad de Granada. Av. Fuentenueva SN. 18071, Granada.
*lmatias@ugr.es

Resumen
En este trabajo investigamos el efecto de tres diferentes escenarios climáticos sobre la disponibilidad de C, N y P en los diferentes compartimentos de su ciclo biogeoquímico (microorganismos, suelo y plántulas) en los principales hábitats de las montañas mediterráneas. Experimentalmente simulamos una reducción del 30% de la precipitación durante el verano prevista por los modelos climáticos para las próximas décadas, así como las condiciones climáticas actuales, y los menos frecuentes veranos excepcionalmente lluviosos. Analizamos el contenido en C, N y P en los tres principales hábitats (bosque, matorral y zonas abiertas) durante dos estaciones (primavera y verano) durante dos años consecutivos. El contenido microbiano y de nutrientes en suelo varió entre estaciones, hábitats, y escenarios. Los nutrientes en suelo incrementaron en verano, mientras que los microbianos lo hicieron en primavera. Los nutrientes libres y microbianos disminuyeron desde zonas abiertas al bosque. Bajo el escenario de más sequía se incrementaron las concentraciones de nutrientes en suelo, mientras que los nutrientes microbianos aumentaron en el escenario más húmedo. El contenido de las plántulas en N y P varió sólo entre hábitats, pero no fue afectado por los escenarios climáticos. Estos resultados demuestran que los cambios climáticos esperados para las próximas décadas afectarán a los ciclos biogeoquímicos, lo que puede tener importantes consecuencias en el funcionamiento del ecosistema.

Palabras clave
Cambio climático, fósforo, nitrógeno, nutrientes microbianos.

1. Introducción

La disponibilidad de nutrientes en suelo es uno de los factores más importantes que afectan al crecimiento de las plantas (KILLHAM, 1994; LAMBERS et al., 1998). Pero esta disponibilidad es altamente heterogénea, mostrando una elevada variabilidad espacial y temporal (GALLARDO & SCHLESINGER, 1994; ETTEMA & WARDLE, 2002), frecuentemente asociada a variaciones estacionales o climáticas, a la estructura del hábitat o a la actividad radicular y microbiana (GALLARDO & SCHLESINGER, 1995; CRIQUET et al., 2004; MONOKROUSOS et al., 2004). Bajo un escenario de cambio climático, donde se espera un cambio en el uso del suelo y las condiciones climáticas (HOUGHTON et al., 2001), es difícil determinar el modo en que la dinámica de circulación de nutrientes y su interacción con la comunidad vegetal podrá verse afectada (JENSEN et al., 2003; ANDERSEN et al., 2010).

Los principales modelos de predicción climática prevén un aumento global de la aridez para las próximas décadas (HOUGHTON et al., 2001), siendo especialmente patente paras las regiones mediterráneas, donde este efecto ya se está registrando en los últimos años (PIÑOL

et al., 1998; PEÑUELAS et al., 2002), y las predicciones para finales del presente siglo nos hacen esperar una reducción de hasta el 30% de las precipitaciones recogidas durante la primavera y el verano (IPCC, 2001). Cabe esperar, que tanto los ciclos de reciclaje de nutrientes, como las dinámicas de retención y movilización por parte de microorganismos se vean alteradas bajo estas condiciones (NADELHOFFER et al., 1991; JONASSON et al., 1999; JENSEN et al., 2003; SARDANS & PEÑUELAS, 2007), y por lo tanto, la disponibilidad de estos nutrientes para las plantas (MICHELSEN et al., 1999). Sin embargo, estos modelos climáticos también prevén un aumento en la variabilidad de las precipitaciones (RODRIGO, 2002), por lo que no tienen por qué cancelarse los veranos especialmente tormentosos que excepcionalmente ocurren en las montañas mediterráneas. Estos veranos suaves son un evento raro, que aparecen con una baja frecuencia y a intervalos de tiempo irregulares (7 a 40 años, RODÓ y COMÍN, 2001), pero que de la misma forma pueden alterar la dinámica de movilización de nutrientes y los efectos sobre las comunidades vegetales. Por otra parte, el cambio climático no es el único motor de cambio global que puede afectar a los ecosistemas. Los procesos edáficos pueden ser afectados simultáneamente por diversos factores antropogénicos (SALA et al., 2000), que pueden interactuar entre sí generando respuestas no aditivas que no pueden ser detectadas estudiando cada factor por separado. Los cambios en el uso del suelo es otro importante motor de cambio que, no solo puede afectar al funcionamiento del ecosistema por sí mismo (SALA et al., 2000; LINDENMAYER & FISCHER, 2006), sino que puede interactuar con el cambio climático acrecentando o amortiguando sus consecuencias (MATESANZ et al., 2009). Esto es especialmente importante para la región Mediterránea, donde la huella de la milenaria acción humana ha producido una matriz de hábitats con diferentes grados de degradación (KOSMAS et al. 2002; MATESANZ et al., 2009).

Estos cambios en el patrón de precipitación o en el uso del suelo pueden alterar los ciclos de mineralización y disponibilidad de nutrientes (NADELHOFFER et al., 1991; JONASSON et al., 1999). Las diferencias en la disponibilidad de nitrógeno y fósforo para las plantas tendrá un importante efecto sobre la comunidad vegetal, debido entre otros factores a la importancia de estos dos nutrientes para el crecimiento (KILLHAM, 1994; LAMBERS et al., 1998) o al efecto producido por el fósforo en la eficiencia del uso del agua (DÍAZ & ROLDÁN, 2000; GRACIANO et al., 2005) que hará a las plantas soportar en mayor o menor medida las condiciones de estrés hídrico inducidas en un escenario de cambio global. Sin embargo, debido a que la captación de nutrientes por las plantas es dependiente de la humedad del suelo (KOZLOWSKI & PALLARDI, 2002), aún no está claro el modo en el que los cambios en la disponibilidad de nutrientes pueden afectar al estado nutricional de las plantas. Por lo tanto, conocer la interacción entre los principales motores de cambio global y su efecto en la dinámica de movilización de nutrientes es esencial para determinar los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas.

2. Objetivos

El objetivo de este estudio es determinar el efecto de distintos escenarios climáticos previstos para finales del presente siglo sobre la disponibilidad de nutrientes en los diferentes compartimentos del ciclo: hojarasca, microorganismos, suelo y plantas. Para ello, llevamos a cabo una aproximación experimental durante dos años consecutivos simulando dos escenarios climáticos contrastados respecto a la intensidad de la sequía estival (veranos más secos y veranos tormentosos esporádicos), y analizamos el efecto sobre la disponibilidad de nutrientes en los tres hábitats más representativos de las montañas mediterráneas: bosque, matorral y claros.

3. Metodología

3.1. *Diseño experimental*

Este estudio se llevó a cabo durante los años 2007 y 2008 en la zona de La Cortijuela (1600 m s.n.m.), dentro de los límites del Parque Nacional de Sierra Nevada (Granada). El paisaje de la zona está compuesto por una mezcla de rodales con diferente grado de manejo, en la que predominan las repoblaciones de pino, matorrales sucesionales, parches de bosque autóctono y zonas abiertas (MATÍAS et al.; 2009). Los suelos son calcáreos, predominando los cambisoles y regosoles (DELGADO et al. 1989). La composición granulométrica en los 20 primeros centímetros es 32% arena, 48% limo y 20% arcilla, y el pH varía entre 6.8 y 8.5 (MATÍAS et al., datos no publicados).

El experimento consistió en un diseño factorial en el que se cruzaron dos factores principales: escenario climático y hábitat, con tres niveles para cada uno de ellos. Para el segundo factor seleccionamos los tres hábitats más representativos de las montañas mediterráneas: 1) claros entre la vegetación: zonas abiertas con suelo desnudo o con algunas herbáceas dispersas; 2) bajo cubierta de matorral: compuesto por los principales matorrales de la zona, principalmente *Crataegus monogyna* Jacq., *Berberis vulgaris* ssp. *australis* Boiss. y *Genista cinerea* Vill.; 3) bosque: zona bajo la cobertura de un bosque mixto compuesto por *Pinus sylvestris* ssp. *nevadensis* Christ. y *P. nigra* Arnold con algunos individuos dispersos de *Quercus ilex* L.

El factor escenario climático estuvo representado por tres niveles diferenciados por la disponibilidad hídrica: 1) verano seco: para simular este escenario, construimos unas casetas de exclusión de lluvia basadas en el diseño de YAHDJIAN & SALA (2002). Estas casetas se componen de una estructura metálica de 2×2 m que soporta 7 bandas de metacrilato plegadas en forma de V que cubren el 35% de la superficie, de forma que retiran el 35% de la lluvia que se recibe de forma natural. Estas bandas sólo se colocaron de mayo a septiembre, simulando así veranos más largos y secos. La precipitación recibida en este tratamiento durante el verano fue 92.8 l/m^2 en 2007 y 53.6 l/m^2 en 2008. 2) Verano húmedo: para simular eventos tormentosos, colocamos unos cuadrados en el suelo de 2×2 m con un sistema de riego por aspersión compuesto por cuatro microaspersores situados en las esquinas. Cada semana, desde mediados de junio a mediados de septiembre, se aportó una cantidad de agua de 12 l/m^2, equivalente a una tormenta de verano, añadiendo un total de 180 l/m^2 durante todo el verano. 3) Verano control: condiciones naturales de lluvia durante el desarrollo del experimento. Para ello colocamos unos cuadrados de 2×2 m en el suelo a los que no se le aplicó ningún tratamiento, que actuarían como control del experimento. La precipitación recibida en este tratamiento durante el verano fue 133.6 l/m^2 en 2007 y 76.5 l/m^2 en 2008. En cada uno de los tres hábitats se colocaron ocho réplicas de las unidades experimentales, dando un total de 72 cuadros experimentales (3 hábitats × 3 escenarios climáticos × 8 réplicas). Durante la parte del año en la que los tratamientos de disponibilidad hídrica no se aplicaron (Octubre a Abril), todas las unidades experimentales tuvieron las mismas condiciones ambientales. El contenido volumétrico de agua en suelo se cuantificó de forma mensual (Mayo a Septiembre) usando una sonda TDR (Time Domain Reflectometry, Spectrum Technologies, EEUU) en los 20 primeros centímetros de profundidad.

En los momentos de máxima actividad biológica en suelo (mayo 2007) y de máximo estrés hídrico (agosto de 2007 y 2008), se tomaron muestras de suelo de todas las unidades

experimentales mediante una barrena de media caña de 2,5 cm de diámetro de los 16 primeros centímetros. Dentro de cada cuadro de 2×2 m se sacaron al menos 4 testigos, que se homogenizaron para tener una muestra representativa. Una vez en el laboratorio, las muestras de suelo se tamizaron a 2 mm y una submuestra se pesó y secó a 60ºC durante 48 h para determinar la humedad. De forma adicional, se sembraron cinco bellotas de *Quercus ilex* L. en diciembre de 2006 en cada uno de los cuadros experimentales, estando sometidas a los mismos tratamientos experimentales hasta septiembre de 2008, cuando se cosecharon, se secaron a 60 º y se molieron.

3.2. *Análisis de nutrientes*

De cada muestra de suelo, se extractaron dos submuestras de 15 y 7,5 g en 75 ml de K_2SO_4 0,5M y $NaHCO_3$ 0,5M respectivamente. Otra submuestra se fumigó en vacío durante 24 h con $CHCl_3$ para extraer los nutrientes microbianos por el método de la fumigación-extracción (JENKINSON & POWLSON, 1976), y posteriormente se extractaron con K_2SO_4 0,5M y $NaHCO_3$ 0,5M como las muestras sin fumigar. Los extractos fumigados y sin fumigar se mantuvieron durante una hora en agitación, se filtraron con filtros Whatman GF-D, y se almacenaron a -20 ºC hasta el análisis (SCHINNER et al., 1995). A partir de los extractos en K_2SO_4 (fumigados y sin fumigar) se determinó el carbono orgánico disuelto (COD) y el nitrógeno orgánico disuelto (NOD) mediante un analizador Shimadzu TOC-V CSH. El carbono microbiano y nitrógeno microbiano (C_{micro} y N_{micro} respectivamente) se determinó por la diferencia entre COD y NOD en las muestras fumigadas y sin fumigar. El fósforo inorgánico (P_{inorg}) se determinó a partir de los extractos de $NaHCO_3$ no fumigados por el método Olsen (WATANABE & OLSEN, 1965), y el fósforo microbiano (P_{micro}) por la diferencia entre las muestras fumigadas y sin fumigar. Para los datos de concentración de nutrientes microbianos no se utilizó ningún factor de corrección por extractabilidad. Las concentraciones de N y P en plántulas de *Q. ilex* L. se determinaron por combustión a 850 ºC con un analizador Leco TruSpec, y mediante el método molibdovanadato respectivamente.

3.3. *Análisis de datos*

Las diferencias en humedad volumétrica del suelo se analizaron por medio de un test ANOVA de medidas repetidas. Para comprobar las diferencias entre los factores se usó un ANOVA factorial para cada uno de los nutrientes usando el hábitat, el escenario climático y la interacción entre estos dos factores. Como las simulaciones climáticas sólo se aplicaron durante el verano, los datos de las dos estaciones muestreadas se analizaron por separado. Para cumplir los requerimientos estadísticos de normalidad y homoscedasticidad de la varianza, los valores se transformaron mediante logaritmos cuando fue necesario.

4. Resultados

Los tres hábitats estudiados presentaron diferencias estadísticamente significativas respecto a la humedad volumétrica del suelo ($F_{2,715} = 499,7$; $P < 0,0001$), siendo máxima en bosque y mínima en claros, al igual que los escenarios climáticos también mostraron estas diferencias ($F_{2,715} = 1214,7$; $P < 0,0001$), siendo los niveles más altos de humedad en suelo en el escenario de verano húmedo y mínimos bajo el escenario más seco (valores promedio verano húmedo 16.4%; verano control 13,8%; verano seco 11,9%).

Encontramos diferencias significativas entre las dos estaciones muestreadas para todas las fracciones de nutrientes en suelo y microbianos (Figura 1), siendo mayores los valores en

primavera para las fracciones microbianas y en verano para los nutrientes en suelo. Tanto los nutrientes libres como los microbianos fueron más constantes durante la primavera, apareciendo variaciones sólo para el C (tanto COD como C_{micro}) entre hábitats (Tabla 1). Mientras que COD presentó el valor más alto en bosque, C_{micro} lo hizo en claros.

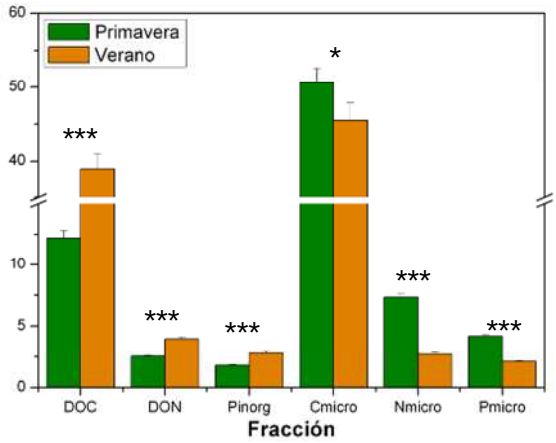


Figura 1. *Variación en las concentraciones de C, N y P en suelo (COD, NOD y P_{inorg}, en µg g^{-1}) y microbianos (C_{micro}, N_{micro} y P_{micro}, en µg g^{-1}) entre las dos estaciones muestreadas. Los datos de los diferentes hábitats y escenarios climáticos han sido unificados. Diferencias significativas entre estaciones están indicadas mediante asteriscos (* 0,05 ≥ P > 0,01; ** 0,01≥ P > 0,001; ***P ≤ 0.001).*

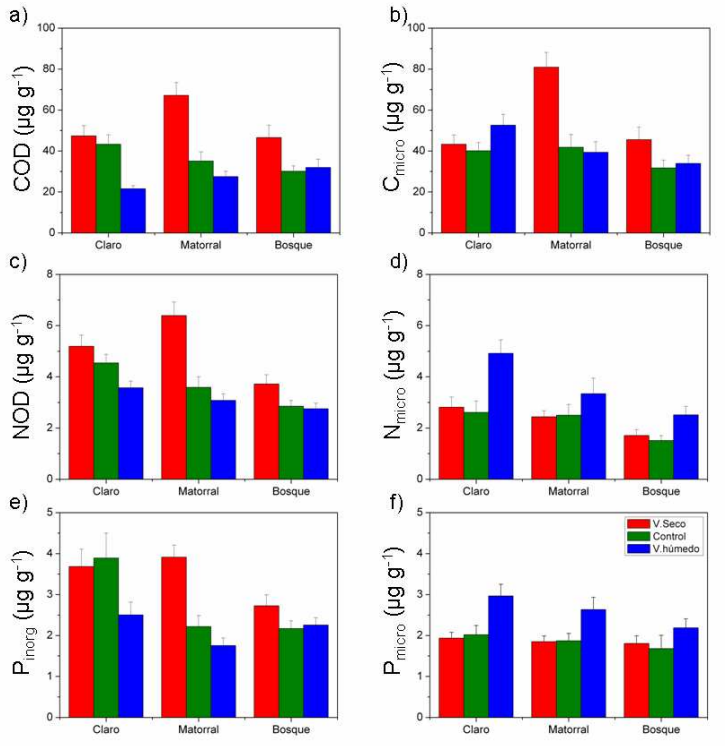


Figura 2. *Valores promedio de cada uno de los nutrientes analizados (en µg g^{-1}) durante el verano (2007 y 2008) en los tres hábitats bajos los diferentes escenarios climáticos: verano seco (rojo), veranos control (verde) y veranos húmedos (azul). Las barras de error representan el error estándar. N = 16 para cada valor.*

Sin embargo durante el verano casi todas las fracciones de nutrientes en suelo o microbianas variaron entre hábitats y entre escenarios climáticos (Tabla 1, Figura 2). De forma general, la disponibilidad de nutrientes en suelo disminuyó al aumentar la cobertura

vegetal, siendo mínima en bosque. Entre escenarios climáticos, los nutrientes en suelo y microbianos presentaron un patrón opuesto: mientras que la disponibilidad de nutrientes en suelo aumentó en el escenario de verano seco, los nutrientes microbianos aumentaron bajo el escenario más húmedo (Figura 2). El patrón producido por los escenarios climáticos fue consistente en todos los hábitats, aunque las diferencias fueron más moderadas en los hábitats con mayor cobertura vegetal, especialmente en el bosque.

***Tabla 1**. Resultados del ANOVA factorial para las distintos nutrientes analizados: carbono orgánico disuelto (COD), nitrógeno orgánico disuelto (NOD), fósforo inorgánico (P_{inorg}), carbono microbiano (C_{micro}), nitrógeno microbiano (N_{micro}) y fósforo microbiano (P_{micro}) durante primavera (2008) y verano (2007 y 2008 unidos). g.l. indica los grados de libertad.*

Elemento	Factor	Primavera		Verano		
		F	***P***	**F**	***P***	**g.l.**
COD	Hábitat (H)	**10,52**	**<0,0001**	1,81	0,17	2
	Escenario (E)	0,82	0,44	**28,22**	**<0,0001**	2
	H × E	0,66	0,62	**3,73**	**0,006**	4
NOD	H	1,71	0,18	**15,16**	**<0,0001**	2
	E	0,72	0,49	**20,75**	**<0,0001**	2
	H × E	0,86	0,49	**2,97**	**0,020**	4
P_{inorg}	H	1,85	0,16	**4,25**	**0,015**	2
	E	0,33	0,72	**12,65**	**<0,0001**	2
	H × E	0,30	0,88	**4,73**	**0,001**	4
C_{micro}	H	**4,17**	**0,02**	**6,45**	**0,002**	2
	E	1,43	0,24	**8,63**	**0,0002**	2
	H × E	0,59	0,67	**4,32**	**0,002**	4
N_{micro}	H	1,93	0,15	**7,42**	**0,0007**	2
	E	1,52	0,22	**7,46**	**0,0007**	2
	H × E	1,53	0,20	0,90	0,47	4
P_{micro}	H	3,19	0,04	**4,21**	**0,02**	2
	E	0,42	0,66	**9,24**	**0,0001**	2
	H × E	1,12	0,35	0,59	0,67	4

La relación C:N microbiana varió entre estaciones ($F = 53,21$; $P < 0,0001$), con mayores valores en verano (27,7 ± 1,9) que en primavera (8,4 ± 0,5), indicando una mayor captación de N por microorganismos durante la primavera. Los diferentes escenarios climáticos tuvieron un importante efecto en esta relación durante el verano ($F = 12,27$; $P < 0,0001$), incrementándose la relación en el escenario de verano seco (39,6 ± 4,4) y siendo mínima en el escenario de verano húmedo (18,6 ± 2,0). Estos efectos se mantuvieron constantes en los diferentes hábitats, no apareciendo diferencias entre ellos.

No encontramos diferencias en la concentración de nutrientes en las plántulas de *Q. ilex* L. entre escenarios climáticos. Los valores medios de N y P fueron 0,62 ± 0.02% y 0,68 ± 0.04 mg g^{-1} respectivamente. Sin embargo, como las plántulas que crecieron bajo el escenario de veranos húmedos tendieron a incrementar su biomasa final, el contenido total de N y P fue ligeramente superior.

5. Discusión

Los resultados de este estudio muestran que cambios en el patrón de precipitación como consecuencia del cambio climático pueden alterar la disponibilidad de nutrientes en

suelo, así como la interacción entre suelo, microorganismos y plantas (EMMETT el al., 2004). Nuestros resultados muestran que existe una fuerte variación entre estaciones, hábitats y escenarios climáticos. La captación de nutrientes por parte de los microorganismos es más alta durante la primavera que en el verano. Estas variaciones estacionales han sido descritas en multitud de ecosistemas a lo largo del planeta (BOHLEN et al., 2001; MILLER et al., 2009) y son una respuesta a las variaciones en temperatura y en humedad del suelo (MLAMBO et al., 2009). Durante la primavera, cuando la temperatura es adecuada y el agua no es un factor limitante, la disponibilidad de nutrientes en suelo es menor debido a la alta demanda por parte de las plantas y microorganismos, que crecen rápidamente durante este periodo y acumulan una alta concentración de nutrientes (WARDLE, 1992), así como una mayor percolación y lavado hasta las zonas más profundas (SRIVASTAVA et al. 1992). Por contra, la demanda biológica de nutrientes disminuye durante el verano, a la vez que la mayor evaporación puede inducir un movimiento de nutrientes hacia la superficie (AUSTIN et al., 2004), aumentando la concentración de nutrientes en suelo.

El efecto de los escenarios climáticos se mantuvo consistente para todos los nutrientes analizados, incrementándose los nutrientes libres en suelo bajo el escenario más seco y los nutrientes microbianos bajo el escenario de verano húmedo. Los resultados confirman por tanto la relación inversa entre la concentración de nutrientes en suelo y microbianos que se ha descrito para la mayoría de los ecosistemas (ROSS & SPARLING, 1993; KILLHAM, 1994; CRIQUET et al., 2004). La disminución de nutrientes en suelo bajo el escenario de veranos húmedos puede ser explicada por la relación positiva entre la biomasa microbiana y la humedad del suelo (SANTRUCKOVA, 1992; KANDELER & BOHM, 1996), siendo el caso opuesto bajo el escenario de máxima sequía. Los años excepcionalmente húmedos tienen por tanto una alta importancia para el funcionamiento del ecosistema, ya que activan la movilización de N y P, dos de los nutrientes más limitantes en los ecosistemas mediterráneos (SARDANS & PEÑUELAS, 2007). Este patrón entre escenarios climáticos se ve reforzado por las variaciones estacionales, donde aumenta tanto la captación microbiana de nutrientes durante la primavera (más humedad en suelo), como la disponibilidad de nutrientes en suelo durante el verano (más sequía).

La relación C:N microbiano varió entre estaciones y entre escenarios climáticos. En términos generales, a menor humedad en suelo la relación C:N fue más alta, siendo este patrón constante entre los diferentes hábitats. Estas diferencias pueden ser la consecuencia de uno de estos procesos: una menor humedad en suelo induce a una mayor acumulación de nutrientes en el citoplasma para mantener el equilibrio osmótico, liberándose cuando las condiciones son más húmedas; o bien un cambio en la humedad del suelo puede alterar la composición de la comunidad microbiana del suelo (AUSTIN et al., 2004; SCHIMEL et al., 2007). Una baja relación C:N suele ser interpretada como una comunidad microbiana dominada por bacterias, mientras que una relación C:N suele indicar una dominancia de hongos (ROSS & SPARLING, 1993; SCHIMEL et al., 2007). Si la segunda opción es la correcta en nuestro caso, las bacterias serían las responsables de la mayor parte de la actividad microbiana durante la primavera, mientras que los hongos aumentan su dominancia en el verano, especialmente bajo el escenario de veranos secos. En este caso, cabría esperar un aumento en la dominancia de los hongos bajo las condiciones más secas que se prevén para las próximas décadas.

Las diferencias en la disponibilidad de nutrientes en suelo y en la captación microbiana no se reflejaron en la concentración de N y P en las plántulas de *Q. ilex* L. La ausencia de diferencias en concentración de nutrientes en las plántulas entre los escenarios en

los que varían la disponibilidad de nutrientes en suelo y microbianos puede estar indicando que, por un lado las plántulas no fueron capaces de aprovechar la mayor disponibilidad de nutrientes en el escenario más seco, probablemente por la falta de agua para captarlos en disolución (KOZLOWSKI & PALLARDI, 2002). Por otra parte, las plántulas no redujeron sus nutrientes bajo el escenario más húmedo, donde la retención por microorganismos fue más alta y la disponibilidad en suelo fue menor. De hecho, el mayor crecimiento de las plántulas bajo este escenario tendió a incrementar el contenido total de N y P. Por tanto, una mayor humedad en suelo incrementa la captación por microorganismos y plantas, aumentando la circulación entre los distintos compartimentos del ciclo. Estos resultados indican dos hechos importantes, que plántulas y microorganismos no compiten por recursos, y que una alta movilización microbiana de nutrientes puede tener efectos positivos para las plántulas (JONASSON et al., 2006).

El hábitat es un factor importante que afecta a la disponibilidad de nutrientes en suelo, a la captación microbiana y a la interacción entre plantas y microorganismos, como se ha demostrado en otros estudios (GALLARDO & SCHLESINGER, 1995; CRIQUET et al., 2004; MONOKROUSOS et al., 2004). Las diferencias entre hábitats son un patrón bien conocido que está determinado principalmente por las diferencias en la cantidad y calidad de la hojarasca (DUMONET et al., 1996; HOLMGREN et al., 2000). Aunque el efecto de los escenarios climáticos fue consistente, estuvo modulado por el efecto del hábitat. La ausencia de diferencias entre el escenario de verano seco y el control en las zonas de claro para todas las fracciones de nutrientes en suelo y microbianas nos dan una idea de las condiciones limitantes de los veranos actuales en este hábitat, donde la sequía reduce la biomasa microbiana al mínimo. Debido a esta limitación por sequía, es en este hábitat donde un verano húmedo es especialmente importante para activar la actividad microbiana y el ciclo de nutrientes. Sin embargo, el matorral y especialmente el bosque tuvieron la capacidad de compensar parcialmente los efectos de los escenarios climáticos. Según estos resultados, la sensibilidad del suelo a los cambios en los patrones de precipitación varía con la cobertura vegetal. Es decir, los hábitats con mayor cobertura aumentan su resiliencia, siendo menos propensos a alterar la dinámica de nutrientes.

6. Conclusiones

La interacción entre el suelo, los microorganismos y las plantas es un sistema complejo que puede ser afectado por la estructura del hábitat y por las condiciones climáticas. Unas condiciones más húmedas inducen una mayor actividad microbiana, incrementándose la tasa de mineralización (KILLHAM, 1994) y la disponibilidad de nutrientes para las plantas a medio plazo (JONASSON et al., 2006). Un escenario climático más seco produce una disminución de la biomasa microbiana, que libera sus nutrientes al medio, aunque no pueden ser asimilados por las plantas debido a la baja humedad. Además, los efectos de los escenarios climáticos están modulados por la cobertura vegetal, siendo las consecuencias menos importantes en los hábitats mas cerrados. La mayor disponibilidad de nutrientes en suelo en las condiciones más secas, junto a la mayor torrencialidad prevista para las próximas décadas (HOUGHTON et al., 2001) puede incrementar el riesgo de pérdida de nutrientes por lavado o por erosión (DE LUIS et al., 2003; RAMOS & MARTÍNEZ-CASANOVAS, 2004), induciendo un empobrecimiento del suelo a corto/medio plazo.

7. Agradecimientos

Nuestro agradecimiento a la dirección del P. Nacional Sierra Nevada por las facilidades para este estudio. El desarrollo del experimento fue posible gracias a Nacho Villegas, Ramón Ruiz y especialmente Susana Hitos. Este experimento ha sido financiado por los proyectos DINAMED (CGL2005-05830-C03-03), proyecto GESBOME (Gestión Sostenible del Bosque Mediterráneo en un Escenario de Cambio Global, Proyecto de Excelencia de la Junta de Andalucía P06-RNM-1890) y una beca predoctoral FPI del Ministerio de Educación y Ciencia (BES-2006-13562) a L.M.

8. Bibliografía

ANDERSEN, L.C., MICHELSEN, A., JONASSON, S., SCHMIDT, I.K., MIKKELSEN, T.N., AMBUS, P., BEIER, C., 2010. Plant nutrient mobilization in temperate heathland responds to elevated CO_2, temperature and drought. *Plant Soil* 328, 381-396.

AUSTIN, A.T., YAHDJIAN, L., STARK, J.M., BELNAP. J., PORPORATO, A., NORTON, U., RAVETTA, D.A., SCHAEFFER, S.M., 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* 141, 221-235.

BOHLEN, P.J., GROFFMAN, P.M., DRISCOLL, C.T., FAHEY, T.J., SICCAMA, T.G., 2001. Plant-soil-microbial interactions in a northern hardwood forest. *Ecology* 82, 965-978.

CRIQUET, S., FERRE, E., FARNET, A.M., LE PETIT, J., 2004. Annual dynamics of phosphatase activities in an evergreen oak litter: influence of biotic and abiotic factors. *Soil Biol. Biochem.* 36, 1111-1118.

DELGADO, R., DELGADO, G., PÁRRAGA, J.A., GÁMIZ, E., SÁNCHEZ, M., TENORIO, M.A., 1989. Mapa de suelos, hoja 1027 (Güéjar Sierra). Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.

DE LUIS, M., GONZÁLEZ-HIDALGO, J.C., REVENTÓS, J., 2003. Effects of FIRE and torrencial rainfall on erosion in a Mediterranean grose community. *Land Degradation Develop.* 14, 203-213.

DÍAZ, E., ROLDAN, A., 2000. Effects of reforestation techniques on the nutrient content, photosynthetic rate and stomatal conductance of P*inus halepensis* seedlings under semiarid conditions. *Land Degradation Develop.* 11, 475-486.

DUMONET, S., DINEL, H., SCOPA, A., MAZZATURA, A., SARACINO, A., 1996. Post-fire soil microbial biomass and nutrient contento f a pine forest soil from a dunal Mediterranean environment. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1467-1475.

EMMETT, B.A., BEIER, C., ESTIARTE, M., TIETEMA, A., KRISTENSEN, H.L., WILLIAMS, D., PEÑUELAS, J., SCHIMDT, I., SOWERBY, A., 2004. The response of soil processes to climate change: Results from manipulation studies of shrublands across an environmental gradient. *Ecosystems* 7, 625-637.

ETTEMA, C.H., WARDLE, D.A., 2002. Spatial soil ecology. *Trends Ecol. Evol.* 17, 177-183.

GALLARDO, A., SCHALESINGER, W.H., 1994. Factors limiting microbial biomass in the mineral soil and forest floor of a warm-temperate forest. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1409-1415.

GALLARDO, A., SCHALESINGER, W.H., 1995. Factors determining soil microbial biomass and nutrient immobilization in desert soils. *Biogeochem.* 28, 55-68.

GRACIANO, C., GUIAMÉT, J.J., GOYA, J.F., 2005. Impact of nitrogen and phosphorus fertilization on drought responses in *Eucapyptus grandis* seedlings. *For. Ecol. Manage.* 212, 40-49.

HOLMGREN, M., AVILÉS, R., SIERRALTA, L., SEGURA, A.M., FUENTES, E.R., 2000. Why have European herbs so successfully invaded the Chilean matorral? Effects of herbivory, soil nutrients and fire. *J. Arid. Envirom.* 44, 197-211.

HOUGHTON, J.T., DING, Y., GRIGGS, D.J., NOGUER, M., VAN DER LINDEN, P.J., XIAOSU, D., 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cambridge, England.

IPCC, Intergovernmental Pannel on Climate Change, 2001. Climate change 2001: impacts, adaptation and vulnerability. Summary for policymakers – A report of working group II of the Intergovernmental Pannel on Climate Change. IPCC, Génova, Suiza.

JENKINSON, D.S., POWLSON, D.S., 1976. The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A. method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem*. 8, 209-213.

JENSEN, K.D., BEIER, C., MICHELSEN, A., EMMETT, B.A., 2003. Effects of experimental drought on microbial processes in two temperate heathlands at contrasting water conditions. *Appl. Soil Ecol*. 24, 165-176.

JONASSON, S., MICHELSEN, A., SCHMIDT, I.K., NIELSEN, E.V., 1999. Responses in microbes and plants to changed temperature, nutrient, and light regimes in the arctic. *Ecology* 80, 1828-1843.

JONASSON, S., CASTRO, J., MICHELSEN, A., 2006. Interactions between plants, litter and microbes in cycling of nitrogen and phosphorous in the artic. *Soil Biol. Bichem.* 38, 526-532.

KANDELER, E., BOHM, K.E., 1996. Temporal dynamics of microbial biomass, xylanase activity, N mineralisation and potential nitrification in different tillage systems. *Appl. Soil Ecol.* 4, 181-191.

KILLHAM, K., 1994. *Soil ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.

KOSMAS, C., DANALATOS, N.G., LÓPEZ-BERMÚDEZ, F., ROMERO-DÍAZ, M.A., 2002. The effect of land use on soil erosion and land degradation under Mediterranean conditions. En: Geeson, N.A.; Brandt, C.J.; Thornes, J.B. Mediterranean desertification: a mosaic of processes and responses. Páginas 57–70. Wiley, Chichester, UK.

KOZLOWSKI, T.T., PALLARDY, S.G., 2002. Acclimation and adaptive responses of woody plants to environmental stresses. *Bot. Rev.* 68, 270-334.

LAMBERS, H., CHAPIN III, F.S., PONS, T.L., 1998. Plant physiological ecology. Springer-Verlag.

LINDENMAYER, D.B., FISCHER, J., 2006. Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis. Island Press, Washington DC, USA.

MATESANZ, S., ESCUDERO, A., VALLADARES, F., 2009. Impact of three global change drivers on a Mediterranean shrub. *Ecology* 90, 2609-2621.

MATÍAS, L., MENDOZA, I., ZAMORA, R., 2009. Consistent pattern of habitat and espécies selection by post-dispersal seed predators in a Mediterranean mosaic landscape. *Plant. Ecol.* 203, 137-147.

MICHELSEN, A., GRAGLIA, E., SCHIMDT, I.K., JONASSON, S., SLEEP, D., QUARMBY, C., 1999. Differential responses of grass and dwarf shrub to long-term changes in soil microbial biomass C, N and P following factorial addition of NPK fertilizer, fungicide and labile carbon to a heath. *New Phytol.* 143, 523-538.

MILLER, A.E., SCHIMEL, J.P., SICKMAN, J.O., SKEEN, K., MEIXNER, T., MELACK, J.M., 2009. Seasonal variation in nitrogen uptake and turnover in two high-elevation soils: mineralization responses are site-dependent. *Biogeochem.* 93, 253-270.

MLAMBO, D., MWENJE, E., NYATHI, P., 2007. Effects of tree cover and season on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in an African savanna woodland dominated by *Colophospermum mopane. J. Trop. Ecol.* 23, 437-448.

MONOKROUSOS, N., PAPATHEODOROU, E.M., DIAMANTOPOULOS, J.D., STAMOU, G.P., 2004. Temporal and spatial variability of soil chemical and biological variables in a Mediterranean shrubland. *For. Ecol. Manage.* 202, 83-91.

NADELHOFFER, K.J., GIBLIN, A.E., SHAVER, G.R., LAUNDRE, J.A., 1991. Effects of temperature and substrate quality on element mineralization in six arctic soils. *Ecology* 72, 242-253.

PEÑUELAS, J., FILELLA, I., COMAS, P., 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biol.* 8, 531-544.

PIÑOL, J., TERRADAS, J., LLORET, F., 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38, 345-357.

RAMOS, M.C., MARTÍNEZ-CASANOVAS, J.A., 2004. Nutrient losses from a vineyard soil in Northeastern Spain caused by an extraordinary rainfall event. *Catena* 55, 79-90.

RODÓ, X., COMÍN, F., 2001. Fluctuaciones del clima mediterráneo: conexiones globales y consecuencias regionales. En: ZAMORA, R., PUGNAIRE, F. (eds.) Ecosistemas Mediterráneos. Análisis funcional. 1-35. CSIC-AEET. Granada.

RODRIGO, F.S., 2002. Changes in climate variability and seasonal rainfall extremes: a case study from San Fernando (Spain), 1821-2000. *Theor. Appl. Climatology* 72, 197-207.

ROSS, D.J., SPARLING, G.P., 1993. Comparisions of methods to estimate microbial C and N in litter and soil under *Pinus radiata* on coastal sand. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1591-1599.

SALA, O.E., CHAPIN III, F.S., ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., OESTERHELD, M., POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M., WALL, D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.

SANTRUCKOVA, H., 1992. Microbial biomass, activity and soil respiration in relation to secondary succession. *Pedobiologia* 36, 341-350.

SARDANS, J., PEÑUELAS, J., 2007. Drought changes phosphorous and potassium accumulation patterns in an evergreen Mediterranean forest. *Funct. Ecol.* 21, 191-201.

SCHIMEL, J., BALSER, T.C., WALLENSTEIN, M., 2007. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecology* 88, 1386-1394.

SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E., MARGESIN,R., 1995. Methods in soil biology. 47-75. Springer. Berlin.

SRIVASTAVA, S.C., 1992. Influence of soil properties on microbial C, N and P in dry tropical ecosystems. *Biol. Fert. Soils* 13, 176-180.

WARDLE, D.A., 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soils. *Biol. Rev.* 67, 321-358.

WATANABE, S., OLSEN, R.S., 1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorous in water and $NaHCO_3$ extracts from soil. *Soil Sci. Soc. Am. Process* 29, 677-678.

YAHDJIAN, L., SALA, O., 2002. A rainout shelter design for intercepting different amounts of rainfall. *Oecologia* 133, 95-101.

Estudio fitolítico preliminar de un histosol del NO de la Península Ibérica.

FERNÁNDEZ PEPI, M. G.[1*], PATTERER, N. I.[2], SOUTO SOUTO, M.[3], PONTEVEDRA-POMBAL, X.[4 **], FRAGA, M. I.[3], ARRIAGA, M. O.[1], ZUCOL, A. F.[2].

[1]. Lab. Anatomía Vegetal. Museo Argentino de Ciencias Naturales (CONICET), Buenos Aires, Argentina.
[2]. Lab. Paleobotánica. Centro de Investigaciones Científicas, (CICYTTP-CONICET), Diamante, Entre Ríos, Argentina.
[3]. Dpto. Botánica, Fac. Bioloxía, Univ. Santiago de Compostela. Campus Sur s/n. 15782 Santiago de Compostela. Galicia. España.
[4]. Dpto. Edafoloxía e Química Agrícola. Fac. Bioloxía, Univ. Santiago de Compostela. Campus Vida s/n. 15782 Santiago de Compostela. Galicia. España.
* mgfernandezpepi@macn.gov.ar; ** xabier.pombal@usc.es

Resumen

Los fitolitos son estructuras microscópicas de sílice biogénico, integrante de tejidos orgánicos, producto del metabolismo celular. Estos cuerpos silíceos se preservan en los suelos cuando la planta muere, y pueden ser utilizadas como señales locales para la reconstrucción paleoclimática y paleoambiental. Las características de los histosoles son particularmente adecuadas para su conservación, por lo que han sido utilizados en todo el hemisferio norte en estudios de cambio ambiental. Sin embargo, su aplicación en este tipo de estudios en la Península Ibérica es escasa. Aquí presentamos el análisis de las asociaciones fitolíticas encontradas en muestras seleccionadas de un Histosol Hémico Ómbrico, de la turbera de Borralleiras da Cal Grande (43º35'25''N - 7º30'50''W, NO Península Ibérica), desarrollada sobre un paleosuelo (10.720 a cal. AP) y con una vegetación actual constituida por comunidades endémicas, como *Erico mackaianae-Sphagnetum papillosi, Carici duriaeui-Sphagnetum compacti y Gentiano pneumonante-Ericetum mackaianae*. En este histosol se dispone de información geoquímica y palinológica previa que complementará la interpretación del registro fitolítico. Para el análisis fitolítico se trabajó con muestras de tres profundidades: 10 cm (159 a cal. AP), 120cm (2430 a cal. AP) y 230 cm (5403 a cal. AP). Se obtuvieron microrestos silíceos tanto de las muestras como de la materia orgánica presente en las mismas. En general, se observó una presencia exclusiva de morfotipos graminoides, principalmente células cortas bilobadas de afinidad panicoide y células cortas tipo cono truncado de afinidad dantonioide en las tres profundidades. En base a nuestros resultados, es posible asociar la presencia de vegetación megatérmica en la turba más profunda, con condiciones climáticas más cálidas y secas que las actuales, donde predomina una vegetación microtérmica.

Palabras clave
Asociaciones fitolíticas, histosol, Península Ibérica.

1. Introducción

La biomineralización es la precipitación de un mineral o mineraloide como resultado de la actividad metabólica de los seres vivos (JAHREN, 1996). En las plantas son comunes los depósitos de cristales de carbonato y oxalato de calcio en el lumen celular y de sustancias amorfas (sílice hidratada, carbonato de calcio) en el lumen celular, pared celular o espacio intercelular (METCALFE, 1985). Con la muerte de la planta, éstos pasan a formar parte del

suelo y sedimentos, manteniendo sus características particulares por miles de años. En general, se considera que la deposición de fitolitos es de carácter local, es decir que la asociación fitolítica del suelo refleja la vegetación que se desarrolla inmediatamente por encima del perfil. Se trataría de un depósito in situ, por acumulación de los fitolitos que proviene del material vegetal que se está incorporando al suelo desde la vegetación suprayacente.

Debido a sus características morfológicas y a su buena conservación en determinados ambientes edáficos, los fitolitos (= silicofitolitos) han sido utilizados como una herramienta útil para la reconstrucción paleoclimática y paleoambiental a partir de estratos de loess (LU et al., 1996; MADELLA, 1997; BLINNKOV et al. 2002), sedimentos lacustres (CARTER, 2002), dunas arenosas (HORROCKS et al., 2000), secciones de tefras (SASE et al., 1987); depósitos costeros y otros materiales edáficos y sedimentarios (FEDLUND &TIEZEN, 1997; PEARSALL 2000; LU et al., 2002; ABRANTES, 2003; PIPERNO & JONES, 2003). Estos estudios han demostrado su sensibilidad frente a factores ambientales en los que se desarrollaron las plantas que los produjeron.

Las asociaciones fitolíticas de formaciones superficiales reflejan características climáticas y ambientales en el área local (FREDLUND & TIESZEN, 1994), y esto hace posible aplicar esta relación para reconstruir paleoambientes (PREBBLE et al. 2002).

El uso de técnicas cuantitativas y multivariadas ha hecho posible determinar qué factores exógenos tienen mayor influencia en las distribuciones de los fitolitos, así como identificar estos parámetros, en base a asociaciones fitolíticas fósiles. Muchos resultados, como los de PREBBLE et al. (2002), LU et al. (2006, 2007), sugieren que los fitolitos pueden ser usados para crear una base de datos de calibración de asociaciones fitolíticas regionales aplicables para reconstrucciones cuantitativas paleoclimáticas.

2. Objetivos

Con el análisis de las asociaciones fitolíticas encontradas en muestras seleccionadas de un Histosol Hémico Ómbrico, de la turbera de Borralleiras da Cal Grande, desarrollada sobre un paleosuelo (10.720 a cal. AP), pretendemos:

1) Establecer el potencial que los análisis de microrestos silíceos en histosoles del NO de la Península Ibérica pueden tener en el refinamiento de los patrones de evolución paleoambiental (climática y ecológica) local y regional de esta área biogeográfica.

2) Analizar la complementación de los mismos con otros proxies paleoambientales implementados en el sector.

3. Metodología

3.1. Área de estudio y toma de muestras

La turbera ombrotrófica de Borralleiras da Cal Grande (BCG; 43º35’25’’N - 7º30’50’’W) se localiza en los Montes Cabaleiros (Serras Septentrionais) en el norte de Galicia (Figura 1) a una altitud de 600 m s.n.m., y a 15 km al sur de la costa cantábrica. El sustrato litológico está constituido por cuarcitas. La temperatura media anual es de 11.5 °C y

la precipitación anual acumulada oscila entre 1400 y 1600 mm. El suelo tipo dominante es el Histosol Hémico Ómbrico (FAO, 2007).

La cubierta vegetal actual está constituida por pequeños mosaicos de diferentes comunidades, de las que Erico mackaianae-Sphagnetum papillosi, Carici duriaeui-Sphagnetum compacti, Gentiano pneumonante-Ericetum mackaianae y Molinea caerulea-Carici durieui son las más representativas. Dentro de estas comunidades las gramíneas autóctonas actuales pertenecen a las subfamilias Pooidae (Agrostis curtisii kerguelen, Agrostis hesperica Romero y Morales, Festuca rubra L. subsp. rubra, Deschampsia caespitosa (L.) Beauw, Deschampsia flexuosa (L.) Trin, Poa annua L.), Arundinoideae (Molinia caerulea (L.) Moench subsp. caerulea) y Danthonieae (Danthonia decumbens (L.) DC). No hay ninguna gramínea autóctona de la subfamilia Panicoideae.

Un monolito del histosol fue obtenido por muestreo directo en una zanja reciente, tomándose bloques de 20×25×25 cm hasta una profundidad de 240 cm. Cada sección fue envuelta en plástico alimentario, a continuación en papel de aluminio y llevado al laboratorio. Los bloques obtenidos fueron cortados en secciones de 2 cm. La mitad de todas las muestras de turba fresca se almacenó a 4 ºC y el resto se secó a 30 ºC.

3.2. Fechado radiocarbónico del perfil

Una selección de muestras de turba del perfil fueron enviadas a Beta Analytic Inc. (Miami, USA) y al Centre for Isotope Research (Groningen University, The Netherlands) donde se realizó la datación por radiocarbono para establecer los patrones de desarrollo de la turbera, y cuya información se recoge en otras publicaciones (MARTÍNEZ-CORTIZAS et al., 1999; MIGHALL et al., 2006). Las fechas 14C fueron calibradas por el programa CALIB 5.0.2 (http://calib.qub.ac.uk/calib) de REIMER et al. (2004). La edad de la base del perfil indica que representa más de 5000 años de acumulación de turba. Los modelos edad/profundidad se obtuvieron mediante el ajuste de ecuaciones polinómicas no lineales, y las fechas se indicarán siempre como años calibrados antes del presente (a cal. AP).

3.3. Propiedades físico-químicas

La densidad del suelo fue determinada siguiendo el método descrito por LYNN et al., (1974). El contenido en cenizas inorgánicas fue determinado por incineración de muestra seca a 600 ºC y los resultados expresados como porcentaje de muestra seca (105 ºC). El pH en agua se determinó en muestra fresca usando una relación específica volumen:volumen de muestra:disolución. El Ca y el Mg intercambiables fueron extraídos en muestra fresca siguiendo el protocolo de PEECH et al. (1947) y cuantificados por espectrofotometría de absorción atómica. Las principales características físico-químicas de este suelo, tasas de crecimieto y flujos de algunos elementos fueron previamente publicados por PONTEVEDRA-POMBAL et al. (2006).

3.4. Análisis de fitolítos

Con la finalidad de estudiar la presencia y variaciones de microrestos silíceos, para el análisis fitolítico se trabajó con muestras de tres profundidades: 10 cm (159 a cal. AP), 120cm (2430 a cal. AP) y 230 cm (5403 a cal. AP). Se obtuvieron microrestos silíceos tanto de las muestras como de la materia orgánica presente en las mismas. La obtención de los fitolitos se realizó mediante el procesamiento de las muestras acorde al protocolo de BONOMO et al.

(2009). Para esto, las muestras fueron secadas a temperatura moderada (no mayor a 60ºC para evitar el endurecimiento de la matriz edáfica y la rotura potencial de las estructuras fitolíticas) y en atmósfera controlada para evitar posibles contaminaciones. El material seco fue desagregado en mortero, tamizado y, para la obtención de la alícuota de trabajo, se utilizó el método de cuarteo manual (BERTOLDI de Pomar, 1976). De esta alícuota, que fue previamente pesada, se eliminaron las sales solubles mediante el lavado con agua destilada. De esta manera, además, se obtuvo por flotación el material orgánico, que fue tratado por separado. Los restos finos de materia orgánica fueron eliminados de la muestra por una digestión química con agua oxigenada de 100 volúmenes. Se procedió a una separación granulométrica, por dispersión química y tamizado y por último se obtuvieron los fitolitos mediante separación densiométrica.

El material orgánico parcialmente degradado, obtenido por flotación inicial de las muestras, fue tratado con el método de calcinación de LABOURIAU (1983). Este material fue lavado con detergente neutro y posteriormente con agua destilada, se secó en estufa y se pesó. Sobre el material carbonizado se realizó una digestión química con HCl 5N para eliminar restos de materia orgánica y posibles contenidos de CaCO3, se lavó con agua destilada y se filtró con papel de filtro libre de cenizas. Se calcinó a 800ºC durante dos horas. Las cenizas obtenidas fueron pesadas. En cada muestra se calculó el contenido de fitolitos en relación con la materia seca. Con las cenizas obtenidas en la calcinación del material orgánico parcialmente degradado, así como los fitolitos obtenidos de la turba, se elaboraron preparaciones con aceite de inmersión como medio, para su análisis microscópico. El reconocimiento y recuento de los morfotipos en cada caso se hizo siguiendo las clasificaciones propuestas por Twiss et al. (1969), BERTOLDI de POMAR (1971), TWISS (1992), ZUCOL (1996) y descriptores del ICPNWG (2005).

4. Resultados

4.1. Propiedades físico-químicas

Hasta 214 cm de espesor se desarrolla un suelo orgánico, con horizontes Oi1-Oi2-Oe, donde la densidad del suelo y de partícula, la porosidad, el contenido en agua o la proporción de cenizas inorgánicas, son prácticamente constantes. A partir de los 214 cm y en profundidad, incluyendo el horizonte orgánico Oa en contacto con el subsuelo mineral, se observa un fuerte y rápido aumento de la densidad y del porcentaje de cenizas, y un descenso de la porosidad y el contenido en agua.

La densidad del suelo (Ds) en el ciclo orgánico es comparativamente más baja que la existente en los ciclos 2 y 3. La Ds de la sección orgánica no supera los 0,3 Mg m-3, y tiene un rango de 0,1 a 0,3 Mg m-3. De la misma manera, en la turba la densidad de partícula (Dp) se sitúa en torno a 1,4 – 1,7 Mg m-3, y en los horizontes minerales entre 2,3 y 2,6 Mg m-3. Todavía más destacable es la proporción de cenizas, que varía del 1,4 al 10,7% en los horizontes orgánicos superiores, Oi-Oe, del 34% en Oa, y de más del 80% en la fase inorgánica. La porosidad total de la turba supera el 80%, siendo inferior al 65% en el paleosuelo mineral. El contenido en agua en peso de los horizontes con turba menos descompuesta (0 a 214 cm) oscila entre un 400 y un 800%.

El contenido medio de carbono de los distintos horizontes orgánicos oscila entre un 54,4% en el nivel Oi2 y el 30,5% del nivel Oe. En el perfil de distribución se observa un enriquecimiento paulatino de carbono con la profundidad.

La cantidad media de nitrógeno en la zona orgánica de este suelo abarca un intervalo de 2,0% a 1,1%, siendo máxima en el horizonte Oi1 superficial (0-24 cm) y mínima en el horizonte Oa profundo (214-240 cm). El azufre mantiene valores medios en la turba que oscilan entre 0,27% en Oi2 y o,16% en Oa.

4.2. Naturaleza ombrotrófica del histosol

La naturaleza ombrotrófica o minerotrófica del suelo orgánica debe ser establecida antes de su utilización como un archivo para la reconstrucción paleoambiental, puesto que el origen de los registros condiciona en gran medida su utilidad. En el suelo analizado la composición de los restos vegetales, el grado de descomposición de la materia orgánica, su ubicación en la cima de la montaña apoya claramente la naturaleza ombrotrófica del suelo. En el perfil (Figura 1), los valores de densidad del suelo, el contenido en cenizas, el pH en agua y la relación molar Ca/Mg son muy uniformes y se mantienen dentro del rango de valores representativos de las turbas ombrotróficas (SHOTYK, 1996).

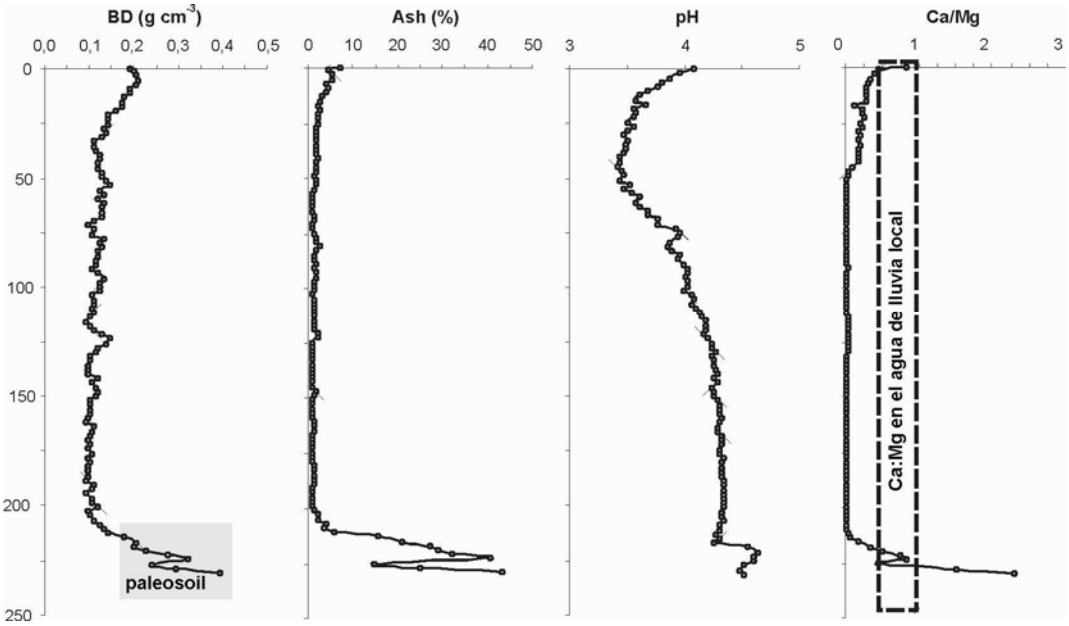


Figura 1. Índices de ombrotrofía en el histosol de BCG.

4.3. Análisis de fitolitos

En los conteos realizados, tanto del material sedimentario como de las cenizas de la materia orgánica parcialmente degradada de las tres muestras analizadas, se identificó la presencia de fitolitos con un predominio de los de afinidad graminoide. Entre estos morfotipos pueden describirse los fitolitos bilobados (F, G, H), los de forma de conos truncados (M, N, O, P, Q, R), los halteriformes polilobados (A, I, J, K, L) y los originados en células cortas de lados ondulados o rectos (C y B respectivamente). Entre los fitolitos de mayor tamaño se observó la presencia de elementos prismáticos de lados lisos y ondulados (D y E), (Figura 2).

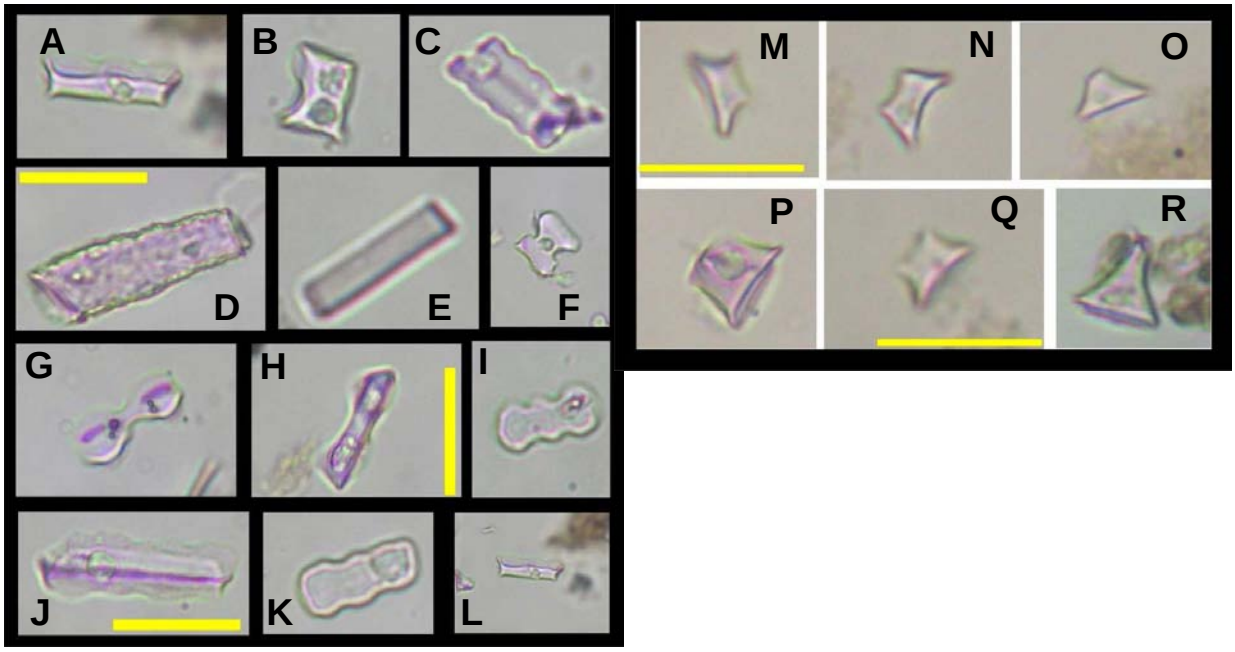


Figura 2. Imagen de los distintos morfotipos de fitolitos encontrados en las muestras de los tres niveles analizados en el suelo orgánico de BCG. Se describen los fitolitos bilobados (F, G, H), los de forma de conos truncados (M, N, O, P, Q, R), los halteriformes polilobados (I, J, K, L), necrados polinodulares (A), los originados en células cortas de lados ondulados o rectos (C y B respectivamente) y elementos prismáticos de lados lisos y ondulados (D y E) derivados de células largas. Escala gráfica: 20 μm.

En base a estos resultados, y teniendo en cuenta las propiedades del suelo analizado, es posible observar en forma comparativa las variaciones de distintos morfotipos, entre ellos los vinculados a especies mega y microtérmicas. Si bien la proporcionalidad de las tres muestras ha presentado relaciones disímiles, es posible observar una tendencia orientada hacia un predominio de morfotipos originados en vegetales megatérmicos en las muestras más profundas, los cuales decrecen hacia la superficie y se incrementan los morfotipos afines a vegetales microtérmicos (Figura 3). Esto puede estar vinculado tentativamente con la presencia de una vegetación inicial (megatérmica de clima más cálido y seco que la actualidad), y un posterior reemplazo por vegetación microtérmica.

5. Discusión

En nuestros análisis se pudo discernir entre las gramíneas, presencia de Pooides en los niveles superiores (microtérmicas) y de Panicoides y Arundinoides (megatérmicas) en los estratos inferiores analizados. Trabajos palinológicos previos (MIGHALL et al., 2006) en la misma zona, dan resultados ambientales similares a los establecidos por el registro fitolítico en cuanto a la distribución de las especies asociadas a la variación climática en el tiempo, aunque está pendiente de comprobar si los de tipo Arundinoide corresponden a Molinea caerulea, especie muy abundante en humedales de gran parte de Europa, tanto en climas templados como fríos.

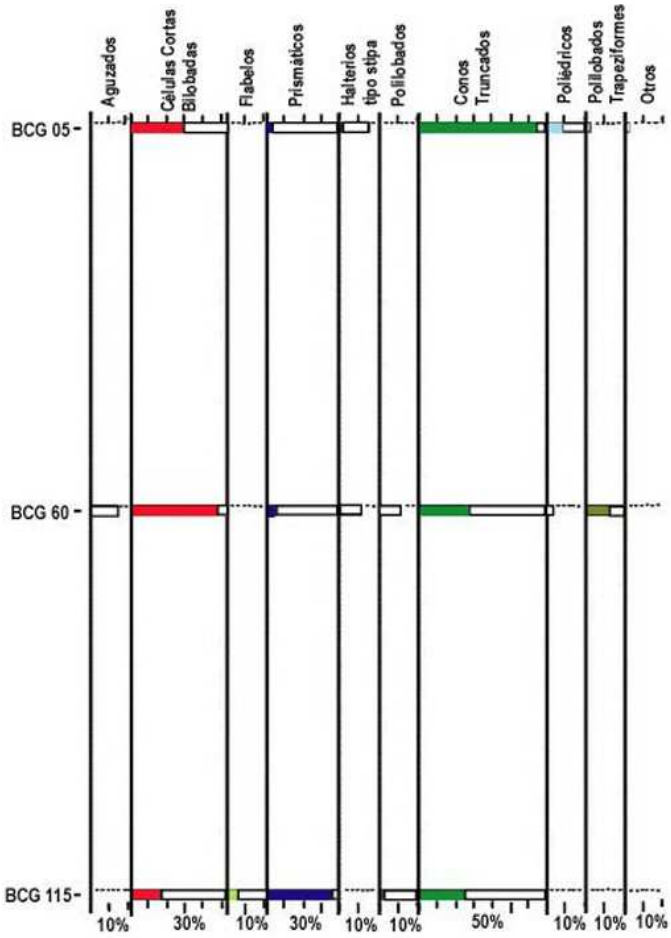


Figura 3. Frecuencia de los distintos morfotipos en las tres muestras analizadas en el perfil de suelo de BCG.

Igualmente en esta línea, otros proxies climáticos muestran una alta coherencia, y así los registros geoquímicos definidos por el fraccionamiento térmico del Hg en turberas de Galicia (MARTÍNEZ-CORTIZAS et al., 1999) muestran un período cálido y seco entre hace 3000 y 2250 años cal AP, y un período moderadamente frío hace 200 años cal AP.

La reconstrucción paleoambiental obtenida por LEIRA (2005) a partir de registros de diatomeas en turberas y lagos identifica una fase cálida en el NO peninsular entre 2900 y 1900 años cal AP, coincidiendo con los resultados mesotérmicos aportados por los fitolitos analizados en nuestro estudio para una de las muestras analizadas.

Si bien, los estudios con marcadores bioquímicos en turberas del N de la Península Ibérica identifican una fase más seca entre hace 6000 – 5000 años cal AP, también es cierto que este episodio coincide con la transición Mesolítico/Neolítico durante el cual se produce una fuerte domesticación del paisaje con una intensa deforestación, la caída de los registros polínicos arbóreos, y un aumento similar en los matorrales, arbustos y cereales, aumento de Poeaceae y del polen de Asteraceae (PEÑA-CHOCARRO et al., 2005, MUÑOZ SOBRINO, 2001, MARTÍNEZ CORTIZAS et al., 2009).

6. Conclusiones

Se encontraron biomineralizaciones asociadas principalmente a especies graminoides. Existe una variación en la composición de los morfotipos presentes en los distintos niveles estudiados, que nos permitieron observar una tendencia a un predominio de elementos de climas templados cálidos – cálidos en los niveles inferiores que disminuyen hacia los superiores, en donde se observa la marcada presencia de elementos de climas templados fríos. A partir de las asociaciones fitolíticas presentes en los tres niveles sedimentarios pudimos caracterizar en forma preliminar las variaciones del ambiente en un lapso de tiempo y rango de deposición que puede considerarse que acompañó la génesis de estas turberas.

Esta interpretación es estrechamente coherente con las establecidas a partir de otras señales paleoambientales a diferentes escalas en el norte y noroeste de la Península Ibérica, estableciendo la utilidad e interés del análisis fitolítico en la reconstrucción ambiental multiseñal, tanto a escala local como regional.

Para seguir profundizando en la reconstrucción de la vegetación de esta turbera, un mayor detalle en la toma de muestras brindará datos suficientes para mejorar la interpretación de estas tendencias en las variaciones en la composición de las comunidades vegetales observadas. La búsqueda de material orgánico parcialmente degradado que conserve estructura anatómica, puede complementar estos análisis, aportando información sobre la presencia de especies vegetales que no acumulan biomineralizaciones.

7. Agradecimientos

Al Dr. Esteban Passeggi, quien colaboró en el procesamiento de las muestras para la obtención de fitolitos. Esta investigación ha sido parcialmente financiada a través de los proyectos de investigación del gobierno de la Xunta de Galicia (INCITE09-200-019-PR) y del Ministerio Español de Ciencia e Innovación (HAR2008-06477-C03-03/HIST).

8. Bibliografía

ABRANTES, F., 2003. A 340,000 year continental climate record from tropical Africa—news from opal phytoliths from the equatorial Atlantic. *Earth and Planetary Science Letters* 209, 165– 179.

BERTOLDI de POMAR, H., 1971. Ensayo de clasificación morfológica de los silicofitolitos. *Ameghiniana* 8, 317-328.

BERTOLDI de POMAR, H., 1976. Métodos de preparación de sedimentos clásticos para su estudio microscópico. I. Tratamientos previos. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 7, 1-55.

BLINNKOV, M., BUSACCA, A., WHITLOCK, C., 2002. Reconstruction of the late Pleistocene grassland of the Columbia basin, Washington, USA, based on phytolith records in loess. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 177, 77– 101.

BONOMO, M., ZUCOL, A.F., GUTIERREZ TELLEZ, B., CORADEGHINI, A., VIGNA, M. S., 2009. Late Holocene paleoenvironments of the Nutria Mansa 1 archeological site, Argentina. *Journal of Paleolimnology* 41, 273-296.

CARTER, J.A., 2002. Phytolith analysis and paleoenvironmental reconstruction from Lake Poukawa Core, Hawkes Bay, New Zealand. *Global and Planetary Change* 33, 257– 267.

FAO-WRB, 2007. Base referencial mundial del recurso suelo. FAO/ISRIC/SICS. Roma, Italia.

FREDLUND, G.G., TIESZEN, L.L., 1994. Modern phytolith assemblages from the North American Great Plains. *Journal of Biogeography* 21, 321– 335.

FREDLUND, G.G., TIESZEN, L.L., 1997. Calibrating grass phytolith assemblages in climatic terms: application to late Pleistocene assemblages from Kansas and Nebraska. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 136, 199– 211.

HORROCKS, M., DENG, Y., OGDEN, J., SUTTON, D.G., 2000. A reconstruction of the history of a Holocene sand dune on Great Barrier Island, northern New Zealand, using pollen and phytolith analyses. *Journal of Biogeography* 27, 1269– 1277.

ICPNWG, 2005. International Code for Phytolith nomenclature 1.0. *Annals of Botany* 96, 253-260

JAHREN, H. A., 1996. How and why do phytoliths form: biomineralization. *Phytolitharien* 9, 2-10.

LABOURIAU, L.G., 1983. Phytolith work in Brazil: a minireview. *The Phytolitharien Newsletter* 2, 6-10.

LEIRA, M., 2005. Diatom responses to Holocene environmental changes in a small lake in northwest Spain. *Quaternary International* 140–141, 90–102.

LU, H.Y., WU, N.Q., LIU, D.S., HAN, J.M., QIN, X.G., SUN, X.J., WANG, Y.J., 1996. Seasonal climatic variation recorded by phytolith assemblages from the Baoji loess sequence in central China over the last 150,000 a. *Science in China* (Series D) 39, 629– 639.

LU, H.Y., LIU, Z.X., WU, N.Q., BERNE, S., SAITO, Y., LIU, B.Z., WANG, L., 2002. Rice domestication and climatic change: phytolith evidence from East China. *Boreas* 31, 378– 385.

LU, H. Y, WU, N-Q, YANG, X-D, JIANG, H., LIU K-b, LIU, T-S. 2006. Phytoliths as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in China I: phytolith-based transfer functions. *Quaternary Reviews* 25, 945-959.

LU, H. Y, WU, N-Q, YANG, X-D, JIANG, H., LIU, K-b, LIU, T-S. 2007. Phytoliths as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in China II: palaeoenvironmental reconstruction in the Loess Plateau. *Quaternary Reviews* 26, 759-772.

LYNN, W., MCKINZIE, W. F., GROSSMAN, R. B., 1974. Field laboratory tests for characterization of Histosols. En: Histosols: their characteristics, classification, and use AANDAHL, A. R., BUOL, S. W., HILL, D. E. and BAILEY, H. (eds.). 11–20.Soil Science Soc. America Inc., Madison.

MADELLA, M., 1997. Phytoliths from a Central Asia loess-paleosol sequence and modern soils: their taphonomical and palaeoecological implication. En: PINILLA, A. (ed.): The State of the Art of Phytoliths in Plants and Soils. 49– 58. Monografias del Centro de Ciencias Medambioentales, Madrid.

METCALFE, C. R. 1985. Secreted mineral substances. Crystals. En: METCALFE, C. R, CHALK, L. (eds.): Anatomuy of the Dicotyledons Vol II. Wood structures and conclusion of the general introduction: 82-97. Ed. Claredon Press, Oxford.

MARTÍNEZ-CORTIZAS, A., PONTEVEDRA-POMBAL, X., GARCÍA-RODEJA, E., NOVOA-MUÑOZ, J. C., SHOTYK, W., 1999. Mercury in a Spanish peat bog: archive of climate change and atmospheric metal deposition. *Science* 284, 939-942.

MARTÍNEZ CORTIZAS, A., COSTA-CASAIS, M., LÓPEZ-SÁEZ, J.A., 2009. Environmental change in NW Iberia between 7000 and 500 cal. BC. *Quaternary International* 200, 77–89.

MIGHALL T. M., MARTÍNEZ-CORTIZAS A., BIESTER H., TURNER S. E., 2006. Proxy climate and vegetation changes during the last five millennia in NW Iberia: Pollen and non-pollen palynomorph data from two ombrotrophic peat bogs in the North Western Iberian Peninsula. *Review of Palaeobotany and Palynology* 141: 203-223.

MUÑOZ SOBRINO, C., 2001. Cambio climático y dinámica del paisaje en las montañas del Noroeste de la Península Ibérica. Ph.D. Thesis. University of Santiago de Compostela, Spain.

PEARSALL, D.M., 2000. Paleoethnobotany: A Handbook of Procedures, second ed. Academic Press, San Diego 700 pp.

PEECH, M., ALEXANDER, L. T., DEAN, L., REED, J. F., 1947. Methods of soil analysis for soil: fertility investigations. U.S. Dep. Agriculture (USDA) Circular 757, Washington, D. C.

PEÑA-CHOCARRO, L., ZAPATA, L., IRIARTE, M.J., GONZÁLEZ MORALES, M., STRAUS, L., 2005. The oldest agriculture in Northern Atlantic Spain. *Journal of Archaeological Science* 32, 579–587.

PIPERNO, D.R., JONES, J.G., 2003. Paleoecological and archaeological implications of a Late Pleistocene/Early Holocene record of vegetation and climate from the Pacific coastal plain of Panama. *Quaternary Research* 59, 79– 87.

PONTEVEDRA-POMBAL, X., NÓVOA-MUÑOZ, J. C., GARCÍA-RODEJA, E., MARTÍNEZ-CORTIZAS, A., 2006. Mountain mires from Galicia (NW Spain). En: MARTINI, I. P., MARTÍNEZ, A., CHESWORTH, W. (eds.): Peatlands: basin evolution and repositories of records of environmental and climate changes. 83-108. Elsevier (Development in Earth Surface Processes), Amsterdam.

PREBBLE, M., SCHALLENBERG, M., CARTER, J., SHULMEISTER, J., 2002. An analysis of phytolith assemblages for the quantitative reconstruction of late Quaternary environments of the Lower Taieri Plain, Otago, South Island, New Zealand I. Modern assemblages and transfer functions. *Journal of Paleolimnology* 27, 393– 413.

SASE, T., HOSONO, M., UTSGAWA, T., AOKI, K., 1987. Opal phytolith analysis of present and buried volcanic ash soils in Te Ngae Road tephra section, Rotorua Basin, North Island, New Zealand. *The Quaternary Research* 27, 153– 163 (in Japanese with English summary).

REIMER, R. W., REMMELE, S., SOUTHON, J. R., STUIVER, M., TÁLAMO, S., TAYLOR, F.W., VAN DER PLICHT, J., WEYHENMEYER, C. E., 2004. IntCal04-terrestrial radiocarbon age calibration 0-26 cal kyr BP. *Radiocarbon* 46, 1029-1058.

SHOTYK, W., 1996. Peat bog archives of atmospheric metal deposition: geochemical evaluation of peat profiles, natural variations in metal concentrations, and metal enrichment factors. *Environ. Rev*. 4, 149-183.

TWISS, P.C; SUESS C.E., SMITH R.M., 1969. Morphological classification of grass phytolith. *Soils Science of America Procceding* 33: 109-115.

TWISS, P. C., 1992. Predicted world distribution of C3 and C4 grass phytolith. En: RAPP. G. Jr., MULHOLLAND, S.C. (eds.): Phytoliths systematics. Emerging Issues Advances in archeological and museum science 1, 113-128.

ZUCOL, A.F., 1996. Estudios morfológicos comparativos de especies del género *Stipa*, *Panicum* y *Paspalum* (Poaceae), de la prov. de Entre Ríos. Tesis doctoral. UNLP. 585p.

SUELOS Y DIVERSIDAD BIOLÓGICA

Substrate-induced respiration (SIR) in a Eutric Fluvisol under sorghum cultivation: effects of chronic N fertilisation and saline water irrigation

PRAZERES, A., MENINO, R., RAMA CANDELARIO, V., GONÇALVES, C., FARELEIRA, P.

Unidade de Investigação em Ambiente e Recursos Naturais, L-INIA/INRB-IP, Quinta do Marquês, Av. da República, 2784-505, Oeiras Portugal.

Abstract

SIR measurements were used to evaluate the effects of chronic nitrogen and saline water additions on the active soil microbial biomass pool in a 3-year sorghum crop established in a Eutric Fluvisol at *Alentejo*, Portugal. A controlled schedule of irrigation with fresh water, water containing nitrogen fertiliser (NH_4NO_3) and water containing NaCl was used to impose increasing gradients of nitrogen and salinity. During the first two months of irrigation, a general decline of SIR rates along time was observed in all treatments, probably resulting from the increase in average temperatures. Besides this common effect, several differences were observed among treatments. The main effect concerned the plot irrigated with saline water, where the SIR rates were c.a. 40% lower than in the control plot, denoting the expected detrimental effect of salt on the active fraction of soil microbial biomass. Decreases in SIR rates were also observed in the plots amended with N-fertiliser, particularly in the highest concentration. However, the combined application of intermediate amounts of NH_4NO_3 with NaCl resulted in higher SIR rates than with saline water alone, thus mitigating the declining effect of salinity on the active fraction of soil biomass. SIR rates at the end of the irrigation cycle showed minor variations among them and where in the same order of magnitude as the ones measured at the start of the assay.

Key-words

Substrate-induced respiration, SIR, soil microbial biomass, nitrogen fertilisation, soil salinisation.

1. Introduction

The progressive decrease of water resources is leading towards the inevitable use of low quality water for irrigation purposes, with the risk of salt accumulation in agricultural soils and consequent damages to crop production and soil fertility. Accumulation of excess sodium (Na^+) in a soil may cause numerous adverse phenomena, such as changes in exchangeable ions, soil pH, destabilization of soil structure, deterioration of soil hydraulic properties, and increased susceptibility to crusting, runoff, erosion, aeration, and osmotic specific ion effects on plants. In addition, serious imbalances in plant nutrition usually occur in sodic soils, which may range from deficiencies of several nutrients to high levels of Na^+. The structural changes and nutrient constraints in such soils ultimately affect crop growth and yield. For these reasons, soil salinisation is a major concern in Mediterranean irrigated areas where salinity levels in irrigation water are often high. This is the case of the *Alentejo* region in southern Portugal, where some water reservoirs have low quality water. The region presents high summer temperatures, strong luminosity, insolation and reduced precipitation (Ribeiro, 1986).

According to Alvim & Nunes (1984), most irrigated lands in this part of the country have a semiarid or dry sub-humid climate. The semiarid zones present the lowest values for the annual hydric superavit and, as a consequence, a minor probability of effective soil leaching by the action of the winter-autumn rainfall. The conjugation of the described factors can cause salt accumulation (Chhabra, 1996), with several consequences for soils and crops. Additionally, irrigation with saline water is commonly associated with the use of excessive nitrogen fertilisers from inadequate agriculture practices, thus presenting an additional threat to this already vulnerable region.

It is well known that soil organic matter (SOM) is the key to successful and sustainable productivity of soils, positively affecting soil structure, aggregation, cation exchange capacity, microbial activity and the water retention capacity. Furthermore, SOM is the major nutrient storage site affecting the availability and mobility of macro- and micro-nutrients to the plants. Soil microbial biomass (SMB) is the living part of SOM, other than living plant material and organisms greater than 500 mm^3 in volume. It plays a key role in organic residue breakdown and can be considered as the agent responsible for the cycling of plant nutrients. Although the SMB represents only a small fraction of the total amount of soil carbon (C) and nitrogen (N), it has a relatively rapid turnover. Estimations of biomass value as a percentage of total soil organic C varied between 0.8 and 4.0% (Jenkinson & Ladd, 1981; Grisi, 1997), and represented more then 5% of total soil N (Jenkinson & Polwlson, 1976). Due to its dynamic character, microbial biomass responds to agricultural management practices (cultivation, crop rotation, residue management, amendments and application of fertilisers) and other environmental variables, often before effects are measurable in organic carbon content. There are several methods of taking microbial biomass measurements, including fumigation-extraction, fumigation-incubation, and substrate-induced respiration (SIR). While the first two methods are based on the quantification of the total microbial biomass C in soils, the SIR method utilizes the initial respiratory response of soil microbes to substrate amendment, to provide an estimate of the amount of C held in living, non-resting microorganisms in soil samples, having the advantage of excluding dormant, non-active cells from biomass measurements (Sparling, 1995). The measure of SIR is considered to correspond to the active fraction of SMB.

2. Objectives

The aim of the present work was to study the impact of chronic additions of salt (NaCl) and N-fertiliser (NH_4NO_3) in the soil microbial biomass of a Eutric Fluvisol located in the *Alentejo* region, under sorghum crop cultivation. For this purpose, an irrigation system based in the triple emitter source was installed in an experimental field for a 3 year period. According to a controlled schedule of irrigation with fresh water, saline water and water containing N-fertiliser, SIR measurements were performed in eight different treatments, in order to evaluate how combined salinity and nitrogen fertilisation influenced the active fraction of soil microbial biomass.

3. Methodology

Description of the study area

The experiment was performed in *Alvalade* Experimental Station, *Alvalade do Sado* (AS), Portugal (37º 56' 48'' N and 8º 23' 40'' W). The soil of the experimental area was classified as Eutric Fluvisol (WRB, 2006), and the main characteristics of the soil profile are reported in Table 1.

Table 1. Soil chemical and physical traits of AS experimental field at different soil depths

		Soil depths (cm)		
		0-30	30-75	75-160
Texture		**Loam**	**Silt Loam**	**Loam**
coarse sand	(%)	8,3	6,5	5,8
fine sand	(%)	52,4	46,2	42,0
silt	(%)	26,3	29,3	27,6
clay	(%)	13,0	18,0	24,6
Parameters	**Unit**			
Organic Matter	($g\ kg^{-1}$)	26,46	17,30	11,69
ECe	($dS\ m^{-1}$)	0,42	1,22	0,96
pH	(H_2O)	7,00	7,13	7,33
CEC	($cmol_{(c)}kg$)	13,59	15,64	16,01
ESP	(%)	2,06	2,10	2,15
SAR	($meq\ L^{-1})^{0,5}$	3,25	3,87	2,96
N total	($g\ kg^{-1}$)	1,15	0,92	0,26
NO_3-N	($mg\ kg^{-1}$)	3,87	4,02	4,30
NH_4-N	($mg\ kg^{-1}$)	n.d.	n.d.	n.d.
$K_{extractable}$	($mg\ kg^{-1}$)	100	53	33
$P_{extractable}$	($mg\ kg^{-1}$)	131	96	9

Three alternate cycles of *Sorghum bicolor* (L.) Moench ssp. *Saccaratum* were grown during 3 years (2007-2009) in a 200 m^2 plot irrigated with a trickle emitter source consisting in three trickle laterals connected together in order to form a triple joint lateral, as described by Beltrão et al. (2002). Two of the laterals are connected to the stock solutions tanks, containing, respectively, NaCl (ISw) and NH_4NO_3 (INw); the third lateral is joined to the fresh water (IFw) supply. The three sources of water together supply a constant amount of 18 L/h in each irrigation spot and per linear meter of the crop. Every year, during the irrigation season (June-September), three NaCl levels were combined with four NH_4NO_3 concentrations, and added to the irrigation water.

		ISw	INw	IFw		ISw	INw	IFw		ISw	INw	IFw		ISw	INw	IFw
TREATMENTS	**N3-salt2**	**12**	**6**	**0**	**N2-salt2**	**12**	**4**	**2**	**N1-salt2**	**12**	**2**	**4**	**N0-salt2**	**12**	**0**	**6**
		12	**6**	**0**		**12**	**4**	**2**		**12**	**2**	**4**		**12**	**0**	**6**
		12	**6**	**0**		**12**	**4**	**2**		**12**	**2**	**4**		**12**	**0**	**6**
	N3-salt1	**6**	**6**	**6**	**N2-salt1**	**6**	**4**	**8**	**N1-salt1**	**6**	**2**	**10**	**N0-salt1**	**6**	**0**	**12**
		6	**6**	**6**		**6**	**4**	**8**		**6**	**2**	**10**		**6**	**0**	**12**
		6	**6**	**6**		**6**	**4**	**8**		**6**	**2**	**10**		**6**	**0**	**12**
	N3-salt0	**0**	**6**	**12**	**N2-salt0**	**0**	**4**	**14**	**N1-salt0**	**0**	**2**	**16**	**N0-salt0**	**0**	**0**	**18**
		0	**6**	**12**		**0**	**4**	**14**		**0**	**2**	**16**		**0**	**0**	**18**
		0	**6**	**12**		**0**	**4**	**14**		**0**	**2**	**16**		**0**	**0**	**18**
		18 L/h				**18 L/h**				**18 L/h**				**18 L/h**		

ISw - irrigation water containing NaCl; INw - irrigation water containing NH_4NO_3; IFw - fresh irrigation water

Figure 1. Experimental design of plots installed in AS experimental station.

The layout scheme and the spatial distribution of the experimental plots (shown in Figure 1) were kept the same throughout the three years. The treatments were applied according to the calendar depicted in Table 2, and the final amounts added during irrigation seasons 2007-2009 are expressed in Table 3. Eight treatments, out of the twelve present in the experimental field, were selected for the current study: a first group receiving IFw and INw (N3-salt0, N2-salt0, N1-salt0, N0-salt0); and a second group receiving, additionally, ISw (N3-salt2, N2-salt2, N1-salt2, N0-salt2).

Table 2 Irrigation schedule applied in AS experimental field between June and September 2009.

Date	Duration (min)	Application vol. (mm)	Type of water	Date	Duration (min)	Application vol. (mm)	Type of water
03 -06	15	6	IFw	**29-07**	45	18	ISw+IFw
12 -06	15	6	IFw	**31-07**	45	18	ISw+IFw
19-06	30	12	ISw+IFw	**03-08**	45	18	ISw+IFw
24-06	30	12	ISw+IFw	**05-08**	45	18	ISw+IFw
26-06	60	24	ISw+IFw	**07-08**	45	18	ISw+IFw
01-07	45	18	ISw+IFw	**10-08**	45	18	ISw+IFw
03-07	60	24	ISw+IFw	**12-08**	30	12	ISw+IFw
07-07	45	18	INw	**14-08**	45	18	ISw+IFw
10-07	45	18	ISw+IFw	**17-08**	45	18	ISw+IFw
13-07	45	18	ISw+IFw	**19-08**	30	12	ISw+IFw
15-07	45	18	INw	**21-08**	45	18	ISw+IFw
17-07	45	18	ISw+IFw	**24-08**	45	18	ISw+IFw
20-07	45	18	ISw+IFw	**26-08**	30	12	ISw+IFw
22-07	60	24	INw	**28-08**	45	18	ISw+IFw
24-07	45	18	ISw+IFw	**31-08**	45	18	ISw+IFw
27-07	45	18	ISw+IFw	**02-09**	30	12	ISw+IFw
29-07	45	18	ISw+IFw	**04-09**	30	12	ISw+IFw
31-07	45	18	ISw+IFw	**22-07**	60	24	INw
03-08	45	18	ISw+IFw	**24-07**	45	18	ISw+IFw
22-07	60	24	INw	**27-07**	45	18	ISw+IFw
24-07	45	18	ISw+IFw	**29-07**	45	18	ISw+IFw

IFw, irrigation fresh water; INw, irrigation water containing NH_4NO_3; ISw, irrigation saline water.

Table 3. Salt and nitrogen fertiliser added to soil in AS experimental field during 2007-2009

	2007	2008	2009	2007	2008	2009
Treatments	**NaCl (g m^{-2})**			**NH_4NO_3 (g N m^{-2})**		
N3-salt2	706.9	590.1	1169.0	30.4	26.4	24.0
N3-salt1	382.0	327.9	663.4	30.4	26.4	24.0
N3-salt 0	60.0	70.2	163.8	30.4	26.4	24.0
N2-salt2	706.9	590.1	1169.0	20.3	17.6	16.0
N2-salt1	382.0	327.9	663.4	20.3	17.6	16.0
N2-salt 0	60.0	70.2	163.8	20.3	17.6	16.0
N1-salt2	706.9	590.1	1169.0	10.1	8.8	8.0
N1-salt1	382.0	327.9	663.4	10.1	8.8	8.0
N1-salt 0	60.0	70.2	163.8	10.1	8.8	8.0
N0-salt2	706.9	590.1	1169.0	0.0	0.0	0.0
N0-salt1	382.0	327.9	663.4	0.0	0.0	0.0
N0-salt 0	60.0	70.2	163.8	0.0	0.0	0.0

Meteorological data

The evapotranspiration data measured in *Alvalade do Sado* during the 2009 season are presented in Figure 2. The average values were consistently high during July and the first three weeks of August, starting to decrease after this period. The mean daily temperature began to rise near the end of May. The monthly average temperature reached its annual peak during July and August, and started to decline in September. The total precipitation for 2009 was 83 mm. Precipitation in the 6-month period between May and October accounted for the 31% of the annual precipitation. No precipitation was registered during July and August.

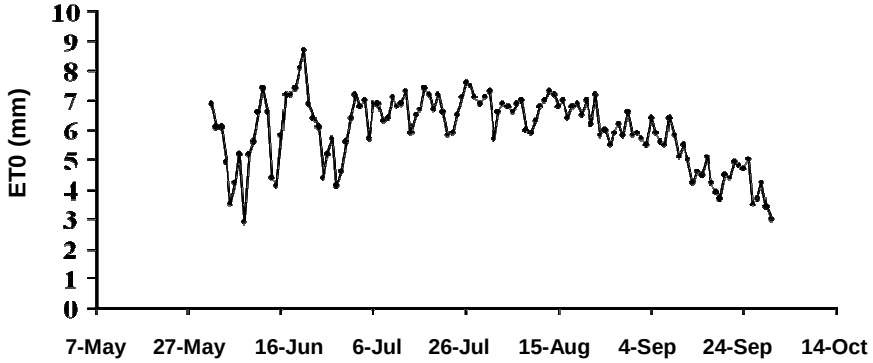


Figure 2. Evapotranspiration (ET0) in Alvalade do Sado during June-October 2009.

Soil sampling and SIR measurements

Soil sampling was performed in the following dates: before starting irrigation with ISw and INw (June 17), during irrigation with ISw and INw (July 7, July 22, August 7 and August 26), and after ending the irrigation cycle (September 23). Composite soil samples were collected at 0–10 cm depth, sieved (< 2 mm) and stored at 5 ºC until use.

For SIR evaluations, 100 g of each soil was placed in a 250 ml erlenmeyer flask and the water content was adjusted to 70% water holding capacity by spraying a glucose solution equivalent to 60 μmol glucose per gram of dry soil. Flasks were incubated in a water bath at 28 ºC throughout the all experiment. Every 30 minute, the gaseous phase in each flask was flushed through a 0.025 M NaOH trap. Titration of trapped-CO_2 was performed after precipitation with 0.5 M $BaCl_2$, using 0.025 M HCl and phenolphthalein indicator. Measurements were continued for 4 to 5 hours. The evolution rate of CO_2 (SIR rate) was expressed as μg C-CO_2 per g of dry soil per hour. All determinations were conducted in triplicate. The amount of glucose required to stimulate the maximum respiratory response for SIR in this particular soil had been previously assessed by measuring the CO_2 produced upon addition of 0, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105 μmol glucose g dry soil^{-1}, using the same experimental apparatus as above; the highest amount of CO_2 was evolved at glucose concentrations between 45-75 μmol glucose g dry soil^{-1}.

Analytical methods

Soil water content was determined by drying sub-samples at 105 ºC for 24 h. Soil pH was measured according to ISO 10390:2005. Electrical conductivity (EC) and Na were measured in the liquid phase of the solid saturation extract; quantification of Na was performed by atomic absorption spectrometry. Soil organic N was determined by Kjeldahl analysis and C was quantified by the method of Wakley & Black (Nelson & Sommers, 1996).

Statistical analysis

Principal Components Analysis of the data obtained for each treatment was performed using the software STATISTICA (data analysis software system), version 6 (StatSoft, Inc., 2003).

4. Results

Soil properties

Soil chemical parameters determined in the experimental field before irrigation and after the irrigation cycle in 2009 are presented in Table 4. In most treatments, both pH and EC decreased at the end of the irrigation season; total N and C remained constant along time.

Table 4. Soil chemical properties determined in the different treatments at AS experimental field, before irrigation (BI) and after the irrigation cycle (AI).

Treatments		pH	EC (dS m-1)	Na meqL-1	Total N (g kg^{-1})	Total C (g kg^{-1})	C:N ratio
N3-salt2	BI	6.45	8.59	57.5	1.34	12.4	9.25
	AI	5.45	6.67	50.9	1.26	12.2	9.68
N3-salt0	BI	6.15	3.4	11.31	1.34	15.5	11.57
	AI	5.12	6.50	49.72	1.46	15.4	10.55
N2-salt2	BI	5.13	5.50	47.72	1.43	15.1	10.56
	AI	6.23	11.32	83.18	1.16	15.0	12.93
N2-salt0	BI	5.76	4.70	15.99	1.34	15.4	11.49
	AI	5.65	1.93	18.01	1.23	15.2	12.36
N1-salt2	BI	5.55	1.00	16.89	1.20	15.0	12.50
	AI	5.62	20.2	144.83	1.26	14.8	11.75
N1-salt0	BI	6.39	2.80	11.7	1.34	15.1	11.27
	AI	5.72	4.64	36.817	1.3	14.9	11.46
N0-salt2	BI	6.75	6.79	42.5	1.29	11.3	8.76
	AI	6.45	6.89	89.29	1.15	11.4	9.91
N0-salt0	BI	6.64	2.52	10.92	1.34	15.7	11.72
	AI	6.75	1.75	16.76	1.17	15.5	13.25

SIR measurements

The evolution of SIR rates determined in soil samples from the different treatments during the irrigation cycle is depicted in Figure 3.

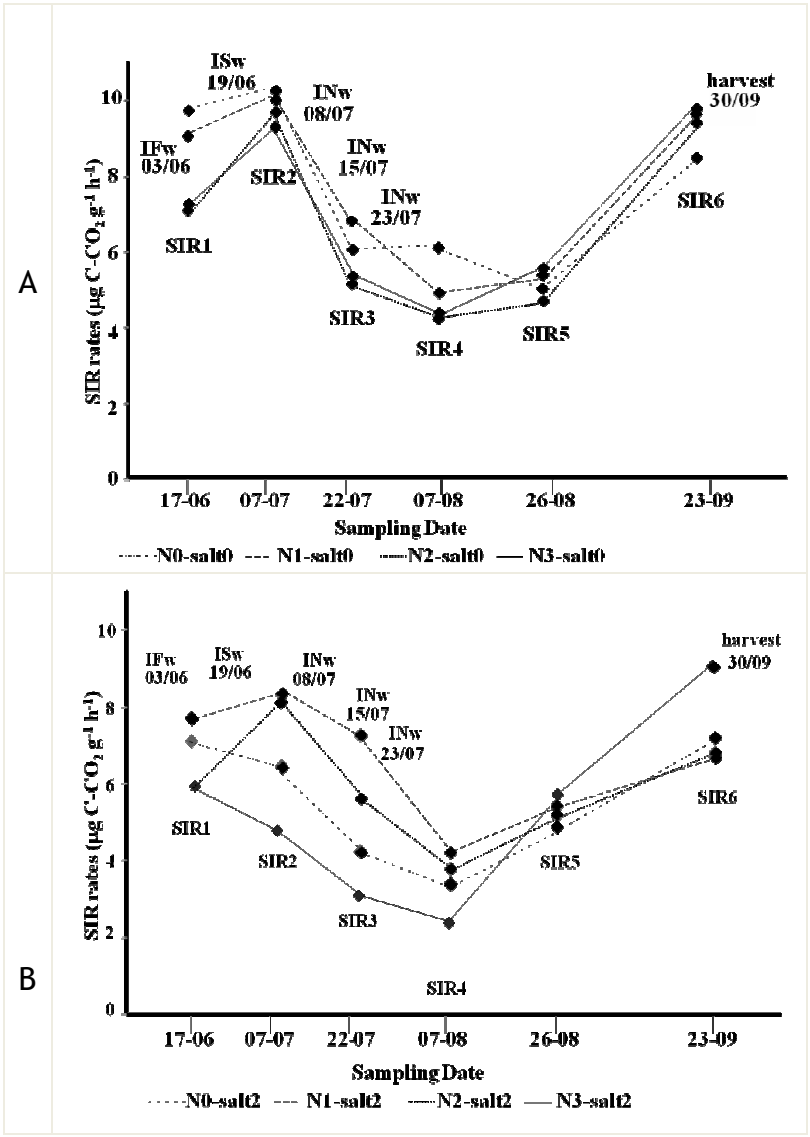


Figure 3. Evolution of microbial biomass measured by substrate-induced respiration (SIR) at different sampling dates in plots irrigated with fresh water (IFw), water containing NH_4NO_3 (INw), and saline water (ISw), corresponding to treatments (A) N0-salt0, N1-salt0, N2-salt0, and N3-salt0; and (B) N0-salt2, N1-salt2, N2-salt2, and N3-salt2.

At the beginning of the irrigation cycle (June 17), SIR rates determined in treatments receiving the higher amounts of nitrogen, either in the absence of salt (N2-salt0 and N3-salt0) or in its presence (N2-salt2 and N3-salt2) were clearly smaller than treatments without nitrogen or receiving the lowest concentration of NH_4NO_3. Plots that had been irrigated with saline water in previous years also presented lower SIR rates at the beginning of the experiment than plots where no saline water had been applied.

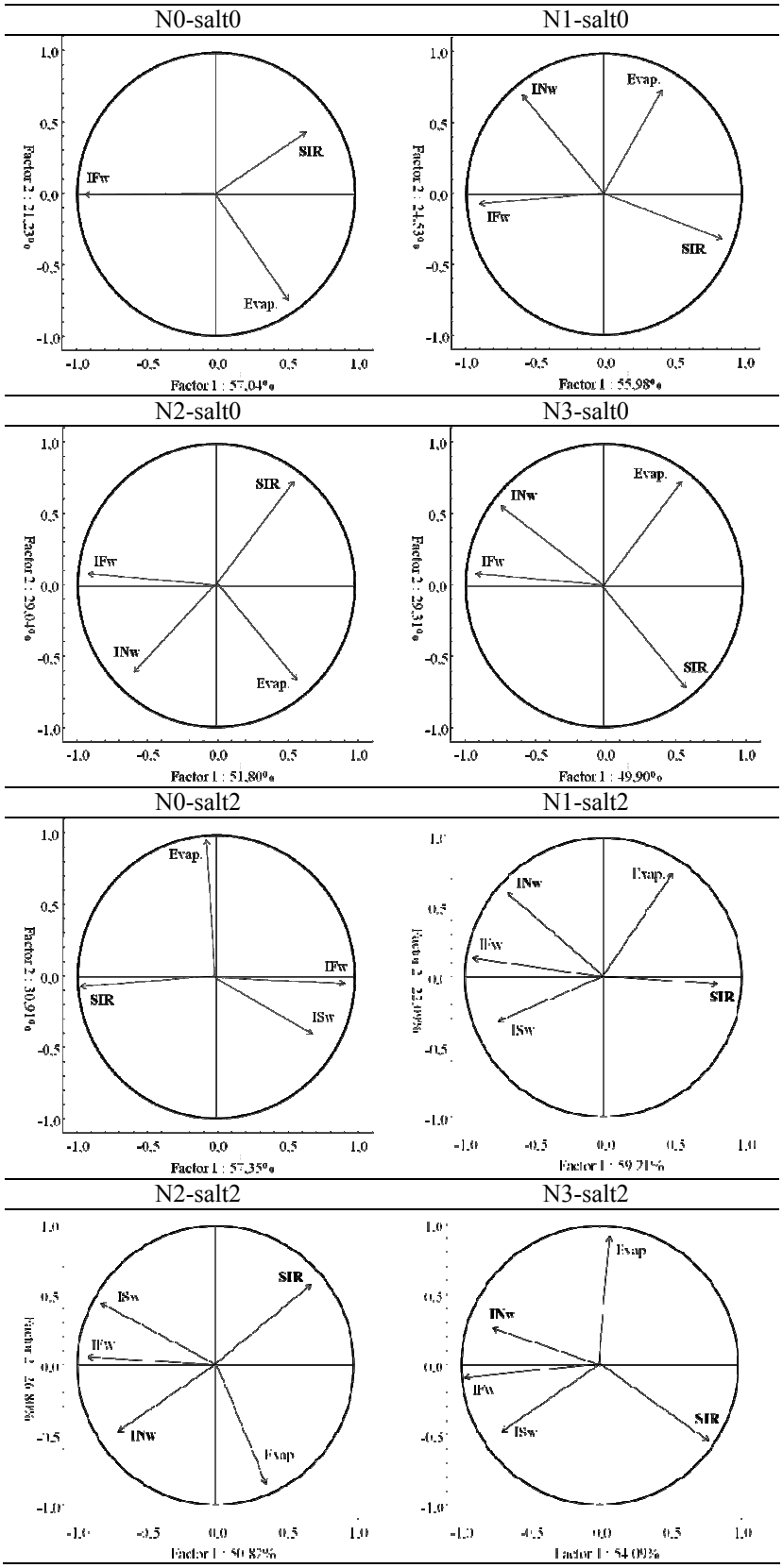


Figure 4. Projections of the variables on the factor plane of PCA for the first two PCs: relationships between variables SIR rates, evapotranspiration (Evap,) fresh irrigation water (IFw), saline water (ISw), and water containing N-fertiliser (INw) (applied to each treatment in meq/L).

A general decline of SIR rates along time was observed in all treatments during the first two months of irrigation. Besides this common effect, several differences were observed among treatments. The main effect concerned the plot irrigated with saline water (N0-salt2), where the SIR rates were c.a. 40% lower than in the control plot (N0-salt0). Decreases in SIR rates were also observed in the plots irrigated with water containing NH_4NO_3, particularly in the highest concentration. However, the combined application of intermediate amounts of NH_4NO_3 and NaCl (treatments N1-salt2 and N2-salt2) resulted in higher SIR rates than with saline water alone (N0-salt2).

SIR rates obtained at the end of the irrigation cycle showed minor variations among them and were of the same order of magnitude as the ones measured at the start of the assay.

Principal component analysis was performed to correlate SIR rates (μg $C\text{-}CO_2$ g $soil^{-1}$ h^{-1}) with the quantity and quality of IFw, ISw, and INw applied to each treatment (converted to meq/L), as well as with evapotranspiration (mm). The projections of these variables on the factor plane of the first two principal components are represented in Figure 4. For each treatment, the loadings of the correlation matrix were analyzed in order to choose the principal components that explain the percentage of total variance of the original variables, using the following criteria: eigenvalue bigger than 1 and loading percentage bigger then 0.7. It was sufficient to retain the first and second principal components.

5. Discussion

Soil microbial biomass measured by the SIR method along the crop cycle was affected by sampling dates and irrigation treatments. SIR rates ranged from 2.4 to 10.0 μg $C\text{-}CO_2$ g $soil^{-1}$ h^{-1}. Values in the same order of magnitude have been reported for a wide range of soils from different ecosystems, including prairies, deserts, agricultural sites, old-growth forests, and regenerating forests (Chang & Trofymow, 1996; Bailey et al., 2002)).

The differences observed among the SIR rates measured in the several experimental plots at the beginning of the experiment (before starting irrigation with IFw and INw) may possibly reflect previous applications of salt and nitrogen in the preceding years, thus indicating the long-term effects of the correspondent treatments. The increase in SIR rates observed in most plots shortly after starting irrigation with fresh water was probably related to the recovery of active SMB due to the increase in water availability.

The decline in SIR rates observed in all treatments during July/August was most likely due to the meteorological conditions registered during this period, corresponding to the annual peak of average temperatures and evapotranspiration. The generalized recovery of SIR rates in the last sampling dates was coincident with the decline of evapotranspiration values at late August/beginning of September. However, inconclusive or slightly negative interactions were found between SIR rates in most treatments and the evapotranspiration values registered during the crop cycle.

Strong negative correlations were observed between SIR rates and the amounts of N-fertiliser applied in the irrigation water, with SIR rates decreasing along the increasing N gradient. According to these results, N-fertilisation suppressed a significant part of the active fraction of soil microbial biomass. Similar trends were reported for the behaviour of total

SMB carbon upon nitrogen fertilisation gradients in cottonwood and loblolly pine plantations (Lee & Jose, 2003), and other long term fertilisation trials (Scott et al., 1998; Fisk & Fahey, 2001). In contrast, shorter-term fertilisation has been shown to increase microbial biomass, and this was attributed to a previous situation of N-limitation in the soil (Gallardo & Schlesinger, 1994; Hart & Stark, 1997). However, there is no obvious explanation for the decrease in microbial biomass over longer periods of treatment (Fisk & Fahey, 2001), as in the case of the present study.

In treatments irrigated with saline water, strong negative correlations were observed between SIR and ISw. Where salinity has been induced, results described in literature have been rather contradictory and both decreases and increases of microbial biomass have been reported. Wong et al. (2008) found that SMB carbon was highest in high sodicity treatments, and this effect was attributed to increased availability of organic C. The rational for this was based in the assumption that, under sodic conditions, soil organic matter can be rapidly lost by dispersion of aggregates, becoming available for microbial decomposition; hence, microbial biomass might be augmented due to increased nutrient supply. Opposite observations, matching our results, were made by Rietz & Haynes (2003) in sugarcane plantations, where SMB carbon declined with increasing soil electric conductivity. The negative relationship between SIR rates and irrigation with saline water observed in the present work shows that, also in the particular edaphoclimatic conditions of this experiment, salinity adds a detrimental effect on the active soil microbial community, confirming a pattern found in naturally saline soils where the size of the microbial community is usually negatively correlated with total soluble salts (Mallouhi & Jacquin, 1985; Ragba, 1993). An interesting result was the finding that the combined application of intermediate amounts of NH_4NO_3 and saline water could result in higher SIR rates than with saline water alone, thus mitigating the declining effect of salinity on soil microbial activity.

6. Conclusions

The results reported here point to the following major conclusions:

- In the edaphoclimatic conditions and experimental setup used in this work, microbial biomass measured by the SIR method varied during the crop cycle and among treatments.
- Increasing inputs of N-fertiliser decreased the active fraction of SMBC.
- Irrigation with saline water reduced the active fraction of SMBC.
- Considering the results obtained in this work, it seems plausible to achieve an optimum combination of low quality (saline) irrigation water and N-fertiliser that could mitigate the declining effect of salinity on soil microbial activity.

7. Acknowledgments

This work was supported by project NITROSAL (PTDC/AGR-AAM/66004/2006) and by Program Ciência2007, *Fundação para a Ciência e Tecnologia*, Portugal. V. Rama

Candelario was granted by *Quercus IV – Programa Leonardo da Vinci* (FUNDECYT, España).

8. References

ALVIM, A., NUNES, J., 1984. Qualidade da água e risco de halomorfização do solo nos perímetros de Rega do Sul de Portugal (1980 a 1982). Ministério da Agricultura, Florestas e Alimentação. Direcção Geral de Hidráulica e Engenharia Agrícola. Lisboa.

BAILEY V.L., PEACOCK A.D., SMITH J.L., BOLTON H., 2002. Relationship between soil microbial biomass determined by chloroform fumigation-extraction, substrate-induced respiration, and phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biol. Biochem.* 34: 1385–1389.

BELTRÃO, J., JESUS, S.B., SILVA, V., SOUSA, P.B., CARVALHO, I., TRINDADE, D., RODRIGUES, M.H., MACHADO, A., 2002. Efficiency of triple emitter source (TES) for irrigation experiments of horticultural crops. *Acta Hort. (ISHS)* 573: 183-188.

CHANG, S.X., TROFYMOW, J.A., 1996. Microbial respiration and biomass (substrate-induced respiration) in soils of old-grown and regenerating forests on northern Vancouver Island, British Columbia. *Biol. Fertil. Soils* 23: 145-152.

CHHABRA, R., 1996. Soil Salinity and Water Quality. *Irrig. Drainage Syst.* 11: 281-282.

FISK, M.C., FAHEY T.J., 2001. Microbial biomass and nitrogen cycling response to fertilisation and litter removal in young northern hardwood forests. *Biogeochemistry* 53: 201-223.

GALLARDO, A., SCHLESINGER, W.H., 1994. Factors limiting microbial biomass in the mineral soil and forest floor of a warm-temperate forest. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1409–1415.

GRISI, B.M., 1997. Temperature increase and its effect on microbial biomass and activity of tropical and temperate soils. *Revista de Microbiologia* 28: 5-10.

HART, S.C., STARK, J.M., 1997. Nitrogen limitation of the microbial biomass in an old-growth forest soil. *Ecoscience* 4, 91–98.

JENKINSON, D.S., POLWLSON, D.S., 1976. The effect of biocidal treatment on metabolism in soil, a method for measuring soil biomass. *Soil Boil. Biochem.* 82: 209–213.

JENKINSON, D.S., LADD, J.N., 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: Paul, E. A., Ladd, J. N. (eds.): Soil Biochemistry. pp. 4l5-471. Marcel Dekker. New York.

LEE, K.H., JOSE, S., 2003. Soil respiration, fine root production and microbial biomass in cottonwood and loblolly pine plantations along a nitrogen fertilisation gradient. *Forest Ecol. Manage.* 185: 263-273.

mallouhi, N., Jacquin, F., 1985. Essai de correlation entre proprietes biochimiques d'un sol salsodique et sa biomasse. *Soil Biol. Biochem.* 17: 23–26.

NELSON, D.W., SOMMERS L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: PAGE et al. (eds.): Methods of Soil Analysis, Part 2, 2nd edition. Ed. Agronomy 9. pp. 961-1010. American Society of Agronomy, Inc. Madison.

SPARLING, G.P., 1995. The substrate-induced respiration method. In: Alef K., Nannipieri, P., (eds.): Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. pp. 382-387. Academic Press. London.

SCOTT, N.A., PARFITT R., ROSS D., SALT G., 1998. Carbon and nitrogen transformations in New Zealand plantation forest soils from sites with different N status. *Can. J. For. Res.* 28: 967-976.

RAGAB, M., 1993. Distribution pattern of soil microbial population in salt-affected soils. In: Lieth, H., Al-Masoom, A.A. (eds.): Deliberations About High Salinity Tolerant Plants and Ecosystems, vol. 1. pp. 467–472. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

RIBEIRO, O., 1986. Portugal, o Mediterrâneo e o Atlântico. Livraria Sá da Costa Editora. Lisboa.

RIETZ, D.N., HAYNES R.J., 2003. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biol. Biochem.* 35: 845–854.

WRB, 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports 103. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.

WONG, V., DALAL, R., GREENE, R., 2008. Salinity and sodicity effects on respiration and microbial biomass of soil. *Biol. Fertil. Soils.* 44: 943-953.

Soil dehydrogenase activity as affected by sewage sludge application and sub-soil mobilisation

MENINO, R.[1*], PRAZERES, A.[1], RAMA CANDELARIO, V.[1], DELGADO RODRÍGUEZ, A.I.[1], FARROPAS, L.[1], LAGARTINHO, A.[2], FARELEIRA, P.[1]

[1] Unidade de Investigação em Ambiente e Recursos Naturais, L-INIA/INRB-IP, Quinta do Marquês, Av. da República, 2784-505, Oeiras/ Tapada da Ajuda, Apartado 3228, 1301-903 Lisboa, Portugal.
[2] LPN - Liga para a Protecção da Natureza / Centro de Educação Ambiental de Vale Gonçalinho (CEAVG) - Apartado 84, 7780-909 Castro Verde, Portugal.
*E-mail: regina.menino@inrb.pt

Abstract
The effects of sub-soil mobilisation and sewage sludge application in soil microbial properties were evaluated in three experimental fields located in the southern Portuguese region of *Baixo Alentejo*, dedicated to the cultivation of cereals. Sub-soil mobilisation by ripping was performed at a maximum depth of 60 cm. Locally produced sewage sludge was applied to soil through either surface spreading or injection at 30 cm depth, along with ripping. Measurements of soil dehydrogenase activity and microbial biomass were used to evaluate the medium-term effects of these procedures on the active microbial fraction of surface soil. Soil dehydrogenase activity was significantly depressed by ripping, but this effect was released by the combined application of sludge. The use of inorganic fertilisation together with ripping resulted in significant increases in activity, independently of sludge application. Comparison between sludge application methods showed similar levels of dehydrogenase activity for either soil injection or surface spreading. Better equilibriums of microbial biomass C and N fractions were achieved through either the use of inorganic fertilisation or sludge application to soil by deep injection.

Key words
Soil dehydrogenase activity, soil microbial biomass, deep ripping, sewage sludge.

1. Introduction

The Mediterranean semiarid climate is characterized by high temperatures and low precipitation, leading to high mineralisation rates of soil organic matter and its loss, with the consequent impoverish and decline of fertility. The cereal pseudo-steppe in the rural area of *Castro Verde*, located in the south of Portugal (*Baixo Alentejo*), is especially threatened by soil erosion and desertification (Sequeira, 2008). Although recognized as the most important site in the country for steppe birds, the semi-natural ecosystems created by extensive crop production are becoming vulnerable to both abandonment and intensification of farming (Maier, 1998). Several efforts have been made to promote the conservation of this threatened ecosystem through an integrated sustainable development approach, combining land and soil protection, direct nature conservation actions, promoting new farming practices and environmental education, among others (Sequeira, 2008). One of the main actions is the encouragement of the reuse of municipal sewage sludge as low-cost fertilizer in the cereal fields. Sludge application to agricultural soils might be beneficial in several ways, namely by

increasing soil organic matter and promoting soil fertility, as well as recycling such residues and solving environmental and economic problems related to their disposal.

Particularly for farming systems, in which soil fertility is strongly tied to the turnover of organic matter, a close relationship may exist between enzyme activities and soil fertility. These enzymes catalyze important reactions responsible for maintaining the biological activity of soil, being essential mediators of fundamental processes, such as organic matter degradation, mineralisation and nutrient cycling (Tabatabai, 1994). Because of their relationship to soil microbiota and their rapid response to changes in soil condition or management, soil enzymes have been suggested as potential indicators for soil quality (Dick, 1994) and environmental biomonitoring (García-Gil et al., 2000). Dehydrogense activity may be particularly useful in monitoring the soil status. This enzyme system fulfils a significant role in the oxidation of soil organic matter by transferring hydrogen and electrons from substrates to appropriate acceptors (Tabatabai, 1994). The total dehydrogenase measured in the soil is the sum of the activities of many different dehydrogenase systems, which are integral part of the microorganisms. Therefore, the result of the assay is an index of the active microbial population. Similarly to enzyme activities, soil microbial biomass has been shown to be a sensitive indicator of disturbances in cropping systems (Anderson & Domsch, 1989).

2. Objective

The main objective of this work was to evaluate the effects of sewage sludge application, along with sub-soil mobilisation by ripping, in some microbiological properties of the surface soil layer, namely dehydrogenase activity and microbial biomass carbon and nitrogen contents.

3. Material and methods

The study was carried out in three experimental fields of Leptossoils (ISSS-ISRIC-FAO, 1998), located in the municipality of *Castro Verde*, *Baixo Alentejo*: VG-Agro1, VG-Agro12 (both at *Herdade do Vale Gonçalinho*) and MP (*Herdade do Monte Paraíso*). Three plots of 0.5 ha were selected in either fields VG-Agro1 and VG-Agro12. In field MP, four plots of 4.5 ha were used. All soils were shallow and with median texture. Table 1 presents some physical and chemical characteristics determined in composite soil samples from each field at the start of the experiment, as well as the methods used for analysis. According to the reference values of LQARS (2000), these soils presented relatively poor contents in macro and micronutrients, low amounts of total N, low contents of organic matter, and slightly acidic pH reaction.

Table 1. Some chemical parameters determined in composite soil samples collected at the experimental fields at the start of the experiment.

	Field		
Parameters	**VG-Agro1**	**VG-Agro12**	**MP**
pH_{H2O} (ISO 10390:2005)	6.0	6.1	6.1
Organic matter (%) (ISO 10694:1995)	2.21	1.25	1.58
Total N (%) (ISO 13878:1998)	0.14	0.08	0.09
Extractable P (ppm P_2O_5) (Egner-Rhiem method)	63.72	20.56	37.51
Extractable K (ppm K_2O) (Egner-Rhiem method)	109.20	50.40	47.28
Extractable Mg (ppm MgO) (with ammonium acetate)	201.90	191.85	144.00

Sewage sludge was collected at the wastewater treatment plant of *Castro Verde* municipality in November 2009, and immediately applied (40 m^3 ha^{-1}) in the three experimental fields. The chemical characteristics of this sludge are presented in Table 2, together with the methods used for its characterization. This residue met the requirements defined by the Portuguese legislation (*Decreto-Lei 276/2009*) for sludge utilization in agricultural fields.

Table 2. Physical and chemical characteristics of the sewage sludge applied in the field trials

Parameters	**Values**
Moisture (EN 12880:2000)	99.8 %
pH_{H2O} (NP EN 12176:1998)	6.58
Electrical conductivity at 25ºC (internal method)	1.56 mS cm^{-1}
Organic matter (EN 12879:2000)	0.10 %
Total N (EN 13342:2000)	0.02 %
Total P (as P_2O_5) (EN 13346:2000)	0.01 %
Total K (as K_2O) (EN 13346:2000)	0.01 %
Total Ca (as CaO) (EN 13346:2000)	0.02 %
Total Mg (as MgO) (EN 13346:2000)	0.004 %
Total Cu (EN 13346:2000)	1.48 mg kg^{-1}
Total Zn (EN 13346:2000)	1.79 mg kg^{-1}
Total Ni (EN 13346:2000)	0.05 mg kg^{-1}
Total Cr (EN 13346:2000)	0.03 mg kg^{-1}
Total Cd (EN 13346:2000)	<0.03 mg kg^{-1}
Total Pb (EN 13346:2000)	0.14 mg kg^{-1}
Total Hg (Combustion method and EAA equipment AMA 254)	0.003 mg kg^{-1}
Escherichia coli (ISO 16649-2:2002)	3.6×10^2 cells g^{-1}
Salmonella spp. (prEN 15215-3 CEN)	Absent in 50 g

The treatments were the following: direct sowing (S); ripping plus sowing (R+S); inorganic fertilisation plus sowing (IF+S); ripping plus inorganic fertilisation plus sowing (R+IF+S); ripping plus sludge injection plus sowing (R+SI+S); ripping plus sludge spreading plus sowing (R+SS+S); ripping plus inorganic fertilisation plus sludge injection plus sowing (R+IF+SI+S). Sub-soil mobilisation by ripping was performed at a maximum depth of 60 cm. Sludge injection was carried out at 30 cm depth along with ripping. Basal inorganic fertilisation consisted of 30 kg N ha^{-1}, 66 kg P ha^{-1} and 30 kg K ha^{-1}. Fields VG-Agro1 and VG-Agro12 were cultivated with wheat, and field MP was cultivated with oat. Sowing was performed at the end of November.

Weather conditions affecting the experimental field during the period concerning the present report were characterised by atypically high precipitation and low temperatures.

Four months after the agronomic operations described above, either two or four composite soil samples were collected from the surface soil layer (0-10 cm) in each experimental plot. The samples were sieved (1 mm) and kept at 4 ºC until biochemical analyzes. Soil moisture determination was performed at 105 ºC till constant weight.

Dehydrogenase activity (DHA) was measured by a modification of the method from Von Mersi & Schinner (1991), as described by Camiña et al. (1998), using

iodonitrotetrazolium (INT) as substrate and a mixture of 1:1 methanol-acetonitrile for extraction of the reaction product, INT-formazan (Mosher et al., 2003). Dehydrogenase activity is expressed as milligrams INT-formazan produced per g of dry soil during 1 hour, and corresponds to the average of four replicate determinations.

Soil microbial biomass was determined by the chloroform fumigation-extraction method (Horwath & Paul, 1994), by measuring the increase in extractable C and N after soil fumigation with chloroform for 5 days; soluble carbon was determined colorimetrically after digestion with potassium dichromate and total nitrogen was quantified by the Kjeldahl method.

The effects of the different treatments in soil dehydrogenase activity and microbial biomass were analyzed by the General Linear Model and comparison of means was performed through the test of Least Significance Difference at $P<0.05$, using the software STATISTICA (data analysis software system), version 6 (StatSoft, Inc. 2003).

4. Results

Soil dehydrogenase activities and microbial biomass C and N determined in the different treatments of the three experimental fields are presented in Table 3.

Table 3. Treatment responses for soil dehydrogenase activity and microbial biomass C and N at experimental fields VG-Agro1, VG-Agro12, and MP.

Experimental field	Treatment	Dehydrogenase activity (μg INT-formazan g^{-1} h^{-1})	Microbial biomass C (μg g^{-1})	Microbial biomass N (μg g^{-1})
VG-Agro1	S	91 a	136 a	74 a
	R+S	53 b	59 b	78 a
	R+SI+S	76 ab	35 b	72 a
VG-Agro12	S	98 a	120 a	18 a
	R+S	50 b	49 b	36 b
	R+SS+S	71 ab	86 ab	16 a
MP	IF+S	65 a	29 a	44 a
	R+IF+S	76 b	47 b	46 a
	R+IF+SI+S*	73 b	48 b	51 a

S - direct sowing; R - ripping; IF - inorganic fertilisation; SI - sludge injection; SS - sludge spreading. Results are arithmetic means of two or four (*) soil samples and are expressed on an oven-dry basis (105ºC). Within a column, values concerning the same experimental field and followed by the same letter are not significantly different according to LSD test (P<0.05).

Soil microbial properties evaluated in the three fields were significantly ($P<0.05$) affected by the treatments, with the exception for microbial biomass N in fields VG-Agro1 and MP.

5. Discussion

The results are consistent with the following considerations:

In the absence of inorganic fertilisation (VG-Agro1 and VG-Agro12):

Soil dehydrogenase activity decreased in plots submitted to sub-soil mobilisation (R) as compared to the corresponding plots without mobilisation (S), which is to be expected as the result of increased aerobic conditions (Chendrayan et al., 1980), considering that dehydrogenases are predominantly of anaerobic origin (Orten & Neuhaus, 1970). This decrease in activity was presumably related to the decline in the soil populations of anaerobic microorganisms.

The recovering of dehydrogenase activity after sludge application, either through deep injection (treatment R+SI+S in VG-Agro1) or surface spreading (treatment R+SS+S in VG-Agro12) is in accordance with Goyal et al. (1993) when advocating sludge application to the soils in order to increase its dehydrogenase activity.

Although the response of dehydrogenase activity was similar in both methods of sludge application, opposite trends were observed for the two fractions (C and N) of microbial biomass, with sludge injection (SI) favouring an increase of microbial biomass N and a decrease of the C fraction, and surface spreading (SS) determining the decrease of microbial biomass N and the increase of the C fraction. These results suggest the influence of air exposure on the evolution of microbial biomass after sludge application, with more direct access to oxygen (SS) favouring the increase of the C fraction and the decrease of the N fraction and, in opposition, less availability of oxygen (SI) stimulating the increase of the N fraction and the decrease of the C fraction. However, it is worth considering the possibility that the higher soil contents in total nitrogen and organic matter in VG-Agro1 at the start of the experiment (probably resulting from previous field trials) might have biased the behaviour of microbial biomass, thus stressing the need for further evaluations.

In the presence of inorganic fertilisation (MP):

Inorganic fertilisation seemed to have a buffer effect, particularly after ripping, upon both the dehydrogenase activity and the C fraction of microbial biomass. However, in these conditions, ripping seems to have a positive effect over dehydrogenase activity, in opposition to what was verified in the absence of inorganic fertilisation. This result was accompanied by a significant positive effect upon microbial biomass C, contrarily to what was verified in the absence of inorganic fertilisation. It may be assumed that, in the presence of available inorganic nutrients, the increasing aerobic conditions are responsible for the increase of both microbial biomass and activity, in agreement with the observations of Kanchikerimath & Singh (2001).

6. Conclusions

The preliminary results reported here, which should eventually be confirmed after crop harvest, point out to the following conclusions:

- Under the experimental soil and climate constrains, inorganic fertilisation, particularly in association with better soil aerobic conditions, may contribute to the equilibrium of microbial biomass fractions and microbial activity, and thus to the improvement of soil fertility;

- Sludge application to soil can effectively amend the depletion of soil fertility, through the increase of microbial activity and the promotion of a better equilibrium of microbial biomass C and N fractions.

- Sludge application to soil by deep injection may account for a better equilibrium of microbial biomass C/N than surface spreading, particularly by favouring N recycling within the soil, without liberation to the atmosphere.

7. Acknowledgements

This work was supported by project *Rural Value – Sustainable Development of Threatened Extensive Farming Systems* (EEA Grants). V. Rama Candelario and A. I. Delgado Rodríguez were granted by *Quercus IV – Programa Leonardo da Vinci* (FUNDECYT, España).

8. References

ANDERSON, T.H., DOMSCH, K.H., 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21: 471-479.

CAMIÑA, F., TRASAR-CEPEDA, C., GIL-SOTRES, F., LEIRÓS, C., 1998. Measurement of dehydrogenase activity in acid soils rich in organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 30: 1005-1011.

CHENDRAYAN, K., ADHYA, T. K., SETHUNATHAN, N., 1980. Dehydrogenase and invertase activities of flooded soils. *Soil Biol. Biochem.* 12: 271-273.

DICK, R.P., 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: Doran, J.W. (ed.): Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. pp. 107-124. SSSA Book Series, nº5, Soil Science Society of America, Madison.

GARCÍA-GIL, J.C., PLAZA, C., SOLER-ROVIRA, P., POLO, A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1907-1913.

GOYAL, S., MISHRA, M.M., DHANKAR, S.S., KAPOOR, K.K., BATRA, R., 1993. Microbial biomass turnover and enzyme activities following the application of farmyard manure to field soils with and without previous long-term applications. *Biol. Fert. Soils* 15: 60-64.

HORWATH, W.R., PAUL, E.A., 1994. Microbial biomass. In: Weaver, R. W. et al. (eds.): Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. pp. 775-833. SSSA Book Series, nº5, Soil Science Society of America, Madison.

ISSS-ISRIC-FAO, 1998. World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports 84. FAO, Rome.

KANCHIKERIMATH, M., SINGH, D.D., 2001. Soil organic matter and biological properties after 26 years of maize-wheat-cowpea cropping as affected by manure and fertilization in a Cambisol in semiarid region of India. *Agric. Ecosys. Environ.* 86: 155-162.

LQARS, 2000. Manual de Fertilização das Culturas. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Instituto Nacional de Investigação Agrária e das Pescas, Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Lisboa.

MAIER, L., 1998. The environmental effects of reforming agricultural policies. OECD, Paris.

MOSHER, J.J., LEVISON, B.S., JOHNSTON, C.G., 2003. A simplified dehydrogenase enzyme assay in contaminated sediment using 2-(*p*-iodophenyl)-3-(*p*-nitrophenyl)-5-phenyl tetrazolium chloride. *J. Microbiol. Meth.* 53: 411-415.

ORTEN, J.M., NEUHAUS, O.O., 1970. Biochemistry, 8th ed. Mosby Company. 925 pp. St. Louis.

SEQUEIRA, E., 2008. Pasture and fodder crops as part of high natural value farm systems at Mediterranean dryland agro-ecosystems. *Cahiers Options Méditerranéennes* Series A, 79: 17-22.

TABATABAI, M.A., 1994. Enzymes. In: Weaver, R. W. et al. (eds.): Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. pp. 775-833. SSSA Book Series, nº5, Soil Science Society of America, Madison.

VON MERSI, W., SCHINNER, F., 1991. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodonitrotetrazolium chloride. *Biol. Fert. Soils* 11: 216-220.

Diversidad de hongos de micorriza arbuscular en suelos con especies cultivadas y silvestres de *Agave* spp.

CELERINO ROBLES, C.[1], LÓPEZ-GUERRA, I.F.[1], CARBALLAR-HERNÁNDEZ, S.[1]

[1]CIIDIR-IPN-Unidad Oaxaca. Laboratorio de Suelos. Calle Hornos 1003. 71230 Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México. Tel/fax: (+52) 951 5171199. autor de contacto: crobles_38@yahoo.it

Resumen

Las especies de *Agave* han sido utilizadas con muy diversas finalidades durante miles de años en el actual territorio del estado de Oaxaca (México). Actualmente, el uso más extendido y común es como materia prima para la elaboración de "mezcal", bebida alcohólica destilada con denominación de origen para esta región. La micorriza es una asociación simbiótica omnipresente en la naturaleza, la del tipo arbuscular (MA) es la más común, estimando su presencia en el 85% de las especies de la flora vascular mundial. En las especies de *Agave* muy pocos estudios se han hecho al respecto. El trabajo se realizó con el objetivo de determinar la abundancia y diversidad de hongos formadores de MA (HMA) asociados a cuatro especies cultivadas y silvestres de *Agave* en Oaxaca (México). Se realizaron muestreos de suelo rizosférico en sitios de cultivo o presencia de las especies *Agave angustifolia* Haw., *A. potatorum* Zucc., *A. karwinski* Zucc., *A. marmorata* Roezl, en las épocas de lluvias y estiaje. Se extrajeron y contabilizaron las esporas de HMA por los métodos combinados de tamizado húmedo y centrifugación en solución de sacarosa. La determinación taxonómica se basó en los caracteres morfoanatómicos de las esporas y se hizo uso de claves especializadas para el grupo estudiado. En *A. angustifolia* cultivada se encontraron 19 especies, con predominancia del género *Glomus* (11/19), la abundancia de esporas fluctuó de 5 a 145 en 100 g de suelo y el índice de diversidad de Shannon-Wiener con valores entre 0,22 a 1,7 para los sitios de muestreo. Para las especies silvestres se identificaron 25 morfoespecies de HMA pertenecientes a siete géneros y cinco familias. La composición y diversidad de especies varió significativamente entre las especies de *Agave*, meses de muestreo y sitios de estudio. El género *Glomus* fue el más frecuente, abundante y dominante. La similitud entre sitios fue alta por que la diversidad beta fue muy baja.

Palabras clave

Agave angustifolia, *Agave potatorum*, *Agave karwinski*, *Agave marmorata*, micorriza arbuscular, biodiversidad

1.- Introducción

Los pueblos autóctonos del actual estado de Oaxaca (México) han utilizado, a lo largo del tiempo, diferentes tejidos y órganos de especies del género *Agave.* QUIROZ (2001) reportó 86 usos diferentes de esas plantas, comprendidos en los rubros: alimento humano, forraje, medicinal, bebidas, usos domésticos, vestido, construcción, ornato, religioso y otros usos. Los zapotecos y mixtecos de Oaxaca han utilizado diversas especies del género *Agave* para la elaboración de bebidas alcohólicas a partir del tallo (piña) cocido, molido y

fermentado. Los conquistadores europeos introdujeron la tecnología y los equipos para la destilación, rápidamente incorporados por los nativos para su aplicación a las bebidas fermentadas, particularmente a las elaboradas con base en los magueyes. Nació de esta manera la bebida denominada genéricamente "mezcal", con diversas variantes a lo largo y ancho del país. En Oaxaca, la "región del mezcal" está ubicada en las regiones Valles Centrales y Sierra Sur. De 1999 a 2004 el inventario de plantas cultivadas de maguey mezcalero en esta zona pasó de 11,329,491 a 36,827,831 plantas, lo que representa un incremento quinquenal de 225% (CHAGOYA-MÉNDEZ, 2004). El estado de Oaxaca comparte, junto con los estados de San Luis Potosí, Guerrero, Durango, Tamaulipas, Guanajuato y Zacatecas la Denominación de Origen (DO) "mezcal" a partir de 1994. La norma que regula dicha DO permite la elaboración de la bebida utilizando las especies *A. angustifolia, A. esperrima, A. weberi, A. potatorum, A. salmiana* y otras especies de *Agave*, siempre que no sean utilizadas como materia prima para otras bebidas con DO en esos estados. La materia prima incluye especies de recolección; para el estado de Oaxaca son, como especies más comunes y con mayor proporción en la elaboración artesanal de mezcal, *A. potatorum*, *A. karwinski*, *A. marmorata* y otras. Sin embargo, en esta entidad una mayoritaria proporción de la materia prima proviene del cultivo de *A. angustifolia*, conocida regionalmente como "maguey mezcalero" o "maguey espadín".

Agave es un género de plantas suculentas de metabolismo ácido crasuláceo, son plantas rústicas que sobreviven y crecen en condiciones de sequía y baja fertilidad del suelo, como es el caso de la región del mezcal del estado de Oaxaca. En estas condiciones de suelo y clima, el auxilio para la sobrevivencia y producción de las plantas proviene de su asociación a nivel de raíz con un grupo de hongos nativos del suelo que forman una estructura denominada "micorriza", asociación simbiótica mutualista que incluye a un grupo particular de hongos del suelo y raíces de plantas vasculares (se estima que alrededor del 85% de las especies conocidas a nivel mundial forman esta estructura). Se reconocen varios tipos de micorriza, de acuerdo a la ubicación y morfología de los hongos hacia el exterior e interior de la raíz, el más ubicuo es el tipo arbuscular, formado por un Phylum especial de hongos (Glomeromycota) y alrededor del 80% de las plantas vasculares. Para que la simbiosis resulte funcional, las plantas ceden al hongo fotosintatos y les permiten el acceso a las células corticales de la raíz, en donde reciben protección en contra de predadores, y reciben a cambio agua y nutrientes que las hifas de los hongos absorben del suelo y transfieren a las plantas, la red hifal que los hongos forman alrededor de la raíz protege a estas del acceso de plagas y patógenos.

Se ha reportado que diversas especies del género *Agave* forman micorriza del tipo arbuscular. ARMENTA *et al*. (2003) encontraron ocho morfotipos de esporas de HMA en rizosfera de *Agave angustifolia* en Sonora (México), una especie de *Acaulospora* y *Gigaspora* y seis especies de *Glomus*, en tanto que OCHOA-MEZA *et al*. (2009) reportaron 32 morfotipos de HMA presentes en tres poblaciones silvestres de *A. angustifolia* de la misma zona geográfica, *Acaulospora* (10 spp), *Archaeospora* (2 spp), *Diversispora* (1 sp), *Glomus* (17 spp) y *Pacispora* (2 spp). WANG y QIU (2006) reportaron que *Agave americana*, *A. datylio*, *A. deserti*, *A. marmorata* y *A. salmiana* forman micorriza arbuscular. CARRILLO-GARCÍA *et al.* (1999), encontraron que la proporción de la longitud de la raíz colonizada por HMA en *A. datylio* varió de 10 a 40%, sin embargo, el número de esporas fue prácticamente nulo. Para *A. marmorata* y *A. salmiana* en la región semiárida de Tehuacán-Cuicatlán (México), CAMARGO-RICALDE *et al.* (2003), reportaron un porcentaje de colonización MA de 11 a 20%. Por otro lado, TAO *et al.* (2004) y TAO & ZHIWEI (2005), reportaron que

A. americana presenta micorrización arbuscular, con una densidad de esporas promedio de 525 en 100 g de suelo. Para el estado de Oaxaca, ROBLES *et al.* (2008) reportaron en *A. angustifolia* cultivado la presencia de colonización MA en un rango de 26 a 73%, densidad de esporas de HMA fluctuando de 1,600 a 3,600 por 100 g de suelo y número más probable (NMP) de propágulos micorrízicos arbusculares viables de 1.2 a 122 por gramo de suelo.

2.- Objetivo

El objetivo del trabajo fue determinar la riqueza, abundancia y diversidad de morfoespecies de hongos de micorriza arbuscular asociados a *Agave angustifolia* cultivada y *A. potatorum, A. karwinski* y *A. marmorata* silvestres, en muestras de suelo rizosférico de la región del mezcal del estado de Oaxaca, México.

3.- Metodología

Las localidades seleccionadas y georeferenciadas (Garmin® 12XL GPS) con presencia de poblaciones silvestres de *A. potatorum, A. karwinski* y *A. marmorata* fueron San Juan del Río (SJR), San Dionisio Ocotepec (SDO) y Santiago Matatlán (SM) del distrito de Tlacolula en el estado de Oaxaca (México). Para el muestreo en plantaciones de *A. angustifolia* las localidades incluidas en el estudio fueron Tlacolula, Matatlán, San Baltazar Guelavila (tres muestras), San Pedro Quiatoni (tres muestras), Sola de Vega, Miahuatlán, El Vergel y San Carlos Yautepec. Se recolectaron muestras de suelo rizosférico y raíces de cinco individuos de cada una de las cuatro especies mencionadas, de talla similar, seleccionados aleatoriamente, en cada sitio de muestreo. De cada planta se recolectaron alrededor de 500 g de suelo en cada orientación cardinal (E, W, N, S), a una profundidad de 15-20 cm (ROBLES *et al.*, 2008). Las submuestras se mezclaron para obtener una muestra compuesta por individuo. Una parte de las muestras fue almacenada en bolsas de polietileno y refrigeradas (4-6°C) para el análisis de los parámetros micorrízicos. Otra parte fue secada al aire, molida y tamizada (2 mm) para la caracterización físico-química; pH (método potenciométrico, en relación agua:suelo 2.5:1), contenido de materia orgánica (método de digestión húmeda de Walkley y Black), Fósforo extraíble (método Olsen), Nitrógeno total (método microKjeldahl) y distribución de partículas (método del densímetro de Bouyoucos) (SEMARNAT, 2000). En las muestras de suelo natural se determinó la densidad de esporas de HMA usando los métodos de tamizado húmedo y decantación (GERDEMAN y NICOLSON, 1963) y centrifugación en solución de sacarosa al 50% (SIEVERDING, 1983). Estas esporas, observadas y medidas en microscopio compuesto fueron la base para la identificación de las especies de HMA, utilizando para ello las claves de MORTON (1988), SCHENK y PEREZ (1990) y las disponibles en las páginas electrónicas de la International Culture Collection of (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi (http://invam.caf.wve.edu/) y de Glomeromycota Phylogeny (www.lrz-muenchen.de/schuessler/amphylo/). Las medidas ecológicas para describir la estructura de la comunidad de HMA incluyeron: abundancia de esporas, riqueza de morfoespecies, abundancia relativa, frecuencia de aislamiento e índices de diversidad (MAGURRAN, 1989). La densidad de las esporas refleja la biomasa de las especies de HMA. La abundancia relativa indica la capacidad de esporulación de cada una de las especies de HMA. La frecuencia de aislamiento refleja el grado de distribución de una especie de HMA en un ecosistema (DANDAN y ZHIWEY, 2007).

4.- Resultados y Discusión

Los suelos fueron caracterizados con texturas medias, valores de pH de neutro a ligeramente alcalino, contenidos medios a altos de materia orgánica y nitrógeno total, y pobres a muy pobres en fósforo extraíble (ETCHEVERS, 1987). Las condiciones ambientales de la región, caracterizada como semidesértica, junto con el manejo que tradicionalmente se hace de la fertilidad de los suelos, lleva a considerar estos resultados como normales. La fertilidad del suelo, sobre todo por el contenido de materia orgánica y su pobreza en fósforo asimilables, es un factor limitante para la producción agrícola en esta región. Es en estos dos aspectos deficitarios que la presencia y óptima actividad de la micorrriza arbuscular se constituye como una biotecnología promisoria para el mejoramiento de las condiciones de crecimiento y producción vegetal.

Para las cuatro especies vegetales se encontró colonización micorrízica del tipo arbuscular. Por primera ocasión se cita esta condición para las especies *A. potatorum* y *A. karwinski*, y se confirman las observaciones previas realizadas para *A. angustifolia* y *A. marmorata*. Para la especie cultivada *A. angustifolia* se identificaron 19 morfoespecies de HMA (Cuadro 1), y hubo por lo menos seis morfotipos mas que no pudieron ser ubicados taxonómicamente siguiendo este criterio, posiblemente se trate de especies nuevas para la ciencia. Para las especies silvestres de *Agave* se lograron identificar 25 morfoespecies pertenecientes a siete géneros y cinco familias (Cuadro 2). La familia Glomeraceae fue la que presentó el mayor número de especies con un 36% del total, seguida de Acaulosporaceae y Gigasporaceae con 32% y 20% respectivamente. Las especies *Acaulospora paulinae* y *Glomus spinuliferum* son nuevos registros para México, en tanto que *A. denticulata*, *A. rehmi*, *A. paulinae*, *G. microcarpum* y *G. spinuliferum* se reportan en este estudio por primera vez para el estado de Oaxaca. Además, el espécimen que se determino como *Acaulospora* sp. 1 probablemente es una nueva especie para la ciencia, ya que sus caracteres y composición de pared no corresponden con ninguno de los descritos para las aproximadamente 200 especies de HMA reconocidas.

Cuadro 1. Listado de taxa de HMA encontrados en rizosfera de agrosistemas de Agave angustifolia Haw. cultivado en Oaxaca, México.

ORDEN	**GLOMALES**			**DIVERSISPORALES**
SUBORDEN	**GLOMINEAE**			
FAMILIA	GLOMACEAE	ACAULOSPORACEAE	GIGASPORACEAE	DIVERSISPORACEAE
ESPECIES	*Glomus aggregatum*	*Acaulospora scrobiculata*	*Scutellospora verrucosa*	*Diversispora etunicatum*
	Glomus clarum	*Acaulospora spinosa*	*Gigaspora albida*	
	Glomus geosporum	*Entrophospora infrecuens*	*Gigaspora decipiens*	
	Glomus intraradices		*Gigaspora ramisporophora*	
	Glomus macrocarpum			
	Glomus mosseae			
	Glomus tortuosum			
	Sclerocystis pakistanica			
	Sclerocystis rubiformis			
	Sclerocystis sinuosum			
	Sclerocystis liquidambaris			

Cuadro 2.- Ubicación taxonómica de los Hongos Micorrizógenos Arbusculares encontrados en la rizosfera de las especies silvestres A. marmorata A. potatorum y A. karwinski en Oaxaca, México.

Orden	Familia	Género	Especie
Archaeosporales	Archaeosporeceae	Aff. *Ambispora*	
		Intraspora	*Intraspora* sp.
Diversisporales	Acaulosporaceae	*Acaulospora*	*A. denticulata* Sieverd. *et* Toro
			A. morrowae Spain *et* Schenck
			A. paulinae Blaszk.
			A. rehmii Sieverd. *et* Toro
			A. scrobiculata Trappe
			A. spinosa Walker *et* Trappe
			Acaulospora sp. 1
			Acaulospora sp. 2
	Entrophosporaceae	*Entrophospora*	*E. infrequens* (Hall) Ames & Schneider
	Gigasporaceae	*Gigaspora*	*Gi.decipiens* May *et* Abbott
		Scutellospora	*S.* aff. *fulgida*
			S. fulgida Koske *et* Walker
			S. dipurpurascens Morton *et* Koske
			S. pellucida (Nicol *et* Schenck) Walker *et* Sanders
Glomerales	Glomeraceae	*Glomus*	*G.* aff. *microaggregatum* Koske, Gemma *et* Olexia
			G. claroideum Schenck *et* Smith
			G. clavisporum (Trappe) Almeida *et* Schenck
			G. geosporum (Nicol. *et* Gerd.) Walker
			G. intraradices Schenck *et* Smith
			G. microcarpum Tulasne *et* Tulasne
			G. mosseae (Nicol. *et* Gerd.) Walker
			G. spinuliferum Sieverd *et* Oehl
			G. verruculosum Blaszk.

El número de especies de HMA identificadas, asociadas a *A. angustifolia,* representa el 34% de las que han sido reportadas para México y alrededor del 9.7% de las especies conocidas mundialmente. Las especies de hongos asociados a las especies silvestres de *Agave* representan el 48% de las reportadas para México (VARELA y TREJO, 2001).

LÓPEZ-GUERRA *et al*. (2004) habían reportado la presencia de 10 especies de HMA en suelos de planicie cultivados con maíz y tomate para esta misma región, coincidiendo con el presente estudio en la predominancia del género *Glomus* y en la presencia de las especies *Sclerocystis sinuosum, Glomus mosseae, G. tortuosum* y *G.viscosum*.

La abundancia de esporas en los sitios de cultivo de *A. angustifolia* parece estar asociada al grado de perturbación que se realiza en el suelo por implementos de labranza. La disminución en la densidad de propágulos de HMA y de su viabilidad por un esquema agresivo de labranza es un efecto que ha sido mencionado por diversos autores a lo largo de loa años. En este trabajo se corrobora tal efecto sobre el número de esporas. Las mayores densidades se encontraron en el tipo de labranza menos perturbador del suelo, la que se

realiza exclusivamente usando fuerza humana y herramientas simples (Figura 1). En las localidades en donde se utiliza fuerza de tracción mecánica o animal, la densidad de esporas resultó similar. La riqueza de especies no pareció obedecer a alguna variable específica de fácil determinación. Los mayores valores corresponden a localidades en donde el cultivo de la especie vegetal se ha venido realizando durante mayor número de años (Figura 2).

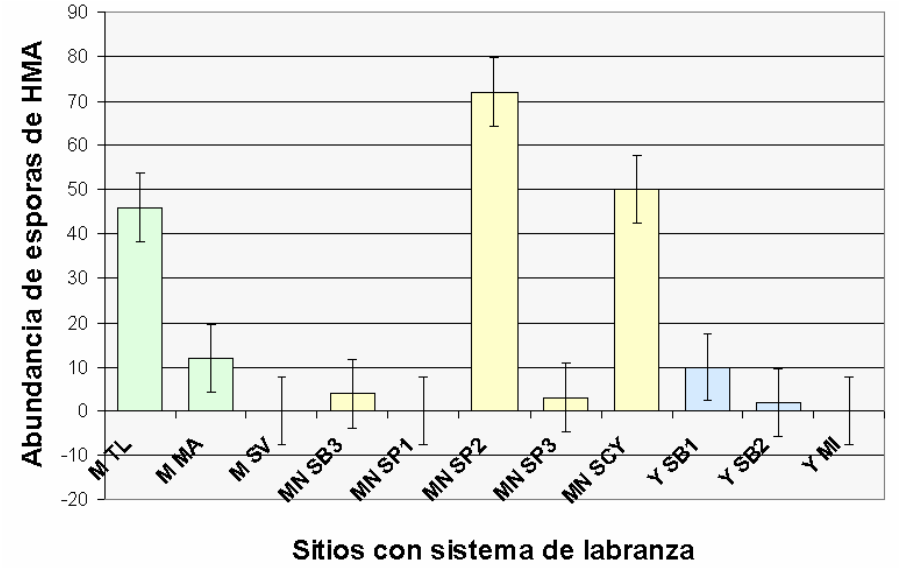


Figura 1. Abundancia de esporas de HMA (en 50 g de suelo) en sitios de muestreo con diferentes sistemas de labranza en cultivo de Agave angustifolia Haw.; labranza mecanizada: MTL (Tlacolula), MMA (Matatlán), MSV (Sola de Vega); labranza manual: MNSB3 (San Baltazar 3), MNSP1 (San Pedro 1), MNSP2 (San Pedro 2), MNSP3 (San Pedro 3), MNSCY (San Carlos Yautepec); labranza con tracción animal: YSB1 (San Baltazar 1), YSB2 (San Baltazar 2), YMI (Miahuatlán).

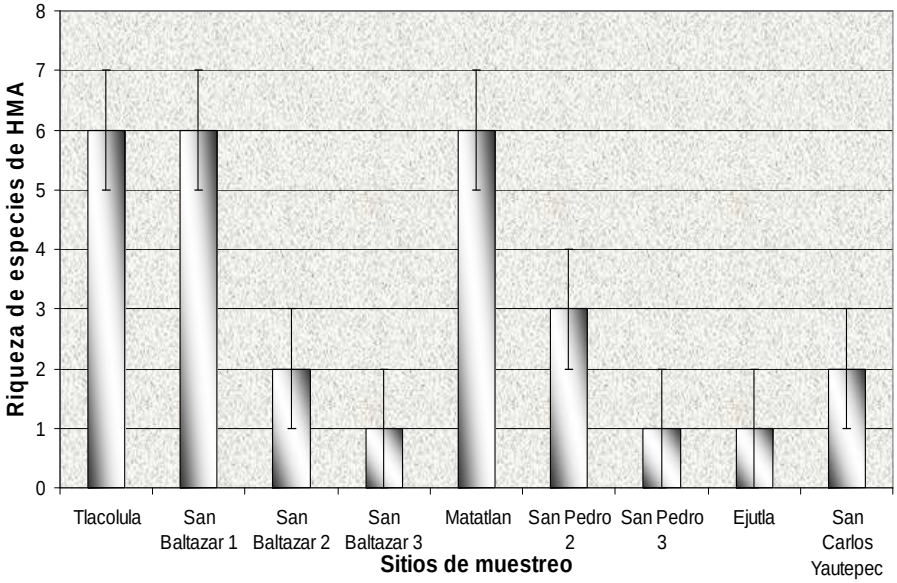


Figura 2. Riqueza de especies de hongos micorrízicos arbusculares en localidades del estado de Oaxaca (México) con cultivo de Agave angustifolia Haw.

Coincidentemente, el índice de diversidad de Shannon-Wiener arrojó los mayores valores para estas mismas localidades con mayor riqueza de especies de HMA encontradas (Figura 3), lo que nos indica que pueden ser consideradas como sujetas a mayor protección por su diversidad, y que podrían ser, en un futuro, fuente potencial de inóculo micorrízico arbuscular para el cultivo de maguey mezcalero.

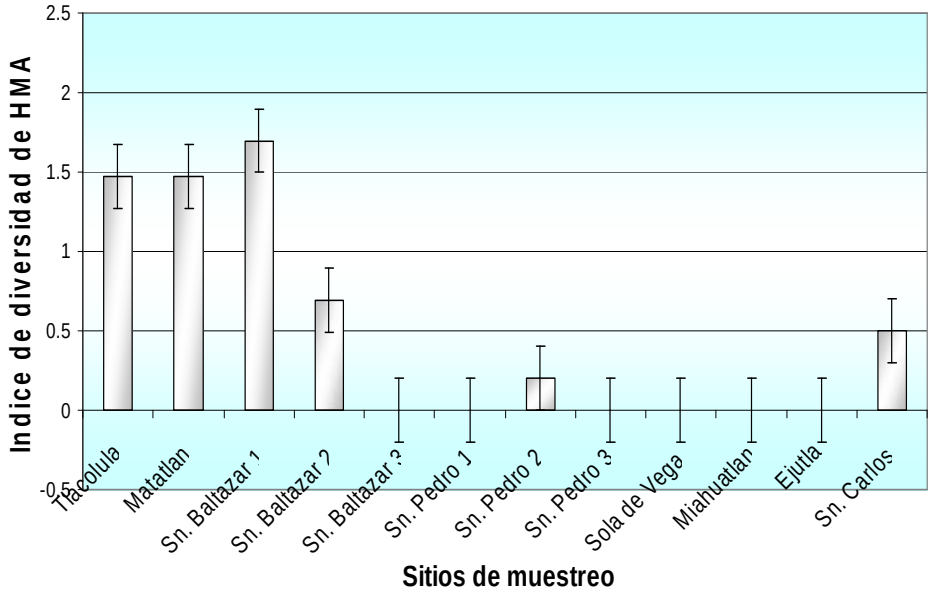


Figura 3. Índice de diversidad de Shannon-Wiener de sitios con presencia de especies de hongos micorrízicos arbusculares asociados a *Agave angustifolia* Haw. en localidades del estado de Oaxaca (México).

Del total de especies de HMA registradas en asociación con las especies silvestres de *Agave*, 14 estuvieron presentes en las tres especies de *Agave*; cuatro se encontraron en *A. potatorum* y *A. marmorata* (*Acaulospora rehmii*, *Gigaspora decipiens, Scutellospora dipurpurascens* y *Glomus clavisporum*); dos sólo se aislaron de la rizósfera de *A. potatorum* (*A. denticulata* y *S. pellucida*); cuatro únicamente en *A. marmorata* (aff. *Ambispora*, *Intraspora* sp., *S.* aff. *fulgida y S. fulgida*), y *Acaulospora* sp. 2 sólo se recuperó de la rizósfera de *A. karwinski.* De las especies de HMA encontradas, *G. geosporum* fue la más abundante y frecuente, seguida por *G. verruculosum* y *G. claroideum*. Las especies menos frecuentes y abundantes fueron *Intraspora* sp. y *S. pellucida.*

La diversidad de HMA varió entre las tres especies de *Agave*. La comunidad de HMA más diversa y equitativa se encontró en *A. potatorum* y la menor en *A. karwinski*. La mayor dominancia se encontró en la comunidad presente en la rizósfera de *A. karwinski* y la menor en *A. potatorum* (Cuadro 3). Al comparar los índices de diversidad, mediante la t-student modificada por Hutchinson, se encontraron diferencias significativas entre *A. potatorum* y *A. karwinski* ($p<0.01$) y entre *A. karwinski* y *A. marmorata* ($p< 0.01$).

Cuadro 4.- Medidas de diversidad de HMA en las especies silvestres de Agave en Oaxaca, México.

Parámetro ecológico	General	SJR	SM	SDO	jul07	oct07	jan08	apr08
Riqueza	20	19	15	5	16	17	20	14
Diversidad máxima	3.0	2.94	2.70	1.60	2.77	2.83	3.00	2.64
Índice Shannon-Wiener	1.41	1.38	1.11	1.14	1.31	1.40	1.46	1.20
Índice Dominancia	0.46	0.67	0.59	0.36	0.49	0.43	0.43	0.50
Índice Equitatividad	0.47	0.46	0.41	0.70	0.47	0.49	0.49	0.46
'Indice Sörensen - SJR			0.88	0.59				
SM				0.68				

San Juan del Río (SJR), Santiago Matatlán (SM), San Dionisio Ocotepec (SDO)

Comparando la composición general de la comunidad de HMA entre los tres sitios de estudio mediante el índice de similitud de Sörensen se encontró que la composición de HMA es muy similar entre SM y SJR, seguido de SM y SDO y finalmente entre SJR y SDO.

5.- Conclusiones

La riqueza en especies de HMA asociadas a *A. angustifolia* en el agroecosistema en estudio fue mayor a la que ha sido reportada en condiciones similares de clima y suelo. Se identificaron 19 especies de HMA en suelos cultivados con esta planta.

Se identificaron 25 especies de HMA pertenecientes a siete géneros y cinco familias, asociadas a tres especies silvestres de *Agave*. La familia Glomeraceae fue la que aportó el mayor número de especies, seguida de Acaulosporaceae y Gigasporaceae.

En la rizósfera de *A. marmorata* se aisló el mayor número de especies de HMA, seguida de *A. potatorum* y finalmente *A. karwinski*.

Los nuevos reportes de especies de HMA para Oaxaca, y el hecho de haber encontrado varias posibles especies nuevas, sugieren la necesidad de seguir realizando estudios que identifiquen y hagan inventarios de los HMA en Oaxaca

6.- Bibliografía

AZCÓN-AGUILAR, C., J. PALENZUELA, A. ROLDÁN, S. BAUTISTA, R. VALLEJO, J.M. BAREA. 2003. Analysis of the mycorrhizal potential in the rhizosphere or representative plant species from desertification-threatened Mediterranean shrublands. Appl. Soil Ecol. 22:29-37.

BAUTISTA-CRUZ, A., R.F. DEL CASTILLO. 2005. Soil changes during secondary sucesión in a tropical montane cloud forest area. Soil Sci. Soc. Am. J. 69:906-914.

BAATH, E., B. SÖDERSTRÖM. 1979. Fungal biomass and fungal immobilization of plant nutrients in Swedish coniferous forest soils. Revue d'Écologie et de Biologie du Sol. 16:477-489.

BAATH, E., B. SÖDERSTRÖM. 1980. Comparisons of the agar-film and membrane-filter methods for the estimation of hyphal lengths in soil, with particular reference to the effect of magnification. Soil Biol. Biochem. 12:385-387.

COMISIÓN NACIONAL DE LA BIODIVERSIDAD. 2004. Disponible online en: http://www.conabioweb.conabio.gob.mx/metacarto/metadatos.pl. Consultado: 3 de julio de 2006.

CHAGOYA-MÉNDEZ, V.M. 2004. Diagnóstico de la cadena productiva del sistema-producto maguey-mezcal. SAGARPA-COMMAC. Oaxaca. pp 10, 15-17, 78-79.

ETCHEVERS, J.D. 1987. Interpretación de los análisis químicos de suelo. Centro de Edafología. Colegio de Posgraduados. Chapingo, México.

LÓPEZ-GUERRA, I.F., L. VARELA, C. ROBLES. 2004. Diversidad de hongos formadores de micorriza arbuscular en agrosistemas de los Valles Centrales de Oaxaca, México. Memoria del IV Symposium Nacional y II Symposium Iberoamericano de la Simbiosis Micorrízica. Morelia, Michoacán. pp. 43.

MORTON, J. 1988. Taxonomy of VA mycorrhizal fungi: classification, nomenclature and identification. Mycotaxon 32:267-324.

SEMARNAT. 2000. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F.

PÉREZ-SOLÍS E. 2001. Prospección y aplicación de micorrizas en especies vegetales autóctonas del matorral, para favorecer la revegetación de ecosistemas mediterráneos degradados. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada, España.

PHILLIPS, D.A., D.S. HAYMAN. 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular–arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. Trans. Br. Mycol. Soc. 55:158-161.

PORTER, W.M. 1979. The "most probable number" method for enumerating infective propagules of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in soil. Aust. J. Soil Res. 17:515-519.

QUIROZ, J. 2001. El árbol de las maravillas. Memoria del 1er foro estatal de la situación de la agroindustria del mezcal en Oaxaca. CIIDIR-IPN-Oaxaca.

SHENCK N. C., Y. PEREZ. 1990. Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi. Synergistic Publications. Boca Raton, FL.

SIEVERDING, E. 1983. Manual de métodos para la investigación de la micorriza vesículo-arbuscular en el laboratorio. Centro Internacional de Agricultura Tropical. Cali, Colombia.

VARELA, L., D. TREJO. 2001. Los hongos micorrizógenos arbusculares como componentes de la biodiversidad del suelo en México. Acta Zool. Mex. Num. Esp. 1:39-51.

Sistema suelo-planta y biodiversidad en las praderas de altura de los Andes bolivianos

MUÑOZ GARCÍA, M.A.[1], FAZ CANO, A.[1], TERÁN MITA, T.[1]

[1] Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 48. 30203 Cartagena, Murcia. España. e-mail: mangeles.munoz@upct.es

Resumen

Las praderas de altura del Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba en Bolivia, presentan una elevada biodiversidad y constituyen el hábitat natural de camélidos domésticos y salvajes como la vicuña (*Vicugna vicugna*), especie protegida por la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza. Considerando la importancia del sistema suelo-planta para el sustento de esta especie y, por tanto, para su conservación, los objetivos de este estudio fueron: (i) la clasificación del suelo y el estudio de sus propiedades físico-químicas, (ii) la caracterización de las comunidades vegetales, (iii) el establecimiento de la relación suelo-planta y (iv) el análisis de la palatabilidad de las especies identificadas para la vicuña. Las zonas de estudio fueron seleccionadas en función de la densidad poblacional de vicuñas, eligiendo 8 zonas o sitios censales. Se tomó un perfil de suelo en cada zona y se establecieron 3 parcelas de estudio, donde se tomaron muestras de suelo y vegetación. Se llevó a cabo la clasificación edáfica y se estudiaron diferentes propiedades físico-químicas del suelo, junto con la identificación de las especies y comunidades vegetales y la determinación de la cobertura vegetal. Los resultados muestran que los suelos corresponden a Entisoles, Mollisoles e Inceptisoles. Se observó una preponderancia de la estepa de *Pycnophyllum,* con porcentajes de cobertura vegetal altos y medios. Además, se ha establecido una relación entre carbono orgánico total, nitrógeno total, capacidad de intercambio catiónico y las comunidades vegetales de las zonas estudiadas. Se identificaron especies con distinto grado de palatabilidad para la vicuña, así como otras que indican cierta alteración de las praderas nativas, posiblemente, debido al pastoreo. En conclusión, el sistema suelo-planta en las praderas de Apolobamba presenta, en general, unas condiciones adecuadas para el sustento de las poblaciones de vicuña; sin embargo, en algunas zonas deberían establecerse medidas de protección de los recursos suelo y vegetación, con el fin de conservar las praderas de altura y su biodiversidad.

Palabras clave

Vicuñas, praderas nativas, relación suelo-planta, biodiversidad

1. Introducción

Las praderas de altura del Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba (ANMIN-A) en Bolivia, presentan una elevada biodiversidad y constituyen el hábitat natural de camélidos domésticos sudamericanos como la alpaca (*Lama pacos*) y la llama (*Lama glama*) y salvajes como la vicuña (*Vicugna vicugna*), especie protegida por la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza.

La vicuña habita en pastizales de quebradas semiáridas y planicies con elevaciones de 3500 a 5750 m.s.n.m. Su dieta consiste, generalmente, en pequeños pastos perennes y en Apolobamba comparte zonas de pastoreo con los camélidos domésticos (SERNAP, 2006), principalmente con la alpaca por ser más abundante que la llama. El programa de manejo sostenible de la especie en el ANMIN-A lleva ejecutándose varios años, con el fin de conservar y recuperar la especie e incrementar los niveles de renta de los habitantes de la zona, a través de la venta de fibra de vicuña, muy apreciada en el mercado internacional (Agencia Española de Cooperación Internacional, 2004).

Sin embargo, las praderas de altura en Apolobamba presentan una sobrecarga animal (relación de la capacidad de carga calculada y la capacidad de carga de uso actual), que tiende a ser mayor cuanto menor es la tenencia de tierra per cápita, como sucede en muchos sistemas pastoriles andinos (Rocha y Sáenz, 2003). En este sentido, la intensidad del pastoreo y los problemas de degradación en las praderas han sido estudiados alrededor del mundo. La degradación de estos ecosistemas es explicada, normalmente, considerando las condiciones del suelo y la vegetación (Chunli *et al*., 2008); el pastoreo intensivo puede provocar la destrucción de la vegetación y la incorporación de residuos al suelo (Bilotta *et al*., 2007), alterando las reservas de carbono (C) y nitrógeno (N) en las praderas (Derner *et al*., 2006; Milchunas and Lauenroth, 1993). Algunos autores afirman que la degradación del suelo y la vegetación en las praderas está provocada por el pastoreo del ganado (Keya, 1998). Sin embargo, el efecto del sobrepastoreo en estos recursos no se conoce completamente (Chunli *et al*., 2008), lo que justifica el estudio de los recursos suelo y vegetación y su relación en sistemas de pastoreo como las praderas de altura de Apolobamba, considerando su importancia en relación con la conservación de la biodiversidad en estos ecosistemas.

2. Objetivos

Los objetivos del estudio fueron: (i) la clasificación del suelo y el estudio de sus propiedades físico-químicas, (ii) la caracterización de las comunidades vegetales, (iii) el establecimiento de la relación suelo-planta y (iv) el análisis de la palatabilidad de las especies identificadas para la vicuña.

3. Metodología

El área de estudio se encuentra en el interior del Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba, ubicada en el extremo noroeste del Departamento de La Paz (Bolivia) (Fig. 1). El Área se incluye biogeográficamente en las subregiones Puna Norteña y Yungas (SERNAP, 2006), mientras que la zona de estudio corresponde a la puna norteña caracterizada por Carretero *et al*. (2002). La superficie del Área Natural es de, aproximadamente 485 000 ha (4850 km²) y la zona de estudio abarca 120 000 ha (Catari y Fernández, 2003) y el rango altitudinal oscila entre 6200 - 800 m.s.n.m.

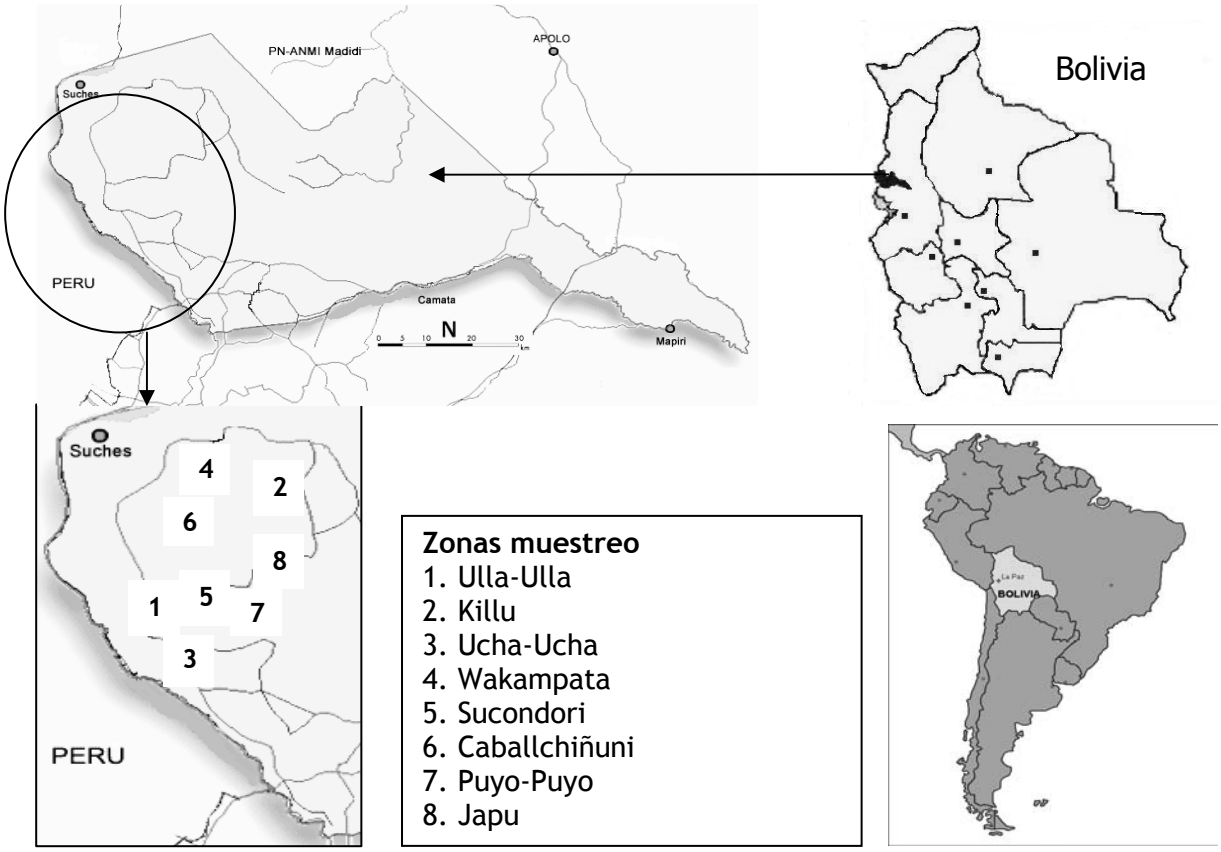


Figura 1. Localización de la zona de estudio

El área de estudio está caracterizada por un clima del suelo údico y frígido (USDA, 2010), con una temperatura media anual de 4,5 º C y 505 mm de precipitación. La flora podría ser clasificada como vegetación altoandina de la Cordillera Oriental, con pisos nivales y subnivales, según la caracterización establecida por Ibisch *et al.* (2003).

Las zonas de estudio o sitios censales fueron seleccionados considerando la evolución de las densidades de vicuñas en cada sitio censal (zonas separadas por accidentes geográficos), en los últimos años (Tabla 1), seleccionando 8 zonas de estudio o sitios censales, en función de la población de vicuñas: Ulla-Ulla y Killu (densidad baja), Ucha-Ucha y Wakampata (densidad media), Sucondori y Caballchiñuni (densidad alta) y Puyo-Puyo y Japu (densidad muy alta) (Fig. 1). Además, en la selección de los sitios censales a estudiar, fueron considerados aspectos geomorfológicos, topográficos e hidrogeológicos.

Tabla1. Densidades poblacionales de vicuñas y alpacas

Vicuñas			**Alpacas**	
Densidad	**Nº**	**Nº km^{-2}**	**Densidad**	**Nº**
Baja	139-412	2,1-9,4	Baja	1569-2542
Media	413-691	9,4-16,5	Media	2543-4004
Alta	692-1383	16,5-23,1	Alta	4005-6641
Muy alta	1384-2119	23,1-58,1	Muy alta	6642-15300

Por cada sitio censal se tomó un perfil de suelo representativo; la clasificación fue efectuada según USDA (2010) y FAO-ISRIC-ISSS (IUSS Working Group WRB, 2007). Además, se establecieron tres parcelas de muestreo de 5 x 5 m de extensión en cada zona. En las parcelas se determinaron 3 puntos de muestreo al azar, donde se tomaron muestras a dos profundidades (0-5 y 5-15 cm). Las determinaciones analíticas efectuadas fueron: carbono orgánico (TOC Analyzer Shimadzu 5000), nitrógeno total (Duchaufour, 1970), relación carbono-nitrógeno, capacidad de cambio catiónico (Chapman, 1965), pH en agua y KCl (Peech, 1965), sales solubles a partir de la conductividad eléctrica y textura (pipeta Robinson).

Las muestras de flora fueron tomadas en las inmediaciones de cada parcela, con el fin de que éstas permaneciesen inalteradas, recolectándose ejemplares de las especies más representativas. La descripción de las comunidades fitosociológicas se realizó siguiendo a Seibert (1993), en la aplicación del método Braun-Blanquet (1951) y Braun-Blanquet (1964). Con este método se clasificaron las especies descritas, teniendo en cuenta la composición florística de la cobertura vegetal y en función de la combinación de especies encontradas y no en función de sus aspectos fisonómicos. Cabe señalar que, tanto las muestras de flora como las de suelo, fueron tomadas durante la época seca.

La identificación botánica de las colectas de flora fue realizada en el Herbario Nacional de Bolivia, tras herborizarlas secándolas durante 24 horas en una estufa a temperatura constante (80 ºC), determinando para todas ellas el taxón al que pertenecen y, en la mayoría de los casos, el género y la especie. Para ello, se utilizaron claves especializadas, siempre que se contó con la bibliografía precisa o bien por comparación con las muestras pertenecientes a la colección del Herbario Nacional.

Además, se determinó el porcentaje de cobertura vegetal en cada parcela. Para calcular los porcentajes de cobertura, se establecieron cuadrículas sobre las parcelas, de forma que cada 50 cm sobre una cinta métrica, se determinó la existencia de planta o suelo, transversalmente y longitudinalmente, resultando un total de 66 puntos de referencia en cada parcela. Asimismo, la palatabilidad de las especies identificadas para la vicuña, fue descrita en función a la información ofrecida por Catari y Fernández (2003).

El análisis estadístico ANOVA fue aplicado para identificar las diferencias significativas entre zonas y a través del Test de Tukey ($p<0,05$) se establecieron los grupos homogéneos (Statistix 8.0).

4. Resultados

Los resultados obtenidos del estudio de las 8 zonas seleccionadas, muestran diferencias en la caracterización del tipo de suelo, así como en las comunidades vegetales y su estado de conservación, además de la palatabilidad para los camélidos de las especies identificadas.

De esta forma, los suelos fueron clasificados como (1) Entisoles (subordenes Psamments y Orthents en Ulla-Ulla y Ucha-Ucha, respectivamente), (2) Inceptisoles (Udepts) en Killu, Wakampata, Sucondori, Caballchiñuni y Japu y (3) Mollisoles (suborden Udolls) en Puyo-Puyo, (USDA, 2010). Siguiendo el sistema FAO-ISRIC-ISSS (IUSS Working Group

WRB, 2007), los suelos estudiados fueron clasificados como Regosoles (subordenes Arénico, Háplico y Gleyco), Umbrisoles (suborden Cámbico) y Phaeozems, suborden Háplico. Respecto a las propiedades físico-químicas estudiadas, los valores medios de las muestras superficiales y subsuperficiales, correspondientes a las tres parcelas de estudio en cada zona, aparecen representados en las Tablas 2 y 3.

Los mayores contenidos de carbono orgánico (CO) se observaron en las muestras superficiales de Wakampata (91,7±5,6 g kg^{-1}) y los más bajos en Sucondori (37,3±2,0 g kg^{-1}). En relación a los contenidos de nitrógeno (NT), la Tabla 2 muestra los valores más elevados en Wakampata (7,2±0.4 g kg^{-1}), mientras que Sucondori presenta los más bajos (3,3±0.2 g kg^{-1}), junto con Killu, Puyo-Puyo y Japu. La relación carbono-nitrógeno (C/N) mostraba valores medios más elevados en Puyo-Puyo (14,3±0.9). En Wakampata se observan los mayores valores de capacidad de intercambio catiónico (CIC) (23,5±1,5 $cmol_+$ kg^{-1}), en contraposición a Caballchiñuni (12,3±0,6 cmol+ kg^{-1}), registra los valores más bajos. En cuanto a las condiciones de acidez del suelo, señalar que Killu y Ucha-Ucha exhiben los valores más elevados de pH H_2O y KCl (5,9±0,1 y 4,9±0,1 en Killu, and 5,6±0,2 y 4,8±0,1, en Ucha-Ucha, respectivamente). Los valores más bajos fueron observados en Japu (4,2±0,1 y 3,7±0,0 para H_2O y KCl, respectivamente). Ulla-Ulla, Wakampata y Caballchiñuni presentaban condiciones similares de acidez (Tabla 2). Los valores de conductividad eléctrica (CE) ponen de manifiesto que no existen problemas de salinidad, con un valor medio máximo de 227.0±73.6 µS cm^{-1} en Ucha-Ucha. Los datos de textura presentan el contenido de arcillas más elevado en Killu (18±27%) y el menor porcentaje de arena (40±4%); Ulla-Ulla muestra el porcentaje de arena más elevado (69±2%).

Tabla 2. Valores medios y error típico de las propiedades físico-químicas del suelo estudiadas en las muestras superficiales (0-5 cm) para n=9

Variable	Ulla-Ulla	Killu	Ucha-Ucha	Wakampata	Sucondori	Caballchiñuni	Puyo-Puyo	Japu
CO (g kg^{-1})	51,5 ± 6,4cd	58,9 ± 5,2bc	55,0 ± 3,1bc	91,7 ± 5,6a	37,3 ± 2d	45,9 ± 2,3cd	72,7 ± 3,8ab	61,1 ± 5,9bc
NT (g kg^{-1})	4,3 ± 0,4bcd	5,0 ± 0,2b	4,6 ± 0,3bc	7,2 ± 0,4a	3,3 ± 0,2d	3,9 ± 0,1cd	5,2 ± 0,3b	5,2 ± 0,4b
C/N	11,9 ± 0,6ab	11,7 ± 0,8b	12,1 ± 0,5ab	12,7 ± 0,2a	11,7 ± 1,0b	11,9 ± 0,4ab	14,3 ± 0,9a	11,5 ± 0,3b
CIC ($cmol_+$ kg^{-1})	13,9 ± 0,6de	20,9 ± 0,4ab	16,3 ± 0,8cd	23,5 ± 1,5a	14,2 ± 1,1de	12,3 ± 0,6e	18,3 ± 0,9bcd	17,2 ± 1,4bcd
pH H_2O	5,0 ± 0,1c	5,9 ± 0,1a	5,6 ± 0,2a	4,9 ± 0,2c	5,4 ± 0,1b	4,9 ± 0,1cd	4,9 ± 0d	4,2 ± 0,1d
pH KCl	4,0 ± 0,1c	4,9 ± 0,1a	4,8 ± 0,1a	4,0 ± 0,0c	4,4 ± 0,1b	4,0 ± 0,0c	4,2 ± 0d	3,7 ± 0,0d
CE (µS cm^{1})	22,1 ± 1,6d	66,5 ± 4,1bc	227,0 ± 73,6a	192,5 ± 78,0ab	56,6 ± 14,2cd	28,4 ± 5,4d	184,2 ± 16,5a	99,8 ± 16,2ab
Arena (%)	69 ± 2a	40 ± 3d	61 ± 3ab	45 ± 1cd	63 ± 4ab	66 ± 1a	52 ± 2bc	50 ± 3bc
Limo (%)	20 ± 2c	42 ± 3a	23 ± 3bc	41 ± 1a	26 ± 3cc	23 ± 1c	34 ± 1a	36 ± 2a
Arcilla (%)	11 ± 0 cd	18 ± 2a	16 ± 1ab	14 ± 1b	11 ± 2bcd	11 ± 1d	14 ± 1b	14 ± 1b

Letras diferentes indican diferencias significativas entre zonas según el Test de Tukey ($p<0,05$)

Los máximos contenidos de CO en las muestras subsuperficiales, corresponden a Caballchuñuni (57,3±2,7 g kg^{-1}); por el contrario, Sucondori presenta los más bajos (30,0±2,1 g kg^{-1}) (Tabla 3). El NT presenta el mismo comportamiento que el CO en Caballchiñuni y Sucondori, con los contenidos más altos y bajos (5,3±0,2 y 2,3±0,2 g kg^{-1}, respectivamente). Ulla-Ulla y Ucha-Ucha exhiben contenidos de NT similares. La relación C/N es más elevada en Ulla-Ulla (13,5±0,9) y Caballchiñuni (13,1±0,7). En las muestras sub-superficiales, los valores de CIC son homogéneos entre sí: Killu presentaba el valor medio más elevado (19,2±1,0 µS cm^{-1}), seguido de Wakampata (17,7±0,6 µS cm^{-1}); sin embargo, Ulla-Ulla, Ucha-Ucha, Caballchiñuni, Sucondori, Puyo-Puyo y Japu muestran valores similares. Asimismo, el pH en H_2O y en KCl son más elevado en Killu (6,0±0,1 y 4,7±0,1, respectivamente) y más bajo en Japu (4,3±0,1 y 3,8±0,1, respectivamente). Ucha-Ucha

presentaba el valor máximo de conductividad eléctrica (78,1±12,6 µS cm^{-1}), mientras que Ulla-Ulla, Killu, Caballchiñuni y Sucondori muestran valores bajos y sin diferencias significativas entre sí (Tabla 3). El porcentaje de arena más elevado en las muestras subsuperficiales aparece en Ulla-Ulla (78±2%), correspondiendo con el porcentaje de arcilla más bajo (8±1%); por el contrario, Killu presenta el máximo porcentaje de arcilla (20±2%) y el mínimo de arena (40±5%).

Tabla 3. Valores medios y error típico de las propiedades físico-químicas del suelo estudiadas en las muestras subsuperficiales (5-15 cm) para n=9

Variable	Ulla-Ulla	Killu	Ucha-Ucha	Wakampata	Sucondori	Caballchiñuni	Puyo-Puyo	Japu
CO (g kg^{-1})	44,5 ± 4abc	47,8 ± 2,0abc	38,8 ± 2,2cd	56,2 ± 2,0ab	30,0 ± 2,1d	57,3 ± 2,7a	50,4 ± 2,5abc	43,9 ± 4,0bc
NT (g kg^{-1})	3,3 ± 0,2c	4,7 ± 0,1ab	3,4 ± 0,1c	5,3 ± 0,2a	2,3 ± 0,2d	4,4 ± 0,2ab	3,8 ± 0,2bc	3,9 ± 0,4bc
C/N	13,5 ± 0,9a	10,0 ± 0,2c	11,4 ± 0,7abc	10,6 ± 0,1bc	12,3 ± 0,6ab	13,1 ± 0,7a	13,1 ± 0,3a	11,3 ± 0,2abc
CIC ($cmol_c$ kg^{-1})	12,0 ± 0,8b	19,2 ± 1,0a	10,6 ± 0,6b	17,7 ± 0,6a	10,5 ± 1b	12,4 ± 0,7b	11,8 ± 0,7b	13,5 ± 1,5b
pH H_2O	4,7 ± 0,1d	6,0 ± 0,1a	5,7 ± 0,1ab	5,5 ± 0,0bc	5,5 ± 0,1bc	4,7 ± 0,1d	5,1 ± 0,1c	4,3 ± 0,1d
pH KCl	4,0 ± 0,0de	4,7 ± 0,1a	4,6 ± 0,1a	4,1 ± 0,0cd	4,5 ± 0,1ab	4,0 ± 0,1de	4,3 ± 0,0bc	3,8 ± 0,1e
CE (µS cm^{-1})	32,3 ± 1,9c	35,5 ± 3,6c	78,1 ± 12,6a	47,5 ± 2,8abc	33,9 ± 3,5c	38,8 ± 2,9c	63,5 ± 3,1ab	48,5 ± 5,8bc
Arena (%)	78 ± 2a	40 ± 5c	67 ± 3ab	45 ± 2c	69 ± 3ab	72 ± 2a	67 ± 3a	58 ± 4b
Limo (%)	14 ± 2d	40 ± 3a	18 ± 2cd	41 ± 2a	22 ± 2bc	18 ± 1cd	23 ± 2bc	29 ± 3ab
Arcilla (%)	8 ± 1e	20 ± 2a	15 ± 0ab	14 ± 1abc	9 ± 1de	10 ± 1cde	10 ± 1bcde	13 ± 1bcd

Letras diferentes indican diferencias significativas entre zonas según el Test de Tukey ($p<0,05$)

La descripción de las comunidades fitosociológicas, asociaciones y variantes identificadas para cada zona de estudio, aparecen descritas en la Tabla 4, siendo predominante la estepa de *Pycnophyllum*, tal y como establecen Muñoz y Faz (2009).

Tabla 4. Caracterización florística resumida de las zonas de estudio

Zona	Comunidad fitosociológica	Asociación	Variante
Ulla-Ulla	Vegetación alterada	-	-
Killu	Vegetación alterada	-	-
Ucha-Ucha	Vegetación húmeda de *Plantago tubulosa*/Estepa de *Calamagrostis minima*	*Eleocharito-Plantaginetum tubulosae Calamagrostietum minimae*	*Azorella diapensioides*
Wakampata	Estepa de *Pycnophyllum*	*Pycnophyllum-Festucetum rigescentis*	Típica con *Selaginella*
Sucondori	Estepa de *Pycnophyllum*	*Pycnophyllum-Festucetum rigescentis*	*Stipa*
Caballchiñuni	Estepa de *Pycnophyllum*	*Pycnophyllum-Festucetum rigescentis*	*Stipa*
Puyo-Puyo	Estepa de *Pycnophyllum*	*Pycnophyllum-Festucetum rigescentis*	Típica con *Selaginella*
Japu	Estepa de *Pycnophyllum*	*Pycnophyllum-Festucetum rigescentis*	Típica con *Selaginella*

La Figura 2 representa valores medios de cobertura vegetal en las zonas estudiadas (n=3). El porcentaje más elevado se observa en Puyo-Puyo (78,7±1,8%), seguido de Japu (68,1±11,9%). El más bajo se registra en Caballchiñuni (41,2±2,3%), correspondiendo al menor número de especies identificadas (6). En Sucondori fueron identificadas 10 especies y 9 en Ucha-Ucha (Fig. 2), correspondiendo con los porcentajes medios más bajos de cobertura vegetal (50,5±6,0 y 49,6±8,2%, respectivamente).

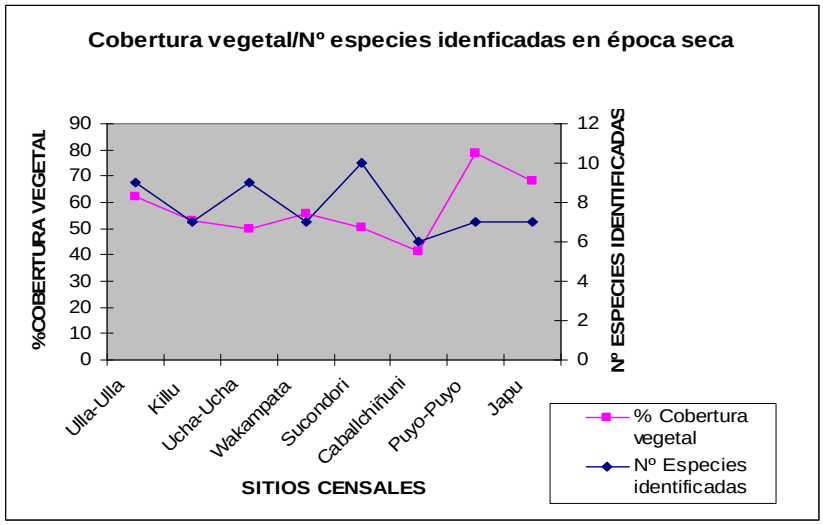


Figura 2. Cobertura vegetal y especies identificadas en la zona de estudio

En el análisis del grado de palatabilidad para la vicuña de las especies colectadas, hay que señalar que los resultados muestran 6 taxa palatables para la vicuña. De estos, 4 presentan palatabilidad alta (*poaceae*, *malvaceae*, *rosaceae* y *cyperaceae*). Entre las especies recolectadas, 6 pertenecen al taxa *poaceae*, identificándose los géneros *Nasella*, *Festuca*, *Deyeuxia* y *Stipa*.

En cuanto a las especies de palatabiliad media para vicuña, se identificaron 2 taxas: *asteraceae* y *juncaceae*. Dentro de este grupo, 2 especies se engloban en estos taxas. Perteneciente al primero, se recolectaron especímenes del género *Hypochoeris*, mientras que del segundo taxa se recolectaron ejemplares del género *Luzula*.

Existían 5 taxas de especies no palatables para la vicuña en las zonas estudiadas (Fig. 3), entre los que se encuentran *asteraceae*, *cactaceae*, *pteridofitas*, *potiaceae* y *umbeliferae*, con 7 especies no palatables para la vicuña. Del taxa *asteraceae*, se recolectaron especies de los géneros *Senecio* y *Perezia*. Del segundo taxa, se recogieron muestras del género *Opuntia*, mientras que del taxa *pteridofitas*, se identificaron ejemplares de los géneros *Selaginella* y *Parmelia*. Perteneciente al taxa *potiaceae*, se obtuvo algún ejemplar del mismo género. Por último, del taxa *umbeliferae* se recolectaron ejemplares del género *Azorella*.

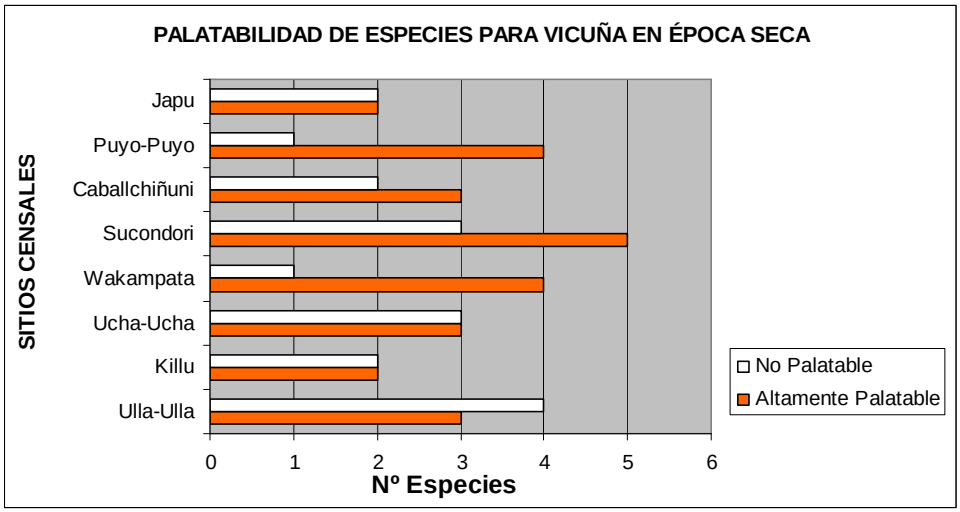


Figura 3. Palatabilidad de especies identificadas para vicuña en época seca por sitio censal.

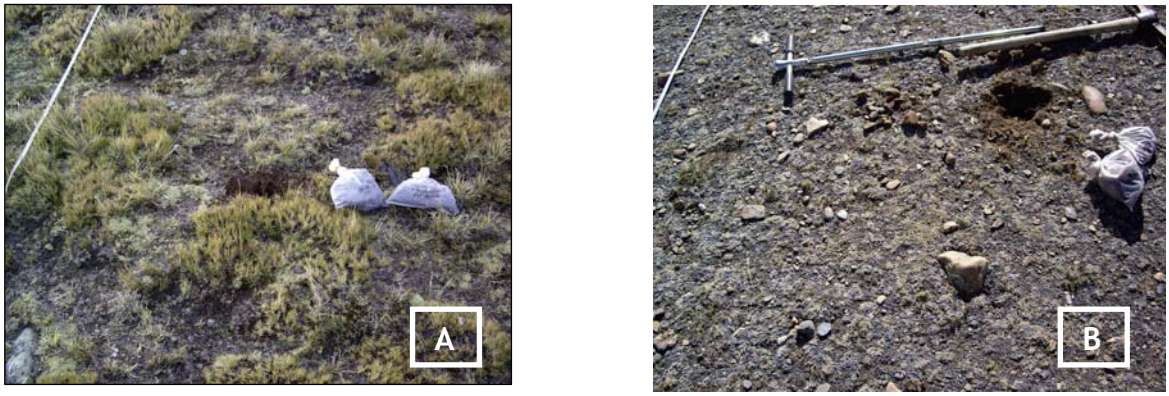


Figura 4. (A) *Estepa de Pycnophyllum en Puyo-Puyo. Variante típica con Selaginella*; (B) Vegetación alterada en Ulla-Ulla

5. Discusión

En relación a los suelos estudiados, señalar que se trata de suelos poco evolucionados pertenecientes a los órdenes Entisoles, Inceptisoles y Mollisoles, con un rango amplio de contendidos de CO en las zonas de estudio, cuyo origen sería, posiblemente, la vegetación nativa. Así, la zona de Wakampata presenta el máximo contenido de CO, con una densidad media de alpacas y vicuñas, mientras que Sucondori exhibe el menor contenido de CO, con densidad alta de vicuñas y media de alpacas. Los contenidos de NT presentan un comportamiento similar a los de CO. La relación C/N es similar en las zonas estudiadas, indicando un equilibrio entre los procesos de mineralización y humificación, a excepción de Puyo-Puyo, donde exsite una intensificación en los procesos de humificación (Cobertera, 1993).

Por su parte, la capacidad de intercambio catiónico presenta valores máximos en Wakampata y Killu, por encima de 20 $cmol_+$ kg^{-1}; algunos horizontes naturales presentan valores de CIC por encima de 30-40 mEq 100 g^{-1} (Cobertera, 1993). Los valores de pH ponen

de manifiesto que, en general, los suelos estudiados son fuertemente ácidos en agua y extremadamente ácidos en KCl (Soils Survey Division Staff, 1993) y no salinos (USDA, 2005). Los resultados de textura muestran que se trata de suelos franco-arenosos y francos (FAO-UNESCO-ISRIC, 1988).

Como se puede observar al comparar las Tablas 1 y 4, existe una similitud entre la caracterización florística y las densidades de vicuñas. Así, en zonas con baja densidad de vicuñas, la vegetación está alterada sin poder identificar una comunidad fitosociológica representativa; esto sucede en los sitios censales de Ulla-Ulla y Killu, presentando el primer sitio censal alta densidad de alpacas, mientras que el segundo muestra una densidad media de alpacas. El resto de zonas de estudio, con densidades de vicuña media, alta y muy alta, coinciden en la comunidad fitosociológica e incluso en la asociación, a excepción de Ucha-Ucha, donde la comunidad fitosociológica puede ser caracterizada como la propia de una zona de transición entre la vegetación húmeda de *Plantago tubulosa* y la estepa de *Calamagrostis minima*, señalando que este sitio censal soporta una densidad muy alta de alpacas.

La mayoría de las especies y comunidades vegetales identificadas, ponen de manifiesto que, en las zonas de estudio, predomina la estepa de *Pycnophyllum* (Muñoz y Faz, 2009). Sin embargo, en Ulla-Ulla y Killu, con bajas densidades de vicuñas y densidad media y alta de alpaca, respectivamente, se observaron algunas especies como *Senecio spinosus*, que podrían estar relacionadas con alteraciones en las comunidades vegetales naturales (García *et al*., 2002), pudiendo ser el pastoreo el factor más influyente (SERNAP, 2006).

Atendiendo a los porcentajes de cobertura vegetal observados y considerando que autores como Genxu *et al*. (2007) establecen una distinción entre los porcentajes de cobertura vegetal de las estepas del Tibet, la cobertura vegetal era alta en las zonas estudiadas de Apolobamba, excepto Ucha-Ucha y Caballchiñuni, que presentan cobertura media.

En lo relativo a la relación entre las propiedades físico-químicas del suelo y la caracterización de la vegetación, señalar que existe una cierta correspondencia entre la distribución de los contenidos de COT, NT y CIC en las zonas de estudio y la caracterización florística de las mismas. Así, Wakampata y Puyo-Puyo son los sitios censales que muestran los contenidos medios de COT, NT y CIC más elevados y en ambas zonas se observó una estepa de *Pycnophyllum,* donde predominaba la asociación *Pycnophyllum-Festucetum rigescentis* y la variante típica con *Selaginella*. Además, Sucondori y Caballchiñuni muestran las menores cantidades de COT, NT y CIC y ambas zonas presentan la variante *Stipa*. Según los resultados obtenidos por Rodríguez-Rodríguez *et al*. (2004) en el Parque Nacional de Garajonay situado en La Gomera (Islas Canarias), la acumulación y estabilización de carbono orgánico está más relacionado con la madurez y estabilidad del ecosistema que con el tipo de vegetación. Sin embargo, Faz *et al*. (2002) establecen una similitud en la composición del CO debida tanto a las condiciones medioambientales como a las características de las comunidades vegetales a partir de las que se forma la materia orgánica del suelo. En este sentido, la densidad de vicuñas resulta mayor en las zonas donde la estepa de *Pycnophyllum* muestra características más marcadas.

En las zonas de estudio de Apolobamba podría decirse que las variables COT, NT y CIC presentan una clara relación con la vegetación identificada. Por tanto, de forma general, podría establecerse que la variante típica con *Selaginella* se encuentra en zonas con altos

contenidos de COT, NT y CIC, mientras que la variante *Stipa* se observa en zonas con menores cantidades.

En lo relativo al estudio de la palatabilidad de las especies recolectadas por sitios censales, señalar que en Puyo-Puyo y Caballchiñuni aparece mayor número de especies altamente palatables pertenecientes a los taxa *poaceae* o *cyperaceae*, mientras que en Ucha-Ucha y Ulla-Ulla, las especies encontradas son, por lo general, menos palatables; sobre todo en este último sitio censal, perteneciendo a los taxa *asteraceae*, *cactaceae* o *pteridofitas*.

6. Conclusiones

Atendiendo al estudio edafológico, señalar que se trata de suelos poco evolucionados en los que predominan los órdenes Inceptisol, Entisol y Mollisol, por este orden. Las propiedades físico-químicas estudiadas, ponen de manifiesto que los suelos presentan, en general, altos contenidos de C, mientras que la relación C/N sugiere un equilibrio entre los procesos de humificación y mineralización. Los valores de CIC son elevados y los de pH indican la presencia de suelos ácidos y no salinos, con una textura franca o franco-arenosa. Sin embargo, las propiedades del suelo indican una pérdida de fertilidad en algunas zonas, pudiendo estar debida a la aceleración de los procesos erosivos debidos al pastoreo excesivo.

Existen diferencias marcadas en cuanto al tipo de suelo, comunidades fitosociológicas, cobertura vegetal y palatabilidad, según los sitios censales estudiados y las densidades de camélidos en cada uno de ellos. Se observa un predominio de la estepa de *Pycnophyllum*, con altos porcentajes de cobertura vegetal, de forma general, así como especies no palatables y altamente palatables para la vicuña en todas las zonas estudiadas, pertenecientes a los taxa *poaceae* o *cyperaceae*.

Si bien no se ha encontrado una correlación entre las propiedades físico-químicas del suelo y la densidad de vicuñas, hay que señalar que aquellas zonas con muy alta densidad de vicuñas y media de alpacas, presentan altos contenidos de CO y NT. En cuanto a la relación del sistema suelo-planta, podría establecerse que, dentro de la estepa de *Pycnophyllum*, la variante típica con *Selaginella* se asienta en zonas con altos contenidos de COT, NT y CIC, mientras que la variante *Stipa* se observa en zonas con menores cantidades.

Finalmente, ciertas zonas en Apolobamba podrían ser caracterizadas como excelentes reservorios de carbono, de suma importancia en la lucha por la conservación del suelo y lucha contra el cambio climático, presentando, en general, condiciones adecuadas para el sustento de las poblaciones de vicuñas. Sin embargo, otras zonas muestran signos de degradación, considerando la calidad y cantidad del CO del suelo. Por tanto, con el fin de mejorar el manejo sostenible de la vicuña y preservar las praderas de altura y su biodiversidad, es necesario desarrollar acciones de protección en las zonas más degradadas.

7. Bibliografía

AGENCIA ESPAÑOLA DE COOPERACIÓN INTERNACIONAL. 2004. Manejo sostenible de la vicuña en Apolobamba. AECI-Programa Araucaria (ed.). 149 pp. La Paz.

BILOTTA, G.S., BRAZIER, R.E., HAYGARTH, P.M. 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. Adv. Agron., 94:237-280.

BRAUN-BLANQUET, J. 1951. Pflanzensoziologie. 2º Edition. 631 pp. Wien.

BRAUN-BLANQUET, J. 1964. Pflanzensoziologie. 3º Edition Springer-ver. 865 pp. Wien.

CARRETERO, L., IBISCH, L., BECK, S., ARAUJO, N., 2002, Memoria explicativa de los mapas de los bosques nativos andinos. Los bosques nativos andinos de Bolivia. FAN-PROBONA. 60 pp. La Paz.

CATARI, H., FERNÁNDEZ, R. 2003. SERNAP-PROGRAMA ARAUCARIA. Caracterización espacial y propuesta de sistema de monitoreo del uso de la vegetación por camélidos en el ANMIN Apolobamba.. 14-27, 31-67. La Paz.

CHAPMAN, H.D. 1965. Cation exchange capacity. En: Methods of Soil analysis. C.A. Black (ed). American Society of Agronomy. 891-900 pp. Madison.

CHUNLI, L., XYYING, H., MENGLIi, Z., GUODONG, H., WALTER, W. 2008. Influence of historic sheep grazing on vegetation and soil properties of a Desert Steppe in Inner Mongolia. Agriculture, Ecosystems & Environment, 128: 109-116.

COBERTERA, E. 1993. Edafología Aplicada. Suelos, producción agraria, planificación territorial e impactos ambientales. Cobertera E (ed.). 326 pp. Madrid.

DERNER, J.D., BOUTTON, T.W., BRISKE, D.D. 2006. Grazing and ecosystem carbon storage in the North American Great Plains. Plant Soil 280: 77-90.

DUCHAUFOUR, P.H. 1970. Precis de Pedologie. Masson. 481 pp. Paris.

FAO-UNESCO-ISRIC. 1988: Soil Map of the World. Revised Legend. Report n 60. 83 pp. Roma.

FAZ, A., MERMUT, A., ORTIZ, R., BENKE, M., CHATSON, B. 2002. ^{13}C CP/MAS-NMR spectra of organic matter as influenced by vegetation, climate and soil characteristics in soils from Murcia, Spain. Canadian Journal Soil Science, 82: 403-411.

GARCÍA, E., BECK, S., ZENTENO-RUIZ, F.S. 2002. Plan de Manejo Madidi. Capítulo Botánica. Herbario Nacional de Bolivia. Informe interno. 63 pp. La Paz.

GENXU, W., YUANSHOU, l., YIBO, W., QINGBO, W. 2007. Effects of permafrost thawing on vegetation and soil carbon pool losses on the Qinghai-Tibet Plateau, China. Geoderma, 143 (1-2): 143-152.

IBISCH, P., BECK, S., GERKMANN, B., CARRETERO, A. 2003. Ecorregiones y ecosistemas. En: Biodiversidad: La Riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación. Ibisch P. & G. Mérida (eds.). 638 pp. Santa Cruz.

IUSS Working Group WRB. 2007. World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, 128 pp. Rome.

KEYA, G.A. 1998. Herbaceous layer production and utilization by herbivores under different ecological conditions in an arid savanna of Kenya. Agric. Ecosyst. Environ., 69: 55-67.

MILCHUNAS, D.G., LAUENROTH, W.K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. Ecol. Monoyr., 63: 327-366.

MUÑOZ, M.A, FAZ, A. 2009. Soil-plant conservation in the vicuna (*Vicugna vicugna*) habitat in Apolobamba, Bolivia: biodiversity in high altitude grasslands. In: Land Degradation and Rehabilitation-Dryland Ecosystems. 97-108. A. Faz Cano; J. M. Arocena; A. R. Mermut; R. Ortiz Silla (eds). Catena Verlag Advances in Geology 40. Reiskirchen.

PEECH, M. 1965. Hidrogen-ion activity. In C.A. Black (ed.). Methods or Soil Analisis. American Society of Agronomy. 914-916 pp. Madison.

ROCHA, O., SÁEZ, C. 2003. Uso pastoril en humedales altoandinos. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación. 195 pp. La Paz.

RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, A., ARBELO, A., NOTARIO, J.S., MORA, J.L., GUERRA, J.A., ARMAS, C.M. 2004. Contenido y formas de carbono orgánico en Andosoles forestales: aproximación a su dinámica. Edafología, 11: 67-102.

SEIBERT, P. 1993. Ecología en Bolivia. Instituto de Ecología-Universidad Mayor de San Andrés. Revista de Ecología Nº 20. La Paz. 84 pp.

SERNAP. 2006. Plan de Manejo. Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba. Informe interno. 437 pp. La Paz.

SOIL SURVEY DIVISION STAFF. 1993. Soil Survey Manual. USDA Handbook 18, U.S. Government Printing Office. 437 pp. Washington, DC.

USDA. 2005. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. National Soil Survey Handbook, Title 430 - VI. En: http://www.soils.usda.gov/technical/handbook/

USDA. 2010. Keys to Soil Taxonomy. Eleventh Edition. Unites States Department of Agriculture-NRCS. 346 pp. Washington.

Características de los suelos en el ámbito de distribución de *Astragalus tremolsianus* Pau: Sierra de Gádor (Almería, España)

J.J. RAMOS-MIRAS[1], F. PÉREZ-GARCÍA[2], J.A. GARRIDO-BECERRA[2], F. MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ[2], A. MENDOZA-FERNÁNDEZ[2]. L. POSADAS[2], M.E. MERLO[2], .C. GIL[1]; J.F. MOTA[2].

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería.
[2] Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Almería

Resumen
El endemismo orófito-bético *Astragalus tremolsianus* Pau, en peligro de extinción (EN), se localiza exclusivamente en una serie de pequeñas dolinas situadas en la zona cacuminal de la sierra de Gádor. Esta especie crece en hondonadas sobre depósitos de acumulación de arcillas procedentes de la descomposición de las calco-dolomías circundantes. El estudio de las características de los suelos (horizontes superficiales) en diferentes localidades donde se desarrolla esta especie, han puesto de manifiesto unos contenidos medios de arcilla entorno al 45%, moderado contenido en carbonatos (8,7%), contenidos relativamente elevados en CO (3,1%), N_t (0,3) y potasio, además de saturados en Ca^{2+}, pH ligeramente alcalino y baja CE.

Palabras clave
Edafología, flora amenazada, endemismo, sur de España.

1. Introducción

La Sierra de Gádor se localiza en las zonas internas de las Cordilleras Béticas, formando parte del complejo geológico Alpujárride. Está caracterizada por un modelado de cumbres en forma de lomas suavizadas y laderas regularizadas disectadas por la red fluvial. Sus cumbres llegan a superar los 2000 m, especialmente en su mitad occidental. Geológicamente la sierra de Gádor se corresponde a la Unidad de Lújar, compuesta principalmente por mármoles y dolomías, con algunos afloramientos de materiales neógenos sobre todo al sur y este de la sierra (RODRÍGUEZ VIDAL et al. 1998). Los suelos predominantes en las zonas cacuminales de la sierra de Gádor son los litosoles, regosoles y rendsinas (OYONARTE GUTIÉRREZ 1992). Esta sierra cuenta con un gran número de endemismos botánicos, incluso mayor que espacios protegidos cercanos. La riqueza florística de la sierra de Gádor radica en su variabilidad ecológica, recogiendo buena muestra de la flora semiárida murciano-almeriense junto a la propia de las montañas béticas, lo que convierte a este territorio en un buen exponente del tránsito entre la flora bética e iberoatlántica y la flora murciano-almeriense e iberolevantina (GIMÉNEZ LUQUE y GÓMEZ MERCADO 2002).

Astragalus tremolsianus Pau es un endemismo orófito-bético en peligro de extinción (EN). Su presencia o ámbito de distribución se circunscribe exclusivamente a una serie de dolinas de limitada extensión y ubicadas en la zona cacuminal de la Sierra de Gádor, dentro del piso oromediterráneo (MOTA et al., 2003, 2004). Estas dolinas están constituidas por

depósitos profundos de acumulación de arcillas procedentes de la descomposición de las calco-dolomías circundantes.

2. Objetivos

Estudiar las características edáficas de los suelos donde vegeta *Astragalus tremolsianus* Pau para ampliar el conocimiento sobre esta especie amenazada y mejorar la viabilidad de sus poblaciones que podrían ser reforzadas en ambientes edáficos similares en el caso de que fuese necesario.

3. Metodología

Se recogieron muestras edáficas correspondientes a un total de 9 suelos situados en el hábitat de *Astragalus tremolsianus* Pau. En cada uno de los puntos seleccionados, se recogieron muestras compuestas del suelo a partir de la mezcla, homogeneización y cuarteo de cinco submuestras recogidas al azar de la capa superficial del suelo. En la figura 1 se muestra la localización de los puntos de muestreo en la Sierra de Gádor.

Las muestras se secaron al aire, se seleccionaron algunos agregados para el estudio de propiedades físicas, se molturaron y se tamizaron a 2 mm almacenándose en bolsas de polietileno hasta su posterior análisis. Los análisis físicos y químicos de los suelos se realizaron siguiendo los métodos del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994).



Figura 1. Localización de los puntos de muestreo en la Sierra de Gádor

4. Resultados

En la Tabla 1 se recogen los valores medios y extremos obtenidos para los parámetros físicos y fisico-químicos analizados en los suelos muestreados de las zonas cacuminales de la Sierra de Gádor.

En ella se observa, en general, que los suelos muestreados presentan una textura arcillo-limosa a arcillosa predominante, siendo la arcilla la fracción granulométrica mayoritaria (39,6%), seguida por el limo (33,9 %) y finalmente por la fracción arena (14,6%). Estas características texturales se reflejan en los altos valores obtenidos para la densidad

aparente de los suelos con una media de 1,5 g cm^{-3}, así como en una baja capacidad de retención de agua disponible (14.8 %) en comparación con suelos de similar textura.

Son suelos de reacción ligeramente básica, con contenidos bajos a medios en carbonato cálcico equivalente (8,7 %) y saturados en bases (100 %), siendo el Ca^{2+} el catión predominante en el complejo de cambio. Su contenido en carbono orgánico (3,1 %) y nitrógeno total (0,2 %) son altos, resultando en bajos valores de la relación C/N. Presentan unos niveles medios de CE_{25} entorno a 0,5 dS m^{-1}. Así mismo, los suelos estudiados presentan escasos contenidos en P asimilables, por contra los niveles de K asimilables son elevados.

TABLA 1. Resumen de las propiedades fisicas y fisico-químicas estudiadas en los suelos analizados.

	Mínimo	**Media**	**Máximo**	**Desv. Std.**	**Coef. Var**
Gravas (%)	7,2	17,2	25,3	9,2	53,6
Arenas (%)	3,1	14,6	25,9	11,4	78,1
Limo (%)	29,7	39,9	46,7	8,9	22,4
Arcilla (%)	38,5	45,5	53,7	7,7	16,8
DA (g cm^{-3})	1,5	1,5	1,6	0,2	13,6
C.O. (%)	2,7	3,1	3,4	0,4	12,0
N (%)	0,2	0,3	0,3	0,0	11,5
C/N	10,9	11,8	13,5	1,5	12,5
Ca (meq $100g^{-1}$)	13,3	Sat.	Sat.	11,3	46,3
Mg (meq $100g^{-1}$)	0,5	1,3	2,3	0,9	66,1
Na (meq $100g^{-1}$)	0,01	0,03	0,1	0,0	78,6
K (meq $100g^{-1}$)	0,4	0,8	1,2	0,4	49,4
C.I.C. (meq $100g^{-1}$)	19,2	21,1	24,2	2,7	12,8
P.S.I. (%)	0,0	0,1	0,3	0,1	83,3
pH en H_2O	7,0	7,3	7,9	0,5	6,2
pH en KCl	5,9	6,4	7,2	0,7	11,0
CE25 (dS m^{-1})	0,4	0,5	0,5	0,5	11,6
C.R. (%)	1,9	14,8	21,3	11,1	75,3
P_2O_5 (mg $100g^{-1}$)	3,4	4,3	5,8	1,3	29,8
K_2O (mg $100g^{-1}$)	18,9	36,1	54,5	17,8	49,4
$CaCO_3$ (%)	3,0	8,7	19,6	9,4	109,0

5. Discusión

Los suelos estudiados son en general, pesados, con textura arcillosa principalmente, no salinos. Presentan altos contenidos en MO y Nt, que se manifiestan en los valores de la relación C/N, que indican un buen nivel de humificación. Con altos contenidos en potasio asimilable y bajos contenidos en $CaCO_3$, debido principalmente al lavado de los mismos en el perfil del suelo, lo que se manifiesta en el valor del pH. Igualmente son suelos bastante profundos, no presentando horizontes orgánicos(figura 2).



Figura 2.Perfil suelos muestreados

Si comparamos los valores de los puntos analizados con los principales suelos situados en su entorno (OYONARTE GUTIÉRREZ, 1992), principalmente litosoles y regosoles (figura 3), podemos observar que la diferencia más importante se da en la textura, mucho más pesada en los suelos donde vegeta *Astragalus*; por otra parte, la capacidad de retención y la CIC, también presentan valores algo más elevados que los suelos circundantes, hechos que están relacionados con el mayor porcentaje de arcilla de los suelos sobre los que crece *Astragalus*. El resto de parámetros considerados no presentan valores muy diferentes a los de los suelos circundantes.

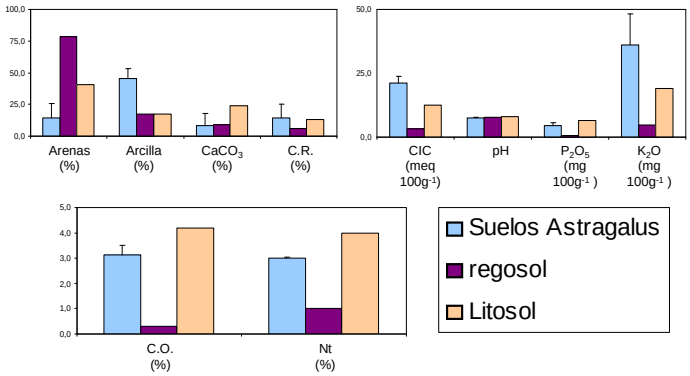


Figura 3.Comparativa suelos de Sierra de Gádor.

6. Conclusiones

Los suelos estudiados son en general, bastante profundos, pesados, con textura arcillosa principalmente, altos contenidos en MO, N, y potasio asimilable, con bajos contenidos en $CaCO_3$. La comparación con los suelos situados en su entrono indican que las principales diferencias se encuentran en la textura, la capacidad de retención de agua y la CIC. De cara a la conservación de la especie conviene destacar que este tipo de suelos son muy raros en la sierra de Gádor por lo que no existen muchas opciones de implantar nuevas poblaciones de esta especie fuera de las localidades conocidas. Se recomienda, por lo tanto, mantener las poblaciones actuales y llevar a cabo un seguimiento exhaustivo de las mismas vigilando su declive por sobrepastoreo o la visita de vehículos todoterreno que ya han dejado huella sobre los fondos arcillosos de las dolinas en las que habita esta planta.

7. Bibliografía

GIMÉNEZ LUQUE, E., GÓMEZ MERCADO, F. 2002. Análisis de la flora vascular de la Sierra de Gádor (Almería, España). Lazaroa, 23 35-43.

MOTA, J.F., POSADAS, L., SORIA, P., AGUILERA A. 2003. Caso estudiado: *Astragalus* tremolsianus Pau, vida en las alturas. En Mota et al. *Flora Amenazada de la provincia de Almería*: 160-162. Universidad de Almería-IEA.

MOTA, J.F., AGUILERA, A.M., CUETO, M., JIMÉNEZ-SÁNCHEZ, M.L., LOZANO, A., MERLO, M.E., PÉREZ-GARCÍA, F.J., POSADAS, L., RODRÍGUEZ-TAMAYO, M.L., SOLA, A.J., SORIA, P. 2004. *Astragalus tremolsianus Pau*. En Bañares et al. Atlas y libro rojo de la flora vascular de España: 140-141. Dirección General para la Biodiversidad, Publicaciones del OAPN Madrid.

MAPA, 1994. Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (España), Madrid.

OYONARTE GUTIÉRREZ, C. 1992. Estudio edáfico de la sierra de Gádor (Almería). Evaluación para usos forestales, Tesis doctoral Granada.

RODRÍGUEZ VIDAL, J., GRACIA PRIETO, F.J., CÁCERES PURO, L.M. 1998. Geomorfología Estructural y Neotéctonica de la Sierra de Gádor Oriental (Cordilleras Béticas. Almería). En Gómez Ortiz, A. Salvador Franch, F. (eds) Investigaciones recientes de la Geomorfología española. 97-106. Barcelona.

Estructura de la comunidad microbiana de un suelo de la región central española con diferentes sistemas de laboreo

DÍAZ-RAVIÑA, M.[1], MARTÍN, A.[1], BÅÅTH, E.[2], LÓPEZ-FANDO, C.[3]

[1] Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC), Apartado 122, Avda Vigo s/n, 15780, Santiago de Compostela, España.
[2] Department of Microbial Ecology, Ecology Building, Lund University, SE-22362 Lund, Sweden.
[3] Departamento de Suelos, Instituto de Recursos Naturales (CSIC), Serrano 115-B, 28006, Madrid, España.

Resumen

Actualmente, las técnicas de biología molecular tales como el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos de las membranas celulares de los microorganismos (PLFA pattern), permiten examinar la estructura y diversidad de las comunidades microbianas del medio edáfico. El objetivo de este estudio es examinar el efecto del manejo del suelo sobre la diversidad microbiana determinada mediante análisis del PLFA pattern. El estudio se realizó con muestras, recogidas a 4 profundidades diferentes (0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm), de un suelo de la zona semiárida no cultivado (barbecho, B) y sometido a distintos sistemas de laboreo en una rotación cereal-leguminosa: laboreo convencional (LC) con vertedera, mínimo laboreo con chisel (ML1, ML2), no-laboreo (NL) y no laboreo con descompactador (NLD). Los datos mostraron que la biomasa total descendía drásticamente con la profundidad en todas las muestras de suelo analizadas, observándose también cambios en la biomasa de grupos específicos de microorganismos, traducido en un descenso de las relaciones hongos/bacterias y bacterias Gram-positivas/bacterias Gram-negativas. En lo que respecta al sistema de laboreo se observaron diferencias entre los sistemas NL, NLD y ML1 y el resto de los tratamientos (ML2, LC). Los resultados del análisis de componentes principales realizados con los datos del análisis del PLFA pattern mostraron que la diversidad microbiana difería notablemente dependiendo, en primer lugar, del manejo del suelo y, en segundo lugar, de la profundidad. Los suelos bajo barbecho tenían concentraciones más altas de los ácidos grasos 16:1ω5, 16:1ω9, 18:1ω9, 17:1ω8 y 18:1 mientras que en los suelos cultivados con los sistemas de laboreo más intensivos (ML2 y LC) predominaron los ácidos grasos i15:0, cy17:0, cy19:0, 10Me17:0. Los datos también mostraron que los ácidos grasos 18:2ω6, i14:0, 18:1ω7, 16:1ω7c y 19:1a disminuían con la profundidad del suelo, efecto que era más pronunciado en el suelo bajo barbecho y en el suelo con los sistemas NL, NLD y ML1. Estos resultados parecen indicar que el análisis de biomarcadores moleculares (PLFA pattern) puede utilizarse en este suelo de la zona semiárida española para detectar los cambios producidos en la calidad del suelo como consecuencia del manejo agrícola.

Palabras clave

Laboreo de conservación, zona semiárida, biomarcadores moleculares, PLFA pattern.

1. Introducción

La sostenibilidad de los agroecosistemas depende del equilibrio entre los componentes biológicos del suelo, incluidos los microorganismos, que constituyen una importante vía y

fuente de nutrientes para las plantas, intervienen en el ciclo biogeoquímico de los elementos y en el control de fitopatógenos, degradan compuestos xenobióticos potencialmente tóxicos, promueven la formación y estabilización de los agregados, etc., aspectos que tienen gran incidencia sobre la nutrición vegetal, la protección de cultivos y sobre el mantenimiento de los niveles de producción con el mínimo deterioro ambiental (Kennedy y Smith, 1995). Actualmente se acepta que los microorganismos no solo son los principales agentes responsables de la fertilidad del suelo, sino que también lo son de la estabilidad y funcionamiento tanto de los ecosistemas naturales como de los sistemas agrícolas (Bardgett et al., 2005). Por consiguiente, en una aproximación sostenible de la agricultura resulta indispensable preservar y explotar la diversidad de los microorganismos que viven en el sistema suelo-planta con el fin de aprovechar y optimizar las funciones del agroecosistema, ya que esto puede representar la reducción del aporte de fertilizantes y fitofármacos y contribuir a la conservación o establecimiento de sistemas estables y sostenibles.

2. Objetivos

Existen numerosos trabajos que evalúan el impacto de la aplicación de distintos sistemas de laboreo conservacionistas sobre los suelos en zonas de ambientes semiáridos españoles, centrándose sobre todo en las propiedades físicas, químicas y físico-químicas del suelo (Herranz et al., 2009; López-Fando & Pardo 2009; Madejón et al., 2009; Moreno et al., 2006). Sin embargo, a pesar de su interés, en la región semiárida no se dispone de esta información sobre el impacto del manejo del suelo en la diversidad de los microorganismos. El objetivo de este estudio fue evaluar a lo largo del perfil de los suelos estudiados el impacto de distintos sistemas de laboreo (laboreo convencional con vertedera, no laboreo, no laboreo con descompactador, mínimo laboreo con chisel) sobre la diversidad microbiana determinada mediante el análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos de las membranas celulares (PLFA pattern).

3. Metodología

La experimentación de campo se llevó a cabo en la finca experimental "La Higueruela" perteneciente al CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas), localizada en Santa Olalla (Toledo, 40º3´N 04º26´W, 450 msnm). Las condiciones climáticas de la zona son 14ºC de temperatura media anual y 431 mm de precipitación media anual. El suelo es un Calcic Haploxeraft con un horizonte Ap de 26 cm de profundidad, de textura franco arenosa (58% arena, 24% limo y 18% arcilla), valores normales de capacidad de retención de agua (capacidad de campo, 22 g agua 100 g^{-1}; punto de marchitez, 10 g agua 100 g^{-1} suelo) y bajo contenido en materia orgánica (11.0 g kg^{-1}) y N (0.6 g kg^{-1}). Las parcelas seleccionadas, de 9 m de ancho por 40 m de largo, forman parte de un experimento de larga duración iniciado en 1987 diseñado para determinar los efectos interactivos de diferentes sistemas de laboreo y rotación de cultivos. Los sistemas de laboreo inicialmente fueron laboreo convencional (CL) y no-laboreo (NL) con un diseño estadístico de bloques al azar. En Octubre 1992, tres de las nueve parcelas que desde 1987 habían estado en NL se cambiaron a mínimo laboreo (ML1) y tres de LC a mínimo laboreo (ML2) otras tres parcelas de NL se cambiaron a laboreo zonal con descompactador (NLD). Así los sistemas de laboreo analizados fueron: laboreo convencional (CL), mínimo laboreo (ML1 y ML2), no-laboreo (NL) y laboreo zonal con descompactador (NLD). La rotación de cultivos fue guisante (*Pisum sativum* L.) cv. Gracia y cebada (*Hordeum vulgare L*.) cv. Volley, seleccionados por su adaptación a las condiciones

climáticas de secano del lugar de experimentación. En octubre de 2005, después de las lluvias otoñales y antes de las labores de preparación del suelo, se tomaron muestras de suelo en cada parcela, a cuatro profundidades (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 cm). También se recogieron muestras en un suelo de referencia con barbecho (B) de una zona próxima al experimento. El contenido de materia orgánica y el pH de las distintas muestras de suelo estudiados (fracción < 2 mm) se indican en la Tabla 1.

Tabla 1. Contenido de materia orgánica y pH en las distintas profundidades de todos los tratamientos de suelo analizados (media±EE de las 3 réplicas de campo). Tratamientos: B, barbecho; NL, no laboreo; NLD, no laboreo con descompactador; ML1,mínimo laboreo que proviene de NL; ML2, mínimo laboreo que proviene de LC.

Tratamiento	Profundidad	C total	N total	pH agua
		g kg^{-1}	g kg^{-1}	
B	0-5 cm	13,9	0,80	7,20
	5-10 cm	9,7	0,54	7,18
	10-20 cm	7,7	0,37	7,51
	20-30 cm	6,3	0,33	7,67
NL	0-5 cm	14,5 ±2,0	1,06 ±0,09	5,51 ±0,65
	5-10 cm	7,5 ±1,4	0,54 ±0,09	5,46 ±0,70
	10-20 cm	5,7 ±1,8	0,35 ±0,06	5,84 ±0,68
	20-30 cm	5,5 ±0,5	0,36 ±0,03	6,62 ±0,61
NLD	0-5 cm	12,6 ±0,4	0,88 ±0,06	5,44 ±0,17
	5-10 cm	7,0 ±1,0	0,55 ±0,06	5,59 ±0,48
	10-20 cm	4,8 ±0,4	0,35 ±0,03	5,77 ±0,42
	20-30 cm	5,4 ±0,7	0,38 ±0,09	6,29 ±0,47
ML1	0-5 cm	7,5 ±0,1	0,50 ±0,05	6,18 ±0,73
	5-10 cm	7,1 ±0,6	0,50 ±0,09	6,16 ±0,71
	10-20 cm	5,7 ±0,7	0,37 ±0,05	6,06 ±0,70
	20-30 cm	4,5 ±0,1	0,31 ±0,04	6,72 ±0,48
ML2	0-5 cm	7,2 ±0,5	0,43 ±0,04	5,66 ±0,05
	5-10 cm	6,5 ±0,6	0,41 ±0,03	5,31 ±0,12
	10-20 cm	5,4 ±0,0	0,35 ±0,01	5,08 ±0,06
	20-30 cm	4,9 ±0,1	0,31 ±0,03	5,30 ±0,22
LC	0-5 cm	5,7 ±0,4	0,38 ±0,04	5,15 ±0,03
	5-10 cm	5,7 ±0,6	0,38 ±0,03	5,22 ±0,10
	10-20 cm	5,6 ±0,2	0,37 ±0,02	5,25 ±0,08
	20-30 cm	5,2 ±0,1	0,34 ±0,03	5,37 ±0,27

El análisis del perfil de los PLFAs se realizó siguiendo el método descrito por Frostegård et al. (1993). En síntesis, los PLFAs fueron extraídos del suelo con una mezcla de cloroformo, metanol y tampón citrato, separados en la fase orgánica (con cloroformo) y fraccionados en columnas de ácido silícico para separar los fosfolípidos (lípidos polares) de los restantes lípidos (lípidos neutros y glicolípidos). Finalmente, los fosfolípidos fueron sometidos a metanolisis para obtener ésteres metílicos de los ácidos grasos, que fueron posteriormente analizados por cromatografía de gases (GC) con un cromatógrafo Hewlett Packard 5890 equipado con un detector de ionización de llama. Inicialmente estos ácidos grasos eran identificados por espectrometría de masas pero también pueden ser fácilmente identificados en base a sus tiempos de retención relativos a los de estándares internos (por ej., 19:0 y 13:0) por GC. Con esta metodología generalmente se identifican entre 30-35 ácidos grasos distintos con 14-20 átomos de C. La biomasa microbiana total se determinó como la suma de todos los PLFAs (Díaz-Raviña et al., 2006; Frostegård et al. 1993). La suma de los

ácidos grasos considerados de origen bacteriano (i15:0, a15:0, i16:0, 16:1ω9, 16:1ω7t, i17:0, a17:0, cy17:0, 18:1ω7 y cy19:0) se usó como índice de biomasa bacteriana y la cantidad de 18:2w6 como índice de biomasa fúngica (Frostegård & Bååth, 1996). Los ácidos grasos i14:0, a15:0, i16:0 y 10Me18:0 se encuentran fundamentalmente en bacterias gram-positivas, mientras que los ácidos grasos 16:1ω7c, cy17:0, 18:1ω7 y cy19:0 son característicos de bacterias gram-negativas (Zelles, 1999). Los valores de los PLFAs, expresados en tanto por ciento de moles, se trataron estadísticamente por análisis de componentes principales utilizando el programa SPSS versión 17.0, con el fin de determinar las principales diferencias en el perfil de los PLFAs (diversidad microbiana) en función del tipo de sistema de laboreo.

4. Resultados y Discusión

Los valores de la biomasa total y biomasa de grupos específicos de microorganismos obtenidos mediante el análisis del perfil de PLFAs analizados en los suelos con los distintos sistemas de laboreo considerados se indican en la Tabla 2.

Tabla 2. Biomasa total y biomasa de grupos específicos de microorganismos en las distintas profundidades de todos los tratamientos de suelo analizados (media±EE de las 3 réplicas de campo). Tratamientos: B, barbecho; NL, no laboreo; NLD, no laboreo con descompactador; ML1,mínimo laboreo que proviene de NL; ML2, mínimo laboreo que proviene de LC.

Tratamiento	Profundidad	PLFA total nmol g^{-1} C^{-1}	PLFA bacteriano nmol g^{-1} C^{-1}	PLFA fúngico nmol g^{-1} C^{-1}	PLFA $Gram^-$ nmol g^{-1} C^{-1}	PLFA $Gram^+$ nmol g^{-1} C^{-1}
B	0-5 cm	3886	1516	151,6	414	925
	5-10 cm	3229	1298	114,7	303	640
	10-20 cm	2614	924	65,1	289	491
	20-30 cm	2463	887	61,7	345	390
NL	0-5 cm	3139 ±137	1243 ±46	99,5 ±10,1	403 ±31	606 ±28
	5-10 cm	1687 ±319	699 ±132	37,8 ±9,4	228 ±43	295 ±46
	10-20 cm	1618 ±179	662 ±79	34,1 ±4,3	232 ±29	265 ±23
	20-30 cm	2657 ±299	1107 ±130	73,9 ±20,1	443 ±65	404 ±25
NLD	0-5 cm	2604 ±362	1059 ±139	93,8 ±18,4	366 ±49	497 ±64
	5-10 cm	2203 ±484	915 ±204	53,1 ±15,3	309 ±69	377 ±82
	10-20 cm	1810 ±496	740 ±201	32,4 ±10,0	262 ±69	298 ±81
	20-30 cm	2749 ±552	1113 ±235	43,2 ±6,4	462 ±104	398 ±65
ML1	0-5 cm	4146 ±685	1659 ±260	145,2 ±20,3	536 ±73	895 ±189
	5-10 cm	3220 ±751	1307 ±294	90,9 ±26,0	414 ±87	667 ±178
	10-20 cm	2106 ±447	835 ±176	46,1 ±10,0	281 ±56	368 ±77
	20-30 cm	2612 ±516	971 ±204	47,1 ±9,0	386 ±78	380 ±80
ML2	0-5 cm	4153 ±801	1834 ±393	153,3 ±36,1	594 ±120	928 ±205
	5-10 cm	3091 ±823	1348 ±371	86,8 ±25,6	427 ±110	609 ±171
	10-20 cm	2591 ±531	1352 ±399	84,9 ±27,6	455 ±130	573 ±182
	20-30 cm	2612 ±292	1214 ±181	64,2 ±8,7	414 ±57	459 ±59
LC	0-5 cm	5064 ±256	2116 ±74	162,0 ±26,0	707 ±26	1028 ±56
	5-10 cm	3347 ±627	1439 ±275	78,7 ±18,7	475 ±81	651 ±136
	10-20 cm	2883 ±388	1125 ±179	54,7 ±8,1	432 ±67	481 ±56
	20-30 cm	2539 ±152	1069 ±82	52,2 ±7,2	368 ±32	404 ±13

La biomasa total en el perfil completo de los suelos, determinada mediante la suma de todos los ácidos grasos individuales, presentó valores entre 2463 y 3886 nmol g^{-1} C^{-1} en el suelo de barbecho y entre 1618 y 5064 nmol g^{-1} C^{-1} en los suelos sometidos a los distintos sistemas de laboreo, lo que está dentro de los límites dados para otros suelos (Díaz-Raviña et al., 2006; Frostegård & Bååth, 1996). Tal y como era de esperar, la profundidad ejercía una

gran influencia sobre la biomasa microbiana total, observándose los mayores valores en los primeros 5 cm y los menores en los intervalos de 10-20 ó de 20-30 cm, según los suelos considerados. La biomasa fúngica y bacteriana representó entre un 1,8-3,9% y un 35-52% de la biomasa total, mientras que dentro de las bacterias las gram-negativas constituían un 14-24% y las gram-positivas un 9-18% de la biomasa total. La biomasa de los grupos específicos de microorganismos también varió con la profundidad en mayor o menor medida dependiendo del grupo considerado, observándose un descenso de las relaciones PLFAfúngica/PLFAbacteriana y PLFA gram-positivas/PLFA gram-negativas a lo largo del perfil (Figura 1). Los resultados pusieron de manifiesto la mayor abundancia de bacterias, especialmente bacterias gram-negativas, en los horizontes más profundos. Conviene señalar que dado que la biomasa microbiana se expresó como porcentaje el C orgánico del suelo, el descenso de la misma a lo largo del perfil se atribuye a factores tales como disponibilidad de nutrientes, luz, temperatura, pH, etc. que determinan la distribución y densidad de la población microbiana y tienden a disminuir con la profundidad.

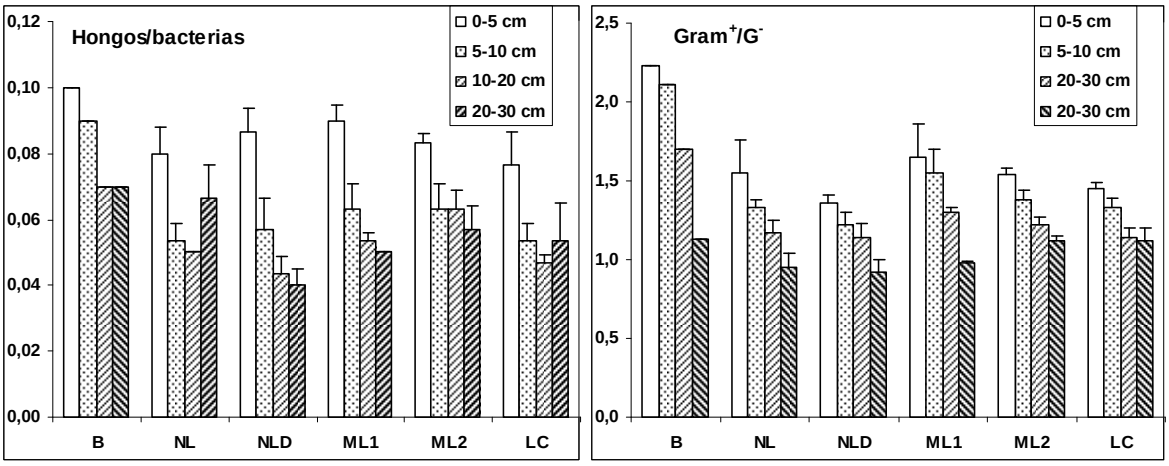


Figura 1.Relaciones PLFA fúngico/PLFA bacteriano y G^+/G^- de las muestras de suelos en las distintas profundidades de todos los tratamientos de suelo analizados (media±EE de las 3 réplicas de campo). Tratamientos: B, barbecho; NL, no laboreo; NLD, no laboreo con descompactador; ML1,mínimo laboreo que proviene de NL; ML2, mínimo laboreo que proviene de LC.

En la Figura 2 se muestra la distribución de variables (Figura 2A) y muestras (Figura 2B), en el plano definido por los factores 1 y 2, obtenidas en el análisis de componentes principales realizado con los datos del análisis del perfil de PLFAs. Los resultados mostraron que la diversidad microbiana nos permitía diferenciar, en primer lugar a lo largo del factor 1. las muestras de suelo de barbecho de las muestras de suelo con los distintos sistemas de laboreo) y, en segundo lugar a lo largo del factor 2 las muestras del mismo suelo a distintas profundidades (Figura 2b). El factor 1, que explicó el 27% de la varianza, diferenció claramente las muestras de barbecho, situadas en la parte negativa de este factor, de las muestras con los sistemas NL, NLD y ML1, situadas en el centro, y las muestras LC y ML2 situadas en la parte positiva del factor. Los suelos bajo barbecho tenían concentraciones más altas de los ácidos grasos 16:1ω5, 16:1ω9, 18:1ω9, 17:1ω8 y 18:1 mientras que en los suelos cultivados con los sistemas de laboreo más intensivos (ML2 y LC) predominaron los ácidos grasos i15:0, cy17:0, cy19:0, 10Me17:0. El factor 2, que explicó un 26% de la varianza, diferenció las muestras de suelo recogidas en los primeros cm del perfil, situadas en la parte negativa de este factor, de las muestras recogidas en los últimos cm del perfil, situadas en la parte positiva del factor. Las muestras de suelo más superficiales presentaron contenidos más

elevados de los ácidos grasos 18:2ω6, característico de hongos,19:1a, 18:1ω7, 16:1ω7c, característicos de bacterias gram-negativas, y i14:0, característico de bacterias gram-positivas, mientras que las muestras más profundas presentan una mayor abundancia de los ácidos grasos saturados i17:0, br17:0, br18:0, a17:0, 10Me18:0 y 10Me16:0. La separación de las muestras de suelo de los distintos tratamientos analizados recogidas a distintas profundidades (a, b, c, d) a lo largo del factor 2 mostró que el efecto de la profundidad fue más pronunciado en el suelo bajo barbecho (mayor diferenciación entre las muestras a, b, c y d) y en el suelo con los sistemas NL, NLD y ML1 que en el suelo con los sistemas ML2 y LC (menor separación entre las muestras a, b, c y d).

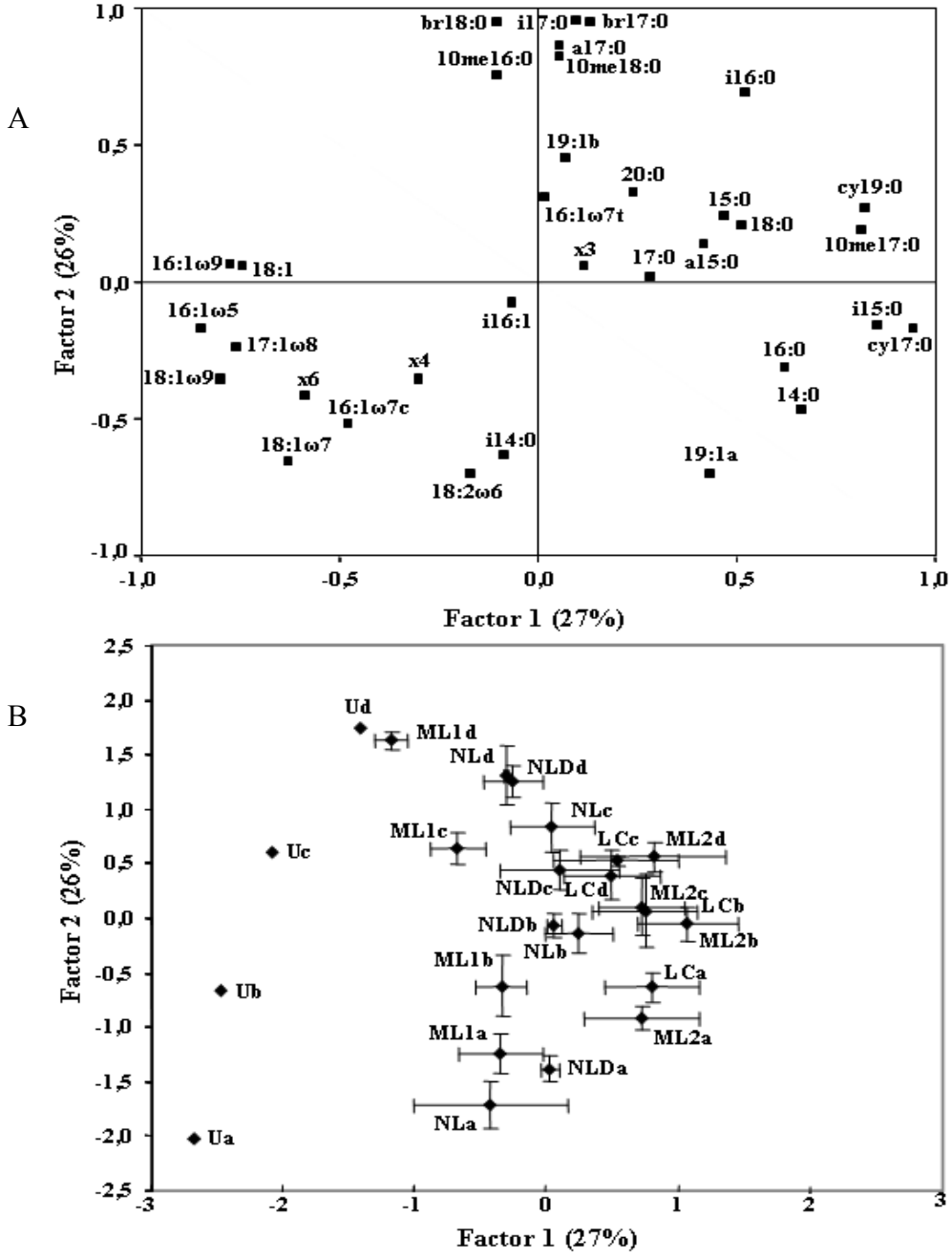


Figura 1. Distribución de muestras (media±EE de las 3 réplicas de campo y de variables obtenida en la análisis de componentes principales realizado con los datos obtenidos en el análisis del perfil de PLFAs (n = 64 muestras, v = 34 variables). Tratamientos: B, barbecho; NL, no laboreo; NLD, no laboreo con descompactador; ML1,mínimo laboreo que proviene de NL; ML2, mínimo laboreo que proviene de LC. Muestras: a, 0-5 cm; b, 5-10 cm; c, 10-20 cm; d, 20-30 cm.

5. Conclusiones

Los resultados parecen indicar que el análisis de biomarcadores moleculares (PLFA pattern) puede utilizarse en este suelo de la zona semiárida española para detectar los cambios producidos en la diversidad y estructura microbiana como consecuencia del manejo agrícola, un dato que permite evaluar los cambios inducidos en la calidad del suelo debido a diversos procesos de degradación y/o prácticas de conservación del suelo (Pankurst et al., 1997). El análisis de estos biomarcadores moleculares mostró claramente que la diversidad microbiana difería notablemente dependiendo, en primer lugar, del manejo del suelo y, en segundo lugar, de la profundidad.

6. Agradecimientos

El estudio fue financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (Proyectos AGL2004-07976-CO2-02/FOR y AGL2007-65698-CO3-02/AGR) y por la Junta de Comunidades de Castilla –La Mancha (Proyecto POII10-0115-2863).

7. Bibliografía

BARDGETT, R., USHER, M., HOPKINS, 2005. Biological diversity and function of soils. Cambridge University Press. 412 pp. Cambridge.

DÍAZ-RAVIÑA, M., BÅÅTH, E., MARTÍN, A., CARBALLAS, T., 2006. Microbial community structure in forest soils treated with a fire retardant. *Biol. Fertil. Soils* 42, 465-471.

FROSTEGÅRD, A., BÅÅTH, E., 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biol. Fertil. Soils* 22, -65.

FROSTEGÅRD, A., BÅÅTH, E., TUNLIP, A., 1993. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biol. Biochem.* 25, 723-730.

HERNANZ, J.L., SÁNCHEZ-GIRÓN, V., NAVARRETE, L., 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 114-122.

KENNEDY, A.C., SMITH K.L., 1995. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. *Plant Soil* 170, 75-86.

LÓPEZ-FANDO, C., PARDO, M.T., 2009. Changes in soil chemical characteristics with different tillage practices in a semi-arid environment. *Soil Till. Res.* 104, 278-284.

MADEJON, E., MURILLO, J.M., LÓPEZ, M.V., ARRÚE, J.L., ÁLVARO-FUENTES, J., CANTERO, C., 2009. Effect of long-term conservation tillage on soil biochemical properties in Mediterranean Spanish areas. *Soil Till. Res. 105, 55-62.*

MORENO, F., MURILLO, J.M., PELEGRÍN, F., GIRÓN I.F., 2006. Long-term impact of stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active $CaCO_3$. *Soil Till. Res.* 85, 86–93.

PANKHURST, C.E., DOUBE B.M., GUPTA, V.V.S.R. 1997. Biological indicators of soil health. CAB. 451 pp.Wallingford.

ZELLES, L., 1999. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: a review. *Biol. Fertil. Soils* 29, 111-129.

Aplicación de ácido láctico en suelo: influencia en propiedades bioquímicas y biológicas

RODRÍGUEZ MORGADO, B. [1], GELABERT RAMOS, D.[1], GUERRA CASTELLANO, A.[1], MONTES RAMOS, P.[1], RODRÍGUEZ LUMBRERAS, L.[1], GARCÍA-MARTÍNEZ, A.[2], TEJADA, M.[2], PARRADO, J.[1]

[1]Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla. C/Profesor García González, 2. Sevilla.
[2]Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Escuela de Ingeniería Técnica Agrícola, Universidad de Sevilla. Carretera Utrera-Sevilla, Km.1. Sevilla.

Resumen
El trabajo muestra el estudio de la aplicación de ácido láctico en suelos respecto a su capacidad de bioestimulación edáfica. Se ha demostrado que las raíces de las plantas secretan diversos moléculas orgánicas, entre ellas ácidos de cadena corta, como son el ácido cítrico, málico, succínico, láctico, fumárico, etc. Estos ácidos tienen varias finalidades, como son aumentar la solubilidad de diversos nutrientes presentes en el suelo o estimular las poblaciones microbianas beneficiosas situadas en la rizosfera. El ácido láctico es un ácido orgánico de cadena corta producido tras la fermentación láctica de los azúcares, y se puede obtener en grandes cantidades a partir de procesos biológicos de eliminación de residuos industriales (suero de leche) Este ácido puede tener un papel importante en la estimulación de la actividad microbiana edáfica, asociada a efectos positivos en procesos de inducción de fertilidad y estructura de suelos, así como en la aceleración de la biorremediación en suelos contaminados. El objetivo de esta comunicación es describir el efecto del ácido láctico en las características bioquímicas y biológicas de un suelo, en concreto, en la capacidad bioestimulante de las poblaciones microbianas indígenas. Para ello se analizaron parámetros bioquímicos como la medida de actividades enzimáticas, tales como actividad deshidrogenasa, □-glucosidasa, fosfatasa, etc., además del contenido en ácido láctico; y estudios de diversidad biológica usando técnicas de biología molecular (PCR-DGGE). Los resultados muestran como existe una relación entre la concentración de ácido láctico añadida, el tiempo y las distintas actividades enzimáticas, observándose un gran incremento de los diversos marcadores biológicos, lo que nos da una idea de su potencial uso como bioestimulante en agricultura o en procesos de biorremediación de suelos.

Palabras clave
Ácidos orgánicos; ácido L-láctico; bioestimulación; actividades enzimáticas; diversidad biológica; PCR-DGGE.

1. Introducción

Muchos organismos del suelo, principalmente las plantas, producen grandes cantidades de exudados como parte de sus mecanismos para la adquisición de nutrientes (Cawthray & Gregory, 2003). Durante el crecimiento de las raíces, activa o pasivamente, se libera una gran gama de compuestos orgánicos. Estos exudados se componen principalmente de hidratos de carbono, ácidos carboxílicos y aminoácidos liberados a lo largo de gradientes de

concentración, identificándose sitios específicos de liberación en las raíces de las plantas, tales como la zona sub-apical, la zona de raíces pilosas y las zonas de aparición de ramificaciones secundarias.

En la rizosfera, el carbono orgánico es considerado como la fuerza impulsora de la densidad y actividad microbiana. Estos compuestos son de vital importancia para los microorganismos, ya que son fácilmente asimilables sin síntesis de exoenzimas, por lo que representan una conveniente fuente de carbono (y posiblemente de nitrógeno) y energía que probablemente favorezca el rápido crecimiento de los microorganismos en la rizosfera, siempre y cuando tengan las capacidades metabólicas correspondientes (Baudoin et al., 2003).

Debido a que las raíces de las plantas exudan compuestos orgánicos, incluyendo los ácidos carboxílicos de bajo peso molecular LMWOAs, las condiciones químicas de la rizosfera son diferentes de las del resto del suelo. Estos LMWOAs del suelo comprenden una serie de ácidos alifáticos y aromáticos, con un peso molecular máximo de aproximadamente 300, bien definidos e identificables. Los LMWOAS alifáticos que se encuentra en el suelo comprenden los mono-, di-y ácidos tricarboxílicos, incluidos los compuestos que contienen átomos de carbono insaturados y grupos hidroxilo (Strobel, 2001). (Fig. 1)

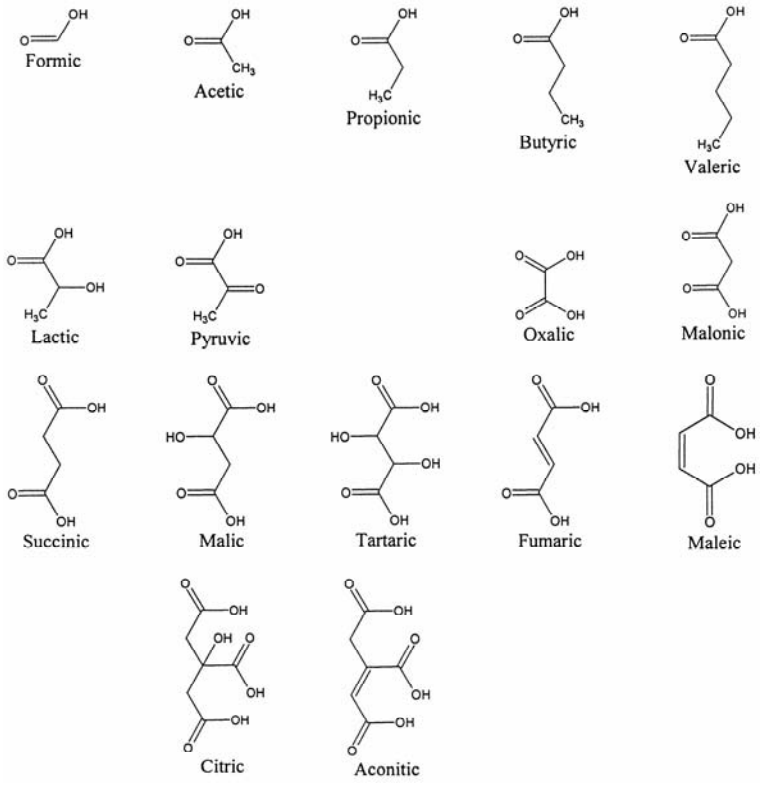


Figura 1. Principales LMWOAs alifáticos

Los LMWOAS del suelo proceden de varias fuentes biológicas, siendo las principales las exudaciones de las raíces de plantas y semillas en germinación, en los microorganismos del suelo, las interacciones simbióticas entre plantas y microorganismos y los metabolitos de la descomposición de la MO (materia orgánica) (Shen et al., 1996). La exudación en las

plantas se produce como consecuencia de una "pérdida" pasiva de los compuestos de la raíz o como exudación activa de compuestos orgánicos, incluyendo estos LMWOAS.

Los LMWOAS son importantes en muchas reacciones químicas del suelo, funcionando como ligandos o mejorando la meteorización y la liberación de cationes de los minerales del suelo y aumenta su disponibilidad en la rizosfera. Además, los LMWOAS son conocidos por aumentar la solubilidad del fosfato mediante la disolución de precipitados de fosfato, actuar activamente en la desintoxicación de Al^{3+} y otros iones tóxicos en los suelos por la formación de complejos, aumentar la disponibilidad del potasio por el aumento de la meteorización de los minerales del suelo que lo contienen (Strobel, 2001) y servir como fuente de carbono para los microorganismos de la rizosfera y en consecuencia causar el enriquecimiento selectivo de los microorganismos beneficiosos que colonizan la rizosfera (Haoliang et al., 2007).

De esta forma, los ácidos orgánicos alifáticos aportados al suelo pueden aumentar la capacidad de las plantas para sobrevivir y desarrollarse normalmente en condiciones de deficiencia severa de nutrientes al desempeñar papeles importantes en una serie de procesos rizosféricos como la adquisición de nutrientes, las asociaciones de plantas y microbios, la regulación del crecimiento de las plantas, la desintoxicación de elementos potencialmente nocivos, etc. (Shen et al., 1996).

Concretamente en este estudio nos centraremos en el ácido L-láctico, debido a la potencial producción que se obtiene de procesos de depuración de residuos agroindustriales como es el suero de leche (En España 3.170 millones de litros de suero lácteo/año). La información obtenida de los estudios de la influencia del ácido láctico en procesos de estimulación de suelos sería de una gran importancia para el posible diseño de preparados edafológicos los cuales podrán ser usado como bioestimulante en agricultura o en tratamientos de biorremediación de suelos degradados.

2. Metodología

Diseño del ensayo de bioestimulación edafológica

Se realizó este estudio a escala de laboratorio en pequeños microcosmos. Se empelaron botes de 250 ml de capacidad a los que se les añadió 200 gramos de suelo experimental. A estos microcosmos se les añadió distintas concentraciones de ácido L – láctico (Panreac). Estas concentraciones de trabajo fueron: 0,1%, 0,5% y 1% (p/p). Las distintas cantidades de producto fueron disueltas en la cantidad de agua precisa para mantener la capacidad de campo al 60-70% (WHC). Junto con estos tratamientos se llevó adelante un microcosmos control, al que únicamente se le adicionó agua.

Suelo experimental

El estudio de evaluación del potencial bioestimulante del ácido L-láctico se desarrolló sobre un suelo modelo experimental, clasificado como un Antrosol plágico (FAO, 1999), que fue recogido de una parcela experimental, perteneciente a la Escuela Universitaria de Ingenieros Técnicos Agrícolas (EUITA) de la Universidad de Sevilla, localizada en las instalaciones próximas a la escuela, en la Carretera de Utrera Km. 1, Sevilla. El suelo presenta

arcillas (545 ± 10 g/Kg.), limo (350 ± 12 g/Kg.) y arenas (150 ± 8 g/kg), un bajo contenido en materia orgánica (0,66%) y una razón C/N de 9,6.

Caracterización físico-química del suelo durante el ensayo

Determinación del pH del suelo.- La determinación del pH en suelo se ha realizado según el método de la pasta saturada en una suspensión de suelo : agua (MAPA, 1986) en proporción 1 : 2,5 (p/v). Para ello, se resuspendió 1 g de suelo en 2,5 ml de agua. Posteriormente, se agitó la mezcla durante 40 minutos y se midió el pH con un pHmetro HI-221 (Hanna Instruments).

Determinación de la concentración de ácido L-láctico.- La cantidad de ácido L-láctico de las muestras se determinó por cromatografía de fase reversa utilizando un ÄKTA- purifier (GE Healthcare) y una columna Nova-Pak C18 4 μm, 4,6 x 150 mm (Waters). El ácido L-láctico se extrajo de las muestras incubando 1 gr. de suelo con 10 ml de tampón de extracción, consistente en H_2SO_4 0,001 N durante 1 hora. Las muestras se centrifugaron a 13.400 rpm durante 15 minutos a 4º C para eliminar las moléculas insolubles, y el sobrenadante se pasó a través de un filtro de 0.2 μm de celulosa regenerada, cargándose en un bucle de 50 μl conectado al sistema ÄKTA- purifier. La columna fue equilibrada y se eluyó con un tampón compuesto por un 90 % de ácido fórmico al 0,01 % y un 10 % de metanol en modo isocrático, a un caudal de 0,8 ml / min, detectándose los ácidos orgánicos a 215 nm con un módulo UV900 GE Healthcare acoplado a la columna de elución.

Caracterización bioquímica del suelo durante el ensayo

El estudio de bioestimulación fue analizado mediante el estudio de distintas actividades enzimáticas, como la actividad deshidrogenada (ADH), la fosfatasa (AF) y la actividad β-glucosidasa (AG), al ser considerados excelentes bioindicadores de la situación del suelo en respuesta a la aplicación de materia orgánica.

- *Actividad deshidrogenasa:* fue determinada mediante una modificación del ensayo de INT de Tabatabai (1994), usando para ello 0.5 g de suelo, al que se le midió la cantidad de *p*- iodonitrotetrazolium formazano (INTF) producido por reducción de 2-[4-iodofenil]-3-[4-nitrofenil]-5-feniltetrazolium cloruro (INT), en presencia de una solución de succinato sódico 20 mM. Las muestras fueron incubadas durante 10 - 30 minutos a temperatura ambiente y el INTF producido fue medido espectrofotométricamente a 485nm.
- *Actividad fosfatasa ácida:* se determinó mediante una modificación del método descrito previamente por Tabatabai (1994), empleando *p*-nitrofenil fosfato como sustrato. Para ello, se emplearon 0,5 gramos de suelo por muestra y se incubaron en tampón MUB (pH 6.5) durante 60 minutos en presencia de una solución 25 mM de *p*-nitrofenil fosfato. Tras la incubación, se les adicionó $CaCl_2$ 0,5M y NaOH 0,5M, como extractante del producto resultante, el *p*-nitrofenol. Las concentraciones de producto se determinaron mediante especrofotómetro a 410nm.
- *Actividad β-glucosidasa:* se determinó mediante una modificación del método descrito previamente por Tabatabai, 1994, empleando *p*-nitrofenil-β-glucopiranósido como sustrato. Para ello, se emplearon 0,5 gramos de suelo por muestra y se incubaron en tampón MUB (pH 6.5) durante 60 minutos en presencia de una solución 25 mM de *p*-

nitrofenil fosfato. Tras la incubación, se les adicionó $CaCl_2$ 0,5M y NaOH 0,5M, como extractante del producto resultante, el *p*-nitrofenol. Las concentraciones de producto se determinaron mediante espectrofotómetro a 410nm.

Caracterización microbiológica del suelo durante el ensayo

El ADN fue extraído de todas las muestras de suelo siguiendo las instrucciones del kit UltraClean™ DNA Isolation (MoBio Laboratories). Las regiones variables V3-V5 de ADNr 16S fueron amplificados por PCR utilizando los cebadores F357-GC y R907 que se unen a las regiones conservadas de los genes del ARNr 16S.

Todas las PCRs se realizaron con un termociclador Mastercycler (Eppendorf, Alemania). Cada 50 µl de la mezcla de PCR contienen 1,5 U de EcoTaq (Ecogen, BIOLINE), 10 mM Tris-HCl (pH 9), 1,5 mM Cl_2Mg, desoxinucleótidos trifosfato a una concentración de 200 µM, cada cebador a una concentración de 0,5 µM y 2 µl de ADN molde. Después de 9 minutos de desnaturalización inicial a 95º C, se sigue un protocolo "touchdown" en el que la temperatura de hibridación desciende 1º C en cada ciclo desde los 65º C hasta los 55º C. Después, se realizaron 20 ciclos adicionales a 55º C. La amplificación se llevó a cabo con 1 minuto de desnaturalización a 94 º C, 1 minuto de hibridación y 1,5 minutos de extensión de cebadores a 72º C, seguido de 10 minutos finales de extensión de los cebadores.

Los productos de PCR se secaron y se cargan en un gel de poliacrilamida al 6 % (w / v) de 0,75 mm de espesor, y el gradiente de desnaturalización fue del 40 al 60 % (el 100% de desnaturalización contiene: urea 7 M y 40 % de formamida). La electroforesis en gel de gradiente desnaturalizante (DGGE) se realizó en tampón TAE 1X en un DCode™ Universal Mutation Detection System (BioRad) a 100V durante 16 h y a 60º C. Los geles fueron teñidos durante 15 minutos en tampón TAE 1X con bromuro de etidio, se observaron bajo luz UV y fueron analizados con un sistema de transiluminación UV.

3. Resultados

pH del suelo

Tras la aplicación del ácido L-láctico se observa un lógico descenso en los valores de pH de los suelos, como se observa en la figura 1, estando directamente relacionado con la cantidad de ácido incorporada. A medida que avanza el tiempo de incubación, los valores tienden a alcanzar el valor control (aproximadamente 7,9 – 8,0). La muestra 0,1 % alcanza un valor constante tras 12 días, mientras que la muestra 0,5 % lo hace a los 21 días. La muestra 1 % alcanza los valores control al finalizar el experimento.

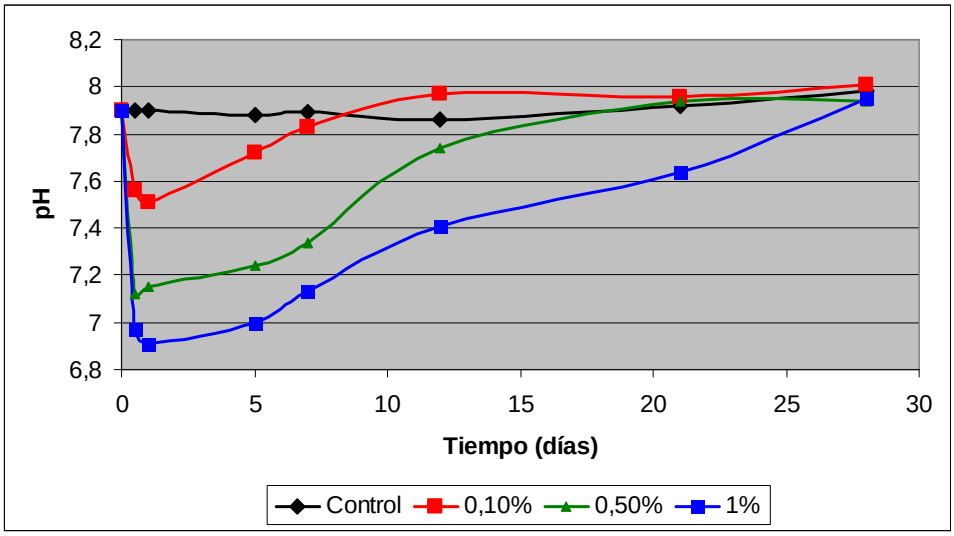


Figura.2.- pH suelo

Cantidad ácido L-láctico en el suelo

Tras la aplicación del ácido L-láctico se produce un descenso en su concentración en el suelo (Fig. 3). Esta disminución es tanto mayor en las dosis menores, de forma que a los 7 días de incubación, la concentración de ácido L-láctico de la muestra 0,1 % ha disminuido aproximadamente un 85 %, mientras que las dosis 0,5 y 1 % se mantienen con valores por encima del 50 %. A los 12 días, la dosis 0,5 % disminuye hasta quedar con un 10 % de ácido remanente. Finalmente, el ácido L-láctico desaparece de todas las muestras en el día 28.

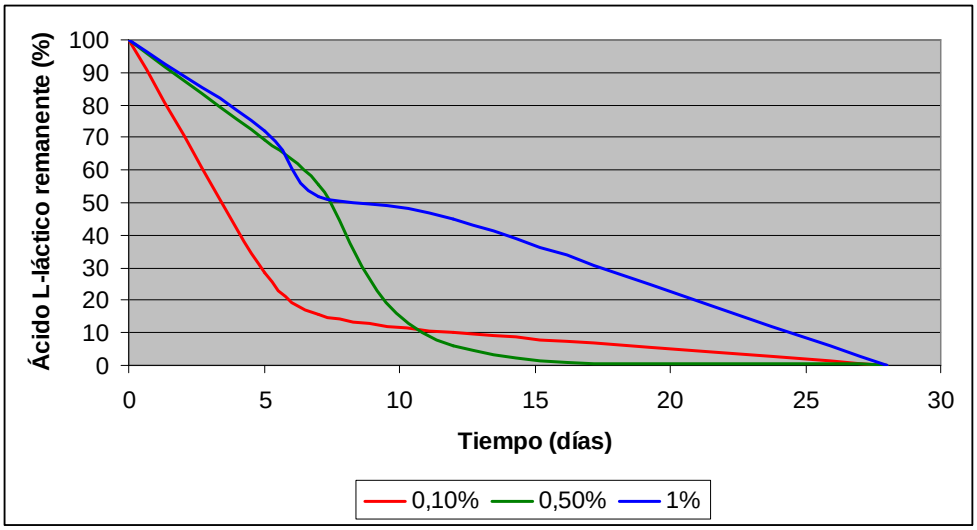


Figura.3.- Porcentaje de ácido L-láctico remanente

Caracterización bioquímica del suelo durante el ensayo

De todas las enzimas que pueden ser estudiadas para caracterizar bioquímicamente un suelo, en este trabajo se han seleccionado tres: las *enzimas deshidrogenasa, fosfatasa y β-glucosidasa*. La importancia fundamental de la determinación de la actividad de las enzimas del suelo radica en que el funcionamiento de los ecosistemas terrestres no se puede entender,

correctamente, sin la participación de los procesos enzimáticos (Overbeck, 1991), ya que son estas enzimas las que determinan la pauta de gran parte de las transformaciones químicas que se producen en el suelo (Stryer, 1995). Concretamente, la mayoría de las transformaciones que afectan al material orgánico en los ecosistemas terrestres son catalizadas por enzimas producidas por los distintos organismos habitantes del suelo (bacterias, hongos, animales del suelo y el sistema radicular de los vegetales superiores), siendo las bacterias las que contribuyen de forma mayoritaria, ya que se estima que son principales responsables de los procesos de degradación de la MO.

En referencia a las enzimas estudiadas en este trabajo, se puede decir que la enzima deshidrogenasa (en células viables) es una oxidorreductasa que cumple un papel fundamental en las etapas iniciales de la oxidación de la materia orgánica (Ross, 1971), participando en los procesos de fosforilación oxidativa, lo que la convierte en un excelente indicador del sistema redox microbiano y, por tanto, de las actividades oxidativas del mismo (Casida, 1977; Nannipieri et al., 1990).

Los resultados encontrados han puesto de manifiesto que la aplicación de las distintas concentraciones de ácido L-láctico produce un efecto inductor o estimulante de la ADH, siendo este efecto dependiente de la concentración (Fig. 4). Así, en el caso de la concentración del 0,1 %, el efecto estimulante apenas si se produce, mientras que en las dosis superiores se observan incrementos de aproximadamente 80 veces más que el control a partir del día 5. Los valores máximos de estimulación se producen en el día 12 (79,1 veces por encima de los valores control iniciales para la dosis 0,5 % y 66,7 veces por encima de los valores de referencia control para la dosis 1 %). También se observa un decaimiento de la actividad deshidrogenasa en la dosis 0,5 % después de alcanzar su valor máximo hasta un valor 14 veces superior al control al final del experimento. Sin embargo, la actividad en la dosis 1 % se mantiene constante a lo largo del tiempo con valores en torno a 112 veces superiores a la muestra control.

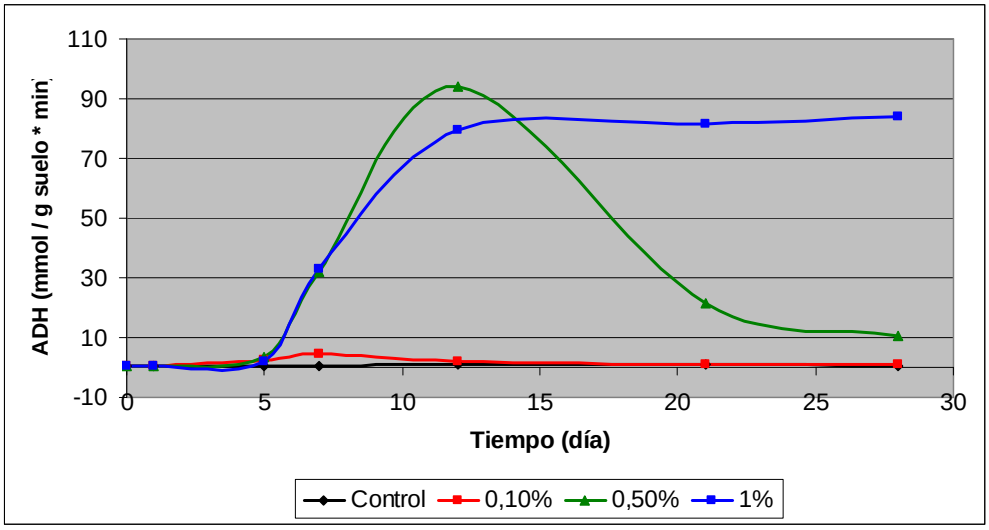


Figura 4. Actividad deshidrogenasa (ADH). (Valores medios).

Por otro lado, las enzimas fosfatasa y β-glucosidasa son hidrolasas que catalizan numerosas reacciones implicadas en el ciclo de los nutrientes como el P y el C, respectivamente. A diferencia de la enzima deshidrogenasa, no están ligadas a los procesos de

respiración, aunque sí que se dan incrementos de estas actividades en situaciones de crecimiento microbiano.

Los resultados que se muestran en la Figura 5 indican que la adición de ácido L-láctico produce una estimulación de la AF, siendo las diferencias entre dosis independientes de estas. El efecto estimulante alcanza sus valores máximos a los 5 días de incubación, manteniéndose posteriormente estos hasta el final del ensayo. Los valores máximos obtenidos fueron de 190,5 µmol p-NP/g suelo·min para 0,5 % en el día 167,1 y µmol p-NP/g suelo·min para 1 % en el día 21. Posteriormente, en todos los casos las actividades decrecen.

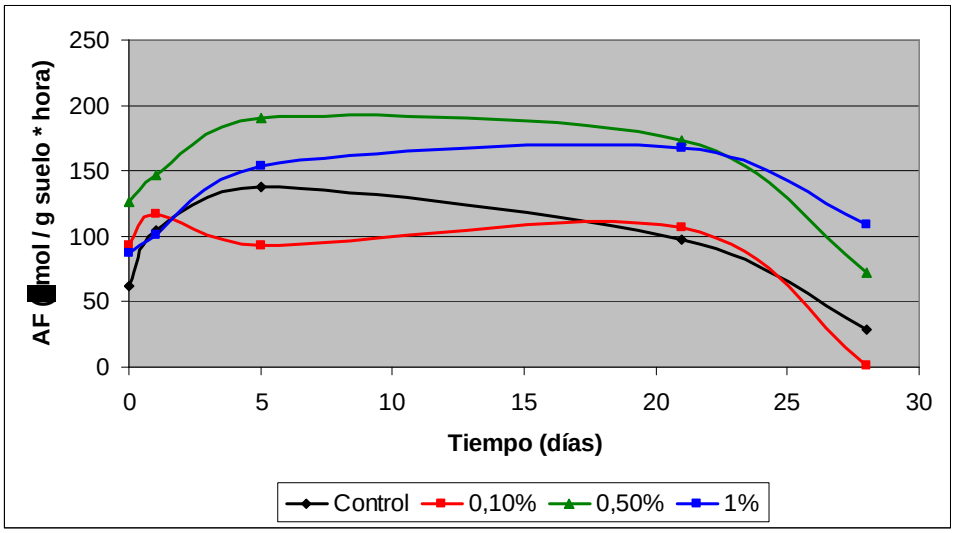


Figura 5. Actividad fosfatasa (AF). (Valores medios).

En cuanto a la AG, mostrada en la Figura 6, se comprueba que no existe una estimulación significativa de la AG, tanto con el control como entre las distintas dosis.

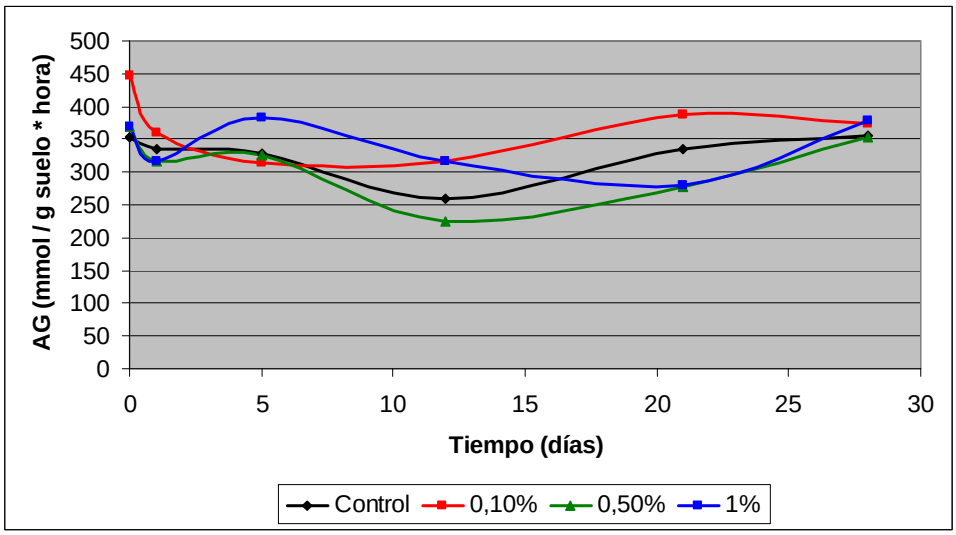


Figura 6. Actividad β-glucosidasa (AG). (Valores medios).

Influencia de la aplicación del ácido láctico en la microbiología del suelo

En el análisis electroforético por DGGE de los fragmentos de ADNr 16S (Figura 7) se observan que el ácido láctico no interfiere en la ecofisiología de las poblaciones microbianas mayoritarias, ya que permanecen el medio debido a que son capaces de utilizar el ácido láctico, no obstante, se observa una estimulación selectiva de otras especies microbianas, por lo cual es un inductor de la biodiversidad microbiana.

Esta diversidad es tiempo dependiente, ya que al aumentar el tiempo van apareciendo nuevas especies microbianas.

Actualmente se están identificando las distintas bacterias mediante amplificación y secuenciación de las bandas presentes en el gel.

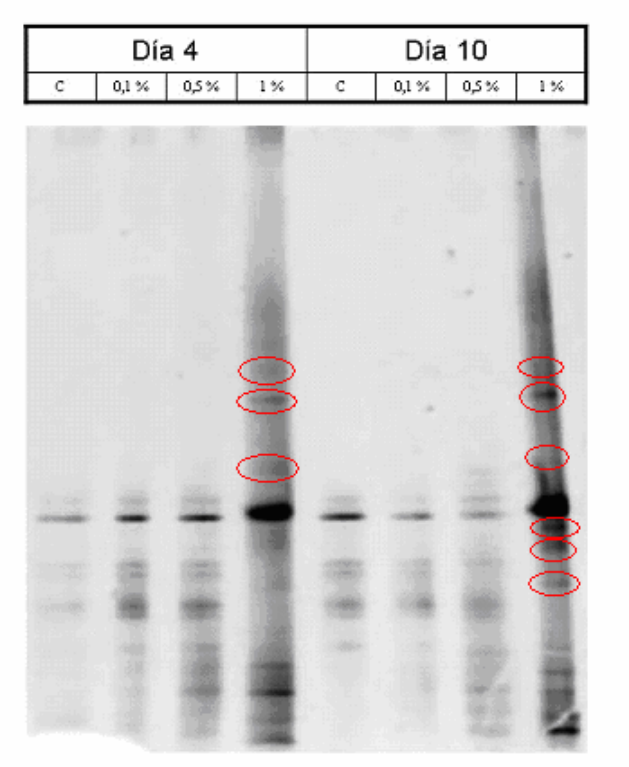


Figura 7. DGGE fragmentos DNAr 16S a los días 4 y 10

4. Discusión

El suelo es un sistema complejo, en equilibrio dinámico, de enorme importancia, no sólo en la producción agrícola, sino, también, en el mantenimiento de la calidad ambiental (Marcote et al., 2001). Una de sus principales funciones es la de servir de soporte y de suministro de energía y nutrientes a los microorganismos que habitan en él. Estos microorganismos edafológicos tienen, a su vez, un papel esencial en el sostenimiento de la calidad y la fertilidad del suelo, debido, principalmente, a que son los responsables de la degradación de la materia orgánica (MO), para la obtención de energía y nutrientes (Bloem et al., 1997). Por esto, en los últimos años, el interés por el suelo como recurso natural ha crecido, notablemente, debido, en gran parte, al incremento de la conciencia de que el suelo

cumple con numerosas funciones vitales para el mantenimiento de los ecosistemas terrestres (Marcote et al., 2001).

El contenido de MO de un suelo es un parámetro indicador de la fertilidad del suelo, ya que constituye la principal reserva de nutrientes esenciales, tales como el N, el P y el C, que son fundamentales para el crecimiento de los distintos organismos. Además, esta MO está bien relacionada con un importante número de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Arias et al., 2005). Por su vital importancia como nutriente de plantas y cultivos, se ha venido aportando MO, como práctica agrícola habitual, al suelo en forma de residuos orgánicos, tales como estiércol (Haynes & Naidu, 1998), lodos de depuración de aguas residuales (Albiach et al., 2001), compost (Tejada & González, 2003) o subproductos agroindustriales (Tejada & González, 2004, García-Martínez et al., 2010), es decir, productos orgánicos, de muy variada composición y, en muchos casos, desconocida, pero, sobre todo, de baja/media absorción por parte de los organismos vivos edafológicos.

En este trabajo se ha evaluado si la aplicación del ácido L-láctico se traduce en un incremento de la actividad microbiana del suelo y si éste es dependiente de la dosis. Primeramente se observa como la adicción del ácido L-láctico provoca un descenso en los valores de pH del suelo y como posteriormente estos valores tienden hacia el valor de la muestra control a medida que la cantidad de ácido L-láctico va disminuyendo con el tiempo al ser utilizado por las poblaciones microbianas, estando este descenso relacionado inversamente con la actividad succinato deshidrogenasa.

Los resultados del análisis de las distintas actividades enzimáticas medidas, relacionadas con los ciclos de reciclaje de elementos tan vitales como el N, el P y el C, sugieren precisamente que existe un efecto positivo en la estimulación del suelo. Así, los resultados obtenidos para la ADH, enzima fundamental para conocer el efecto metabólico global (Masciandaro et al., 2001) al ser una enzima intracelular relacionada con los procesos de fosforilación oxidativa (Trevors, 1984), han demostrado que la capacidad bioestimulante del ácido L-láctico es dependiente de la dosis aplicada, siendo este efecto más duradero en el caso de la dosis mayor.

Por otro lado, también, se han determinado la actividad de las enzimas hidrolíticas como la fosfatasa (APH) y las β-glucosidasa (AG), que proporcionan información más específica que la ADH, al estar relacionadas con la mineralización de nutrientes elementales como son el P y el C, respectivamente (Ceccanti et al., 1994). Los resultados que se han encontrado en los suelos tratados con ácido L-láctico reflejan que esta actividad se ha estimulado, aunque no existen diferencias significativas entre las dosis más altas, siempre con respecto a los valores de referencia del suelo control. Para entender estos resultados, hay que tener en cuenta que los microorganismos producen esta enzima debido a la demanda de P (García et al., 1994). Los ácidos orgánicos de bajo peso molecular aumentan la solubilidad del fosfato al disolver los precipitados de éste (Strobel, 2001), por lo que los microorganismos encontrarían este elemento en formas más biodisponibles. Los datos resultantes de la determinación de la actividad glucosidasa nos confirman que el ácido L-láctico no está implicado en las rutas de degradación de polímeros de carbono, por lo que apenas si se estimula esta actividad con respecto al control

Tras el análisis por PCR-DGGE se ha observado la estimulación diferencial de ciertas poblaciones microbianas, las cuales se encuentran actualmente en proceso de identificación para determinar a que especie pertenecen.

De esta forma, el ácido láctico será utilizado por parte de los microorganismos, metabolizándolo directamente vía conversión a piruvato, obteniéndose energía, lo cual se puede observar claramente por los fuertes incrementos de la actividad succinato deshidrogenasa, y potencialmente metabolitos de rutas anabólicas.

5. Conclusiones

Se ha mostrado bioquímicamente el destino de un aporte de carbono orgánico en forma de ácido láctico en un suelo modelo: se ha constatado la rápida utilización microbiana, su conversión a energía (fuertes incrementos de succinato deshidrogenasa), su potencial como inductor de la biodiversidad microbiana en suelo; por lo cual es un producto con un alto valor de utilización en el campo de la estimulación edáfica.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología. Plan Nacional I +D CTM2007-60210/TECNO.

7. Bibliografía

ALBIACH, R., CANET, R., POMARES, F., INGELMO, F., 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. Bioresource Technology (77):109–114.

ARIAS, M. E., GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A, GONZÁLEZ-VILA, F. J., BALL, A. S., 2005. Soil Health-a new challenge for microbiologists and chemists-. International Microbiology (8):13-21.

BAUDOIN, E., BENIZRI, E., GUCKERT, A., 2003. Impact of artificial root exudates on the bacterial community structure in bulk soil and maize rhizosphere. Soil Biology & Biochemistry 35 (2003) 1183–1192.

BLOEM, J.D., RUITER, P., BOUWMAN, L., 1997. Soil food webs and nutrient cycling in agroecosystems. En: van Elsas D. J., Trevors, T. J., Wellington, H. M. E., (Eds). Modern Soil Microbiology. 245-275. Marcel Dekker, Inc. New York.

CASIDA, J.E., 1977. Microbial metabolic activity in soil as measured by dehydrogenase determinations. Applied and Environmental Microbiology (4): 630-636.

Cawthray, Gregory R., 2003. An improved reversed-phase liquid chromatographic method for the analysis of low-molecular mass organic acids in plant root exudates. Journal of Chromatography A, 1011 (2003) 233–240.

CECCANTI, B., PEZZAROSA, B., GALLARDO-LANCHO, F. J., MASCIANDARO, G., 1994. Bio-tests as markers of soil utilization and fertility. Geomicrocobiology Journal (11):309-316.

FAO. 1989. Carte mondiale des sols. Légende révisée. pp. 125.

GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T., COSTA, F., CECCANTI, B., 1994. Biochemical parameters in soils regenerated by the addition of organic wastes. Waste Management and Research (12):457-4.

GARCÍA-MARTÍNEZ, AM, DÍAZ, A., TEJADA, M, BAUTISTA, J., RODRÍGUEZ, B., SANTA MARÍA, C., REVILLA, E., PARRADO, J., 2010. Enzymatic production of an organic soil biostimulant from wheat-condensed distiller solubles: Effects on soil biochemistry and biodiversity. Process Biochemistry (45): 1127-1133.

HAOLIANG, L., CHONGLING, Y., JINGCHUN L., 2007. Low-molecular-weight organic acids exuded by Mangrove (*Kandelia candel (L.) Druce*) roots and their effect on cadmium species change in the rhizosphere. Environmental and Experimental Botany 61 (2007) 159–166.

HAYNES, R.J., NAIDU, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: A review. Nutrient Cycling in Agroecosystems (51):123–137.

MAPA. 1986. Métodos oficiales de análisis. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (1):221–285.

MARCOTE, I., HERNÁNDEZ, T., GARCÍA, C., POLO, A., 2001. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. Bioresource Technology (79):147-154.

MASCIANDARO, G., CECCANT, B., BENEDICTO, S., LEE, H., 2001. Humic substances to reduce salt effect on plant germination and growth. Communications in Soil Science and Plant Analysis (33): 3-4.

NANNIPIERI, P., GREGO, S., CECCANTI, C., 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. En: Bollag, J.M., Stotzky, G. (Eds.). Soil Biochemistry, 6. marcel Dekker, NY, 293-355.

OVERBECK, J., 1991. Early studies on ecto- and extracellular enzymes in aquatic environments. En: Chóst, R.J. (Ed.) Microbial enzymes in aquatic environments. Springer. NY. 1-5.

ROSS, D.J., 1971. Some factors affecting the estimation of dehidrogenase activities of some soils under pasture. Soil Biology and Biochemistry (3):97-110.

SHEN, Y., STRÖM, L., JÖNSSON, J. AND TYLER, G., 1996. Low-molecular organic acids in the rhizosphere soil solution of beech forest (*Fagus sylvatica L.*) cambisols determined by

ion chromatography using supported liquid membrane enrichment technique. Soil Eiol. Biochem. Vol. 28, No. 9, pp. 1163-I 169, 1996.

STROBEL, B. W. 2001. Influence of vegetation on low-molecular-weight carboxylic acids in soil solution—a review. Geoderma 99, 2001. 169–198

STRYER, L., 1995. Biochemistry. 4th edition. Freeman and company, Nueva York.

TABATABAI MA., 1994. Soil enzymes. In: Weaver, RW., Angle, JS., Bottomley, PJ., Bezdicek, DF., Smith, S., Tabatabai, MA., Wollum, AG., editors. Methods of soil analysis. Part 2: microbial and biochemical properties. Madison, WI: Soil Science Society of America; 1994. p. 775–833.

TEJADA, M., GONZALEZ, J.L., 2003. Application of a by-product of the two-step olive oil mil process on rice yield. Agrochimica (47):94-102.

TEJADA, M., GONZALEZ, J.L., 2004. Effects of application of a byproduct of the two-step olive oil mill process on maize yield. Agronomy Journal (96): 692–699.

TREVORS, J.T., 1984b. Effect of substrate concentration, inorganic nitrogen, O_2 concentration, temperature and pH on dehydrogenase activity in soil. Plant and Soil (77):285-293.

SUELOS Y GESTIÓN AMBIENTAL

Efectos de la aplicación de compost de lodos de depuradora en un suelo calcáreo de la provincia de Burgos

LÓPEZ J.I., NAVARRO M., RAD C., ARRIBAS Y., ALONSO B., PEÑA S, GONZÁLEZ S.

Área de Edafología y Química Agrícola. Dpto. de Química. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Burgos. Avda. de Cantabria s/n, 09006 Burgos. España.

Resumen

La descomposición continua de la materia orgánica en los suelos cultivados puede conducir a la degradación del suelo y como consecuencia a la incapacidad para garantizar una producción sostenible. La aplicación de compost de lodos de depuradora podría ser la manera de resolver el problema, ya que estos productos pueden ser utilizados como fuente de nutrientes y de materia orgánica. Sin embargo, junto a estos beneficios derivan otros riesgos asociados a la posible presencia de metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes o patógenos. Sería bueno, por tanto, conocer las dosis aplicables en función de las características del suelo y del cultivo con el fin de aumentar el rendimiento y mejorar a corto y largo plazo las propiedades físico-químicas del suelo, evitando cualquier riesgo medioambiental de contaminación local o difusa. En este trabajo se aplicó compost de lodo a un suelo Cambisol calcárico ubicado en Villafruela (Burgos) sometido a una rotación de cultivos durante tres años (guisante-trigo-girasol), aplicando tres dosis diferentes 3,5 - 7,5 y 17,5 t.ha-1, y realizando dos controles, con y sin fertilización inorgánica. Para ello se diseñaron diferentes parcelas de dimensiones (12m. x 24m.) en bloques al azar con cinco repeticiones por tratamiento, aplicando el compost de lodo en dos ocasiones en años no consecutivos. Se tomaron muestras de suelo y planta cada año y después de la cosecha de cada cultivo, determinando propiedades químicas y contenido en metales pesados mediante métodos normalizados. Los resultados fueron tratados estadísticamente utilizando la técnica de análisis de varianza, mediante el programa "Statgraphics Plus" deduciendo que la aplicación de compost de lodo consigue rebajar el valor del pH al aumentar la dosis, mientras la conductividad eléctrica no sufre variaciones con respecto al control. Aparecieron aumentos significativos en el contenido de P asimilable cuando se aplicó la dosis máxima (17,5 t/ha), y el contenido en Cu, Cr, Pb y Zn en el suelo aumentó con la adición de compost si bien en cantidades que no resultan fitotóxicas.

Palabras clave

Suelo, compost lodos depuradora, materia orgánica, nitrógeno total, fósforo asimilable, metales pesados.

1. Introducción

La agricultura intensiva que se practica en la España semiárida mediterránea ha dado lugar a una pérdida importante de materia orgánica por el uso exclusivo de la fertilización mineral. La fertilización del suelo restaura los nutrientes que son tomados por los cultivos, N, P y K, principalmente, así como otros oligoelementos. Lo que no es restaurado en el suelo es la cantidad de materia orgánica presente, que ve como sus niveles disminuyen como consecuencia de la mineralización y la drástica reducción de sus contribuciones. Dicha disminución puede suponer una amenaza para la sostenibilidad de los agrosistemas, ya que un

contenido entre el 2,3% y el 3% de carbono orgánico se considera como garantía de la sostenibilidad durante largos períodos de tiempo. Una manera de aumentar este contenido en materia orgánica en los suelos agrícolas es a través de la incorporación de residuos orgánicos de origen urbano (Johansson et al., 1999) tales como compost de lodos de depuradora o la fracción orgánica de los residuos urbanos, convenientemente recogidos y tratados a través de procesos de compostaje que los transforman en enmiendas orgánicas parcialmente estabilizadas y con propiedades similares al humus del suelo. Sin embargo, el escaso conocimiento real de la composición de los residuos genera problemas de rechazo en los agricultores y por lo tanto la aparición de una mayor acumulación de dichos residuos debido a la falta de una estrategia global que permita una adecuada reutilización. Es cierto que la materia orgánica residual tiene un contenido variable de componentes iónicos orgánicos e inorgánicos que pueden ser mineralizados después de su adquisición por parte de los microorganismos (Schumann et al., 2000; Pigozzo et al., 2006, Pérez et al., 2007), cuya contribución a la tierra sería un importante ahorro en el consumo de fertilizantes. Entre los nutrientes más valiosos se encuentra el N, P, S (mineralizadas) y K, Mg, Fe y oligoelementos cuya solubilidad y biodisponibilidad son mucho más limitadas. En el caso de compost de la fracción biodegradable de los lodos de depuradora la presencia de formas orgánicas de N y P, supondrá una liberación más lenta de estos nutrientes respondiendo a las necesidades de la cosecha que en el caso de N puede ser beneficiosa en términos de reducción de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, algo más acorde con la Directiva 91/676/CCE de protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. También es importante señalar el hecho de que uno de los mayores beneficios que estos residuos orgánicos pueden proporcionar es su contribución a la mejora de las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo, aunque tampoco debemos olvidar la presencia de contaminantes en ellos, ya sean inorgánicos, metales pesados o especialmente compuestos orgánicos persistentes. De los inorgánicos se sabe que en dosis apropiadas apenas llegan a las plantas, pero aún así existe el problema de su acumulación en la capa arable del suelo y su posterior migración a horizontes más profundos del suelo (CE, 2003; Iwegbue et al., 2007). Su acumulación supone un riesgo evidente para la salud humana, animal o vegetal, al quedar acumulado en el suelo o ser transportado a las aguas superficiales o subterráneas. La presencia y el tipo de cultivos también afectan al comportamiento de los metales pesados en el suelo, ya que las condiciones físico-químicas del entorno rizosférico pueden cambiar la disponibilidad de estos elementos (Basta y Tabatabai, 1992, Chen et al., 1995). En 2002, la Comisión de la Comunidad Europea establece una comunicación "Hacia una estrategia temática para la protección del suelo", en la cual se plantean cuestiones relacionadas con la erosión, la reducción de la materia orgánica del suelo y la contaminación del suelo. Por tanto se prevé que la aplicación de compost de lodos de depuradora al suelo, respecto al contenido de elementos traza, será mucho más restrictiva, tal y como sugieren los documentos elaborados por la Comisión Europea sobre los biosólidos y su tratamiento biológico que pronto se reflejará en las nuevas directrices. Por tanto, es importante ampliar nuestro conocimiento de los residuos orgánicos, para definir dosis, forma y momento de aplicación de los mismos.

2. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es estudiar la posibilidad de utilizar el compost de lodo obtenido en la depuradora municipal de la ciudad de Burgos como abono orgánico en la agricultura sostenible evitando cualquier riesgo ambiental, tratando de establecer la dosis y la

forma de aplicación más adecuada en función de un mayor rendimiento en la producción de los diferentes cultivos incluidos en la rotación propuesta (guisante-trigo-girasol) a lo largo de tres años.

3. Metodología

El estudio se llevó a cabo en un campo experimental ubicado en Villafruela (Burgos, España) 41°54'57"N y 3°54'36"W. El clima de esta zona es semiárido continental con una precipitación media anual en los últimos veinticinco años de 555 mm y una temperatura media anual de 10,1ºC. El suelo es un Cambisol calcárico, de acuerdo con la FAO, de textura franco arcillosa, situado en la cuenca del río Duero, dominando una agricultura basada en el cultivo del cereal principalmente. Se estableció una rotación de cultivos durante tres años (guisante-trigo-girasol). Las muestras de compost de lodo de depuradora utilizadas en esta experiencia provienen de la estación depuradora de la ciudad de Burgos (España) una vez tratado y compostado en la planta Cuesta de Burgos. Las características de los suelos y del compost de lodo aparecen en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades químicas del suelo "Andadilla" y del compost de lodo.

Parámetros químicos	**Muestras**	
	Suelo	**Compost Lodo**
pH (H_2O 1:2.5)	8,31±0,042	7,50
CE 25ºC (1:5) $mScm^{-1}$	0,244±0,008	1,420
Materia Orgánica (%)	2,454±0,054	26,51
Nitrógeno Total (%)	0,242±0,004	1,770
C.I.C. (meq/100g)	21,50±2,902	--
Carbonatos solubles (%)	37,78±3,411	--
$N\text{-}NH_4^+$ (%)	0,024±0,005	0,320
P disponible (ppm)	30,34±2,005	$2,51x10^4$
K disponible (ppm)	293,2±12,48	$0,40x10^4$
Ca^{+2} en C.I.C.	20,40±0,330 meq/100g	11,29 (%)
Na^+ en C.I.C.	0,046±0,005 meq/100g	0,14 (%)
Mg^{+2} en C.I.C.	0,766±0,071 meq/100g	0,78 (%)
Cd (ppm)	2,021±0,351	4,600±0,390
Cr (ppm)	27,28±0,709	1137,1±78,90
Cu (ppm)	12,74±0,296	217,3±7,760
Fe (ppm)	14006,5±352,2	12196,6±769,4
Mn (ppm)	370,4±14,02	288±12,82
Ni (ppm)	18,69±1,229	45,70±3,610
Pb (ppm)	32,57±0,497	162,2±8,360
Zn (ppm)	30,06±1,000	507,4±45,86

El experimento de campo se llevó a cabo mediante el diseño de diferentes parcelas de dimensiones (12m. x 24m.) en bloques al azar con cinco repeticiones por tratamiento. Se aplicaron tres dosis diferentes de 3,5 - 7,5 y 17,5 t.ha-1 (AL1, AL2 y AL3, respectivamente) y se realizaron dos controles, con y sin fertilización inorgánica (AC y AI). El compost de lodo

se aplicó en dos ocasiones en años no consecutivos, tal y como se refleja en la tabla 2. La primera vez en enero de 2005 arando posteriormente con cincel y cultivando guisante (Pisum sativum L. var. declic) y la segunda en octubre de 2006 después de la cosecha de trigo (Triticum aestivum L. var. kraklin) seguido de arado con cincel, para favorecer su incorporación al suelo, y cultivando girasol (Helianthus agnus L. var. sanbro). La fertilización inorgánica consistió en adicionar como abonado de cobertera 300Kg.ha-1 de NH4NO3 al 27% para todos los tratamientos, y además 300Kg.ha-1 del complejo 11-34-15 como abonado de fondo para el control con fertilización (AI).

Tabla 2. Cronograma de tareas realizadas en el suelo "Andadilla".

CAMPAÑA	Muestreo inicial suelo	Adición compost lodo	Muestreo primavera	Cosecha	Muestreo final suelo
2004-2005	13 Enero 2005	20 Enero 2005	24 Mayo 2005	3 Julio 2005	21 Octubre 2005
2005-2006	21 Octubre 2005	No	17 Mayo 2006	15 Julio 2006	26 Septiembre 2006
2006-2007	26 Septiembre 2006	13 Octubre 2006	No	8 Octubre 2007	9 Octubre 2007

Las muestras, tanto de suelo como de planta, fueron tomadas (tabla 2) cada año y después de la cosecha de cada cultivo determinando propiedades químicas y contenido en metales pesados. Para cada muestra de suelo se tomaron veinte submuestras en zig-zag de la capa arable (0-15 cm) de cada una de las parcelas mezclándose en una muestra compuesta.

El muestreo de plantas se realizó en el momento de la cosecha y se tomaron 25 submuestras en zig-zag de planta completa (raíz, tallo, hoja y grano) en cada una de las parcelas.

Antes del análisis, las muestras de suelo fueron secadas al aire y pasadas por un tamiz de 2 mm. Las propiedades químicas del suelo se determinaron por métodos estándar. El pH se midió en una proporción suelo: suspensión del agua de 1:2.5 (peso/volumen), la CE del suelo se midió en el extracto acuoso obtenido de la mezcla suelo: agua en proporción 1:5 (peso / volumen), la materia orgánica se determinó por el método de Walkley-Black modificado, el contenido en carbonatos por gasometría después de un ataque ácido, el contenido de N total fue determinado por el método Kjeldahl seguido de una destilación del amonio (Bremmer et al. 1982), el P asimilable se determinó según el método de Olsen, el K intercambiable fue extraído con acetato de amonio 1 M a pH 7.

El contenido de metales totales se determinó sobre 0,5 g de muestra de suelo previamente triturada en molino de bolas de ágata (Pulverisette© First), mediante espectrometría de absorción atómica (AAS, Perkin Elmer) previa digestión ácida (10 ml de ácido nítrico concentrado) en microondas (Anton Paar). La textura del suelo se determinó por el método de la pipeta de Robinson después de la oxidación de la materia orgánica con H_2O_2. La determinación de metales en las muestras de plantas se realizó por espectrometría de absorción atómica (FAAS, Perkin Elmer) después del secado en estufa a 70ºC del tejido vegetal y su trituración en molino de bolas (Pulverisette© First) tras digestión ácida (HNO_3-H_2O_2) en microondas (Anton Paar).

Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente mediante análisis de varianza utilizando el programa informático ANOVA. Las diferencias entre medias se compararon mediante el uso de las diferencias mínima significativa (DMS) al nivel del 5% de probabilidad.

4. Resultados y Discusión

El pH es un buen indicador de la calidad y la productividad de los suelos (Schoeneau, 2005). Se debe considerar como uno de los factores más importantes en el control de la absorción, la movilidad y la biodisponibilidad de elementos metálicos en la solución del suelo (Ramos, 2005). Un pH elevado contribuye a la disminución de la movilidad de metales pesados por la formación de precipitados, al aumentar el número de sitios de adsorción y la disminución de la competencia de H+ para la adsorción, y aumentando la estabilidad de metal con sustancias húmicas (Petruzzelli, 1989; Godfrin y Van Bladel, 1990; Pigozzo et al., 2006). La contribución de compost de lodos de depuradora al suelo, generan una leve, pero significativa reducción del pH del suelo en relación a los suelos control. De hecho, el pH pasa de 8,31 para el control a 8,10 para la dosis máxima de 17,5 t.ha-1 de compost de lodo (tabla 3). Mohammad y Athamneh (2004) explican la disminución del pH de un suelo de 8,15 en un tratamiento de control a 7,22 después de la adición de lodos de depuradora compostados como consecuencia de la descomposición y la mineralización de la materia orgánica, lo que hace aumentar los niveles de CO2 y la disminución del pH del suelo modificado.

La aplicación del compost de lodo supone un aumento en la conductividad eléctrica en relación con el suelo control (tabla 2), pasando esta de 0,240 $mS.cm^{-1}$ para el suelo testigo a 0,320 $mS.cm^{-1}$ tras la incorporación de 17,5 $t.ha^{-1}$ de compost de lodo. Walker et al. (2004) explican el aumento de la conductividad eléctrica de un suelo enmendado con estiércol por la acidificación, en combinación con una posterior solubilización de los elementos metálicos, así como por la conductividad eléctrica, relativamente elevada del propio estiércol. En algunos casos los niveles de conductividad eléctrica del suelo pueden llegar a ser excesivos e inhibir el crecimiento de las plantas (Hargreaves et al., 2008). Después de la aplicación, los valores de conductividad eléctrica del suelo disminuyen con el tiempo, probablemente debido a la eliminación de nutrientes por los cultivos y a la lixiviación (Zhang et al., 2006). Schoeneau (2005) considera que el aumento de la salinidad del suelo puede estar limitado por la aplicación de dosis de compost apropiadas en un tiempo relativamente corto.

Después del pH, la presencia de materia orgánica es el indicador más importante de la calidad del suelo. La materia orgánica de hecho, supone la principal reserva de sustancias nutritivas para las plantas (Rattan et al., 2005), si bien el destino de los metales cuando se aplica materia orgánica al suelo resulta inseguro. Por un lado, un aumento del contenido de materia orgánica estimula la fijación de metales pesados en los suelos por la formación de complejos organometálicos insolubles y, por tanto, disminuye su movilidad y su fitotoxicidad (Paré et al., 1999; Udom et al., 2004). Por otra parte, ligandos orgánicos disueltos, tales como los ácidos carboxílicos de bajo peso molecular, aminoácidos y ácidos fúlvicos, pueden formar complejos solubles de metales. Como resultado, mejora la desorción del metal en el suelo (Alvim y Ferraz o Lourenc, 2000; Kalbitz y Wennrich, 1998). Kalbitz y Wennrich (1998), afirman que la diferente composición de la materia orgánica disuelta en la solución del suelo puede dar lugar a una diferente afinidad de las especies metálicas por la misma. En nuestro

estudio, la aplicación de compost de lodo ha producido pequeños aumentos de la materia orgánica al aumentar la dosis aplicada tal y como se observa en la tabla 3. Estos mismos resultados han sido también observados por Mohammad y Athamneh (2004), Mendoza et al. (2006) y De Las Heras et al. (2005).

El contenido en nitrógeno del compost de lodo dependerá de las características del lodo y del proceso de compostaje. Muchos factores influyen en la mineralización del N orgánico del compost como son: la relación C/N de la materia prima, las condiciones del compostaje, la madurez de compost, el tiempo de aplicación y la calidad del compost (Amlinger et al., 2003; Hargreaves et al., 2008). Abu Qdais y Hamoda (2004) encontraron que las transformaciones de nitrógeno óptimas para un compost de residuos sólidos urbanos se dan a una temperatura de 55ºC, humedad del 60% y una tasa de flujo de aire de 10 l.Kg-1.h-1. Warman y Termeer (2009) determinan que la incorporación de compost incrementa el contenido de nitrógeno total en los suelos de manera significativa. Estos mismos resultados se obtuvieron en nuestra experiencia (tabla 3) pasando de 0,24% para las muestras control a 0,44% cuando el suelo había sido enmendado con la dosis de 17,5 t.ha-1, si bien se debe considerar la fertilización mineral que se aplicó y que puede suponer una fertilización adicional disponible para los siguientes cultivos. Resultados similares fueron obtenidos por Courtney y Mullen (2008) utilizando altas dosis de compost de residuos sólidos urbanos (>50 t.ha-1), siendo frecuente su uso sobre todo porque sólo una fracción del total de N en el compuesto está disponible para las plantas en el primer año después de la aplicación. Esta práctica puede conducir a la adición de un exceso de otros nutrientes y oligoelementos (Hargreaves et al., 2008).

Tabla 3. Propiedades químicas evaluadas en el suelo "Andadilla" al finalizar la rotación (octubre 2007).

Tratamiento	pH	CE	MO (%)	Nt (%)	P asimilable (ppm)
AC	8,12±0,04^{a}	373,0±29,0^{a}	2,574±0,121^{ab}	0,266±0,004^{a}	31,51±3,04^{a}
AI	8,14±0,05^{ab}	371,1±17,0^{a}	2,376±0,163^{a}	0,265±0,015^{a}	41,61±4,09^{b}
AL_1	8,13±0,04^{ab}	361,8±16,4^{a}	2,463±0,058^{ab}	0,287±0,005^{b}	41,62±3,91^{b}
AL_2	8,17±0,02^{b}	372,2±34,0^{a}	2,618±0,054^{b}	0,278±0,012^{ab}	45,91±2,92^{b}
AL_3	8,10±0,02^{a}	363,8±41,7^{a}	2,443±0,123^{a}	0,277±0,011^{ab}	53,16±2,62^{c}

La incorporación de compost de lodo de depuradora municipal aumentó el contenido de metales pesados en el suelo de manera significativa, en particular el contenido de Cu, Cr, y Zn (tabla 4). El compost de lodo de depuradora es, de hecho, rico en metales pesados (tabla 1), hecho que podría suponer la acumulación de los mismos en el suelo tras la aplicación del compost como enmienda. Los cambios positivos en la fertilidad del suelo se deben, entre otras causas, a la mejora en el intercambio catiónico de los suelos, así como a un aumento en la disponibilidad de K^{+}, Mg^{2+} y Ca^{2+}, que a su vez puede dar lugar a la desorción del metal pasando al suelo (Weber et al., 2007). La dosis máxima de 17,5 $t.ha^{-1}$ supuso un aumento en relación con el suelo testigo, del 33% para el Cu, del 90% para el Cr y del 65% para el Zn, aunque este enriquecimiento no supone un problema para las plantas.

Dado el alto riesgo que supone la presencia de metales pesados en el suelo para la salud humana, es importante conocer las posibles vías de exposición, aunque es mayor para aquellos directamente relacionados con la cadena alimentaria. La captación de metales por las plantas depende del elemento, de su concentración y disponibilidad, de la especie de planta y

de su interacción con macronutrientes del suelo (Felipo, 2001). Los estudios sobre el coeficiente de transferencia (la proporción entre el aumento de concentración de metal en el suelo y la entrada de residuos vegetales) revelan que la biodisponibilidad de metales en el sistema suelo-planta es mayor para Cd y Zn, pero generalmente, en ningún caso la cantidad de metales transferidos a las plantas cultivadas para el consumo es superior a 0,05% del aporte total de la contribución de los residuos.

Tabla 4. Metales pesados evaluados en el suelo "Andadilla" tras el cultivo de girasol (octubre 2007) final de la experiencia.

METALES (ppm)	TRATAMIENTO				
	AC	AI	AL_1	AL_2	AL_3
Cd	2,23±0,07^{a}	2,33±0,04^{a}	2,24±0,07^{a}	2,27±0,11^{a}	2,34±0,13^{a}
Cu	15,94±0,36^{a}	15,82±0,46^{a}	15,73±0,68^{a}	15,20±0,52^{a}	16,95±0,45^{b}
Cr	41,02±1,37^{a}	42,26±1,83^{a}	41,16±1,06^{a}	44,79±1,73^{b}	52,19±1,70^{c}
Fe	13927,5±359,4^{ab}	13948,7±405,9^{ab}	14380,7±678,8^{b}	13203,2±510,3^{a}	14208,0±584,3^{b}
Mn	263,9±8,480^{a}	258,9±6,478^{a}	256,6±8,620^{a}	263,2±7,850^{a}	277,7±14,06^{b}
Ni	16,88±0,216^{b}	16,34±0,158^{a}	16,16±0,448^{a}	16,36±0,384^{ab}	16,54±0,279^{ab}
Pb	33,27±0,451^{a}	33,28±0,653^{a}	33,02±0,673^{a}	32,83±0,983^{a}	34,55±0,695^{b}
Zn	36,95±0,58^{a}	38,14±1,76^{ab}	37,93±2,78^{ab}	40,65±3,01^{b}	49,60±1,79^{c}

AC: Control sin fertilización inorgánica.
AI: Control con fertilización inorgánica.
AL_1: Dosis de compost de 3,5 t.ha^{-1}.
AL_2: Dosis de compost de 7,5 t.ha^{-1}.
AL_3: Dosis de compost de17,5 t.ha^{-1}.

A lo largo de todo este trabajo se evaluó también el contenido en metales pesados tanto en el material vegetal como en la cosecha de los diferentes cultivos que formaron la rotación, mostrándose a continuación, en la figura 1, el contenido en metales pesados presente en el grano de trigo (campaña 2005-2006). El Cd y el Cr no son detectables por el método analítico utilizado y en cuanto al resto de metales no hay diferencias estadísticamente significativas, si bien, se observa un ligero aumento en las parcelas tratadas con las dosis más elevadas (AL_2 y AL_3), estando en todos los casos en niveles por debajo de los permitidos.

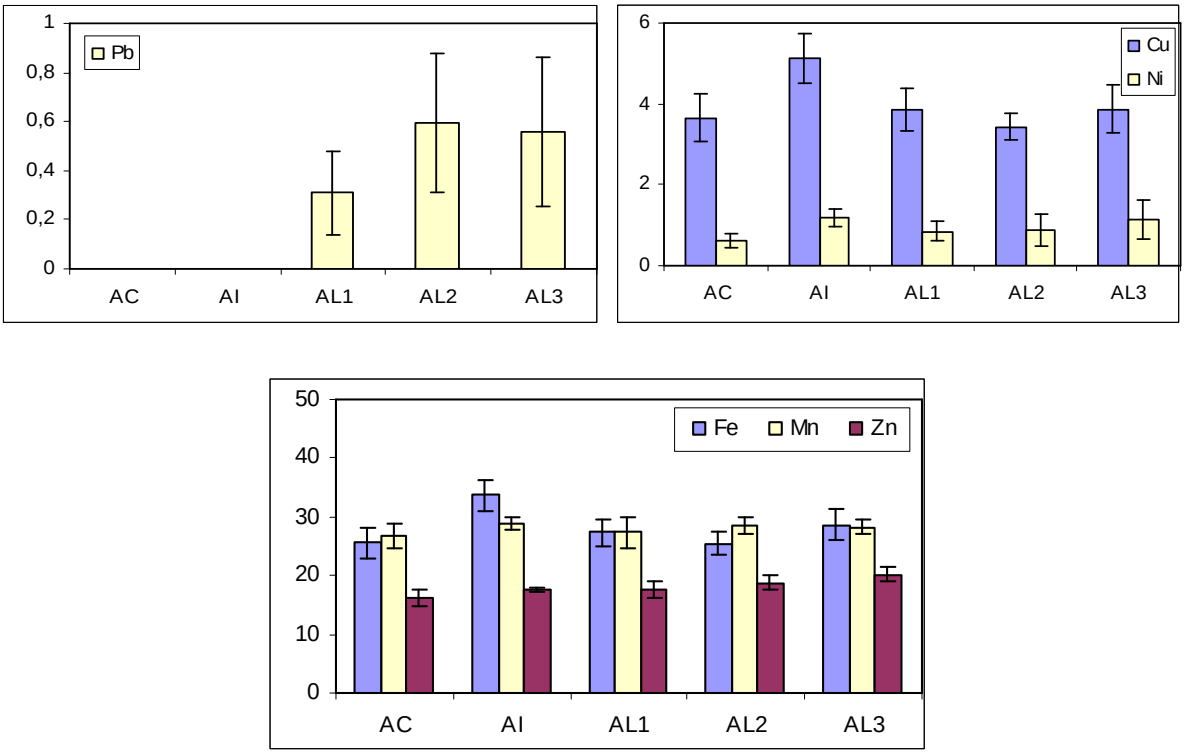


Figura 1. Metales pesados evaluados en el grano de trigo. Campaña 2005-2006.

5. Conclusiones

Del estudio realizado podemos concluir que la adicción de compost de lodos de depuradora municipal resulta ser adecuada para la mejora de las propiedades químicas del suelo estudiado. Se consigue mejorar el contenido en materia orgánica, en N total y en P asimilable al aumentar la dosis añadida. En cuanto a los metales pesados se observa un incremento en el contenido de Pb, Cr, Ni y Zn a medida que aumenta la dosis de compost, destacando que la mayor concentración de metal aparece con el tratamiento inorgánico, es decir cuando ha habido una fertilización inorgánica de 300Kg.ha-1 de NH4NO3 al 27% complementada con 300Kg.ha-1 del complejo 11-34-15 (AI).

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León mediante convenio suscrito con el Grupo de Investigación en Compostaje de la Universidad de Burgos. Los autores agradecen la colaboración prestada por los agricultores Domingo González e Ignacio Pascual en el desarrollo de los trabajos de campo.

7. Bibliografía

ABU QDAIS, H.A., HAMODA, M.F., 2004. Enhancement of carbon and nitrogen transformations during composting of municipal solid waste. J. Environ. Sci. Health: Part A—Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng. A39 (2), 409–420.

ALVIM FERRAZ, M.C.M., LOURENC¸O, J.C.N., 2000. The influence of organic matter content of contaminated soils on the leaching rate of heavy metals. Environ. Prog. 19, 53–58.

AMLINGER, F., GOTZ, B., DREHER, P., GESZTI, J., WEISSTEINER, C., 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilization and availability—a review. Eur. J. Soil Biol. 39, 107–116.

BASTA, N. T., TABAIABAI M. A. (1992) Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: competitive adsorption. Soil Science 153, 331-337.

BREMMER, J.M. AND. MULVANEY, C.S., 1982. Nitrogen-total. In: Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. (Ed-s A.L Page, R.H. Miller and D.R. Keeney). Am.Soc.Agron. Madison, Wis. 595-624.

CHEN, J.H., CZAJKA, D.R., LION, L. W., SHULER, M.L., GHIORSE, W.C. (1995) Trace metal mobilization in soil by bacterial polymers. *Environ. Health Perspect*. 103, 53-58.

COURTNEY, R.G., MULLEN, G.J., 2008. Soil quality and barely growth as influenced by the land application of two compost types. Biores. Technol. 99, 2913–2918.

DE LAS HERAS, J., MANAS, P., LABRADOR, J., 2005. Effects of several application of digested sewage sludge on soils and plants. J. Environ. Sci. Health A 40, 437–451.

FELIPÓ, M. T., (2001). Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) como criterio en la aplicación de residuos orgánicos al suelo. Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Eds. J. Boixadera y M. R. Teira. Universidad de Lleida. pg. 159-174.

GODFRIN, J.M., VAN BLADEL, R., 1990. Influence du pH sur l'adsorption du cuivre et du zinc par les sols. Science du sol 28 (1), 15–26.

HARGREAVES, J.C., ADL, M.S., WARMAN, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 123, 1–14.
Iwegbue, C.M.A., Emuh, F.N., Isirimah, N.O., Egun, A.C., 2007. Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in composts and compost-amended soils. Afr. J. Biotechnol. 6 (2), 67–78.

JOHANSSON, M., STEMBERG, B., TORSTENSSON, L. (1999). Microbiological and chemical changes in two arable soil after a long-term sludge amendments. Biol. Fertil. Soils 30, 160-167.

KALBITZ, K., WENNRICH, R., 1998. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. Sci. Total Environ. 209, 27–39.

MENDOZA, J., GARRIDO, T., CASTILLO, G., MARTIN, N.S., 2006. Metal availability and uptake by sorghum plants grown in soils amended with sewage from different treatments. Chemosphere 60, 1033–1042.

MOHAMMAD, M.J., ATHAMNEH, B.M., 2004. Changes in soil fertility and plant uptake of nutrients and heavy metals in response to sewage sludge application to calcareous soils. J. Agron. 3 (3), 229–236.

PARÉ , T., DINEL, H., SCHNITZER, M., 1999. Extractability of trace metals during cocomposting of biosolids and municipal solid wastes. Biol. Fertil. Soils 29, 31–37.

PÉREZ, D.V., ALCANTRA, S., RIBEIRO, C.C., PEREIRA, R.E., FONTES, G.C., WASSERMAN, M.A., VENEZUELA, T.C., MENEGUELLI, N.A., PARRADAS, C.A.A. (2007). Composted municipal waste effects on chemical properties of Brazilian soil. Biores. Technol. 98, 525–533.

PETRUZZELLI, G., 1989. Recycling wastes in agriculture: heavy metal bioavailability. Agric. Ecosyst. Environ. 27, 493–503.

PIGOZZO, A.T.G., LENZI, E., JUNIOR, J.L., SCAPIN, C., DA COSTA, A.C.S., 2006. Transition metal rates in latosol twice treated with sewage sludge. Brazil. Arch. Biol. Technol. 49 (3), 515–526.

RAMOS, M.C., 2005. Metals in vineyard soils of the penedès area (NE Spain) after compost application. J. Environ. Manage. 72, 1–7.

RATTAN, R.K., DATT, A.S.P., CHHONKAR, P.K., SURIBABU, K., SINGH, A.K., 2005. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. Agric. Ecosyst. Environ. 67, 824–837.

RAYAN J., ESTEFAN G., RASHID A. 2001. Soil and plant analysis laboratory manual. ICARDA, Aleppo, Syria. 42-48.

SCHOENEAU, J., 2005. Impacts of repeated manure additions on soil fertility. In: Proceedings of the Soils and Crops. University of Saskatchewan Extension Press, Saskatoon, S.K., (On. CD.), pp. 95–100.

SCHUMANN, A.W., SUMNER, M.E. (2000). Chemical evaluation of nutrient supply from fly ash-biosolids mixtures. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 419-426.

SPEIR, T. W., HORSWELL, J., VAN SCHAIK, A. P., MCLAREN, R. G. AND FIETJE, G. (2004). Composted biosolids enhance fertility of a sandy loam soil under dairy pasture. Biol Fertil Soils 40: 349–358.

UDOM, B.E., MBAGWU, J.S.C., ADESODUN, J.K., AGBIM, N.N., 2004. Distributions of zinc, copper, cadmium and lead in tropical ultisol after long-term disposal of sewage sludge. Environ. Int. 30, 467–470.

WALKER, D.J., CLEMENTE, R., BERNAL, P., 2004. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metals availability and growth of chemopodium album in a soil contaminated by pyritic mine waste. Chemosphere 57, 215–224.

WARMAN, P.R., TERMEER, W.C., 2009. Evolution of sewqge sluge, septic waste and sluge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils. Biores. Technol. 96, 955-961.

WEBER, J., KARCZEWSKA, A., DROZD, J., LICZNAR, M., LICZNAR, S., JAMROZ, E., KOCOWICZ, A., 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application ofmunicipal solidwaste composts. Soil Biol. Biochem. 39, 1294–1302.

ZHANG, M., HEANEY, D., HENRIQUEZ, B., SOLBERG, E., BITTNER, E., 2006. A four year study on influence of biosolids/MSW cocompost application in less productive soils in Alberta: nutrient dynamics. Compost Sci. Util. 14 (1), 68–80.

EC, European Commission, (2003). Report from the Commission to the Council and the European parliament on the implementation of Community waste legislation for the period 1998-2000, COM (2003) 250 final, 19.5.2003.
http://europa.eu.int/comm/environment/waste/reporting/index.htm.

Estimación de la textura en el Bajo Vinalopó-Bajo Segura mediante el uso de un Sistema de Información Geográfica

AYGUADÉ, H., MELENDEZ-PASTOR, I., NAVARRO-PEDREÑO, J., GÓMEZ, I.

Grupo de Edafología ambiental, Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández de Elche, jonavar@umh.es

Resumen
La gestión del medio precisa de herramientas que permitan obtener con rapidez y precisión información sin necesidad de realizar muestreos exhaustivos de todo el entorno. El empleo de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y técnicas de estadística espacial, permiten trabajar con un conjuntos de muestras representativas de un entorno y a partir de dicho conjunto de valores, estimar propiedades en zonas no muestreadas. En este estudio se emplearon los Sistemas de Información Geográfica y la geoestadística para la cartografía de las fracciones texturales un área de estudio ubicada entre las comarcas del Baix Vinalopó y el Bajo Segura en la provincia de Alicante. Mediante análisis geoestadístico, se analizaron los porcentajes de arena, limo y arcilla para el área de estudio, así como las zonas con probabilidad de localizacion de suelos con más de un 33.34% de cada una de las fracciones. Los resultados mostraron la utilidad del empleo del análisis espacial para la estimación de la textura y la gestión de los suelos.

Palabras clave
Sistemas de Información Geográfica, geoestadística, textura

9. Introducción

La gestión del medio ambiente precisa de herramientas que permitan obtener información sin necesidad de realizar muestreos exhaustivos de todo el entorno, dada su elevado coste económico, la accesibilidad o el tiempo disponible. Es por ello necesario disponer de herramientas que permitan, a partir de un conjunto más o menos extenso de observaciones, inferir las propiedades o fenómenos de estudio para el total del área objetivo. En este sentido, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son una herramienta clave para el estudio del medio por la facilidad para la representación del mismo y porque se han desarrollado numerosas técnicas de análisis espacial para la información georreferenciada que manejan.

Una de las técnicas de análisis estadístico espacial más importantes en estas últimas cinco décadas es la geoestadística. Matheron (1963) definió la geoestadística como la aplicación de la teoría de las variables regionalizadas a la estimación de procesos o fenómenos geológicos en el espacio. Se considera que una variable distribuida en el espacio (p.e. pH del suelo, temperatura del océano), que presenta una estructura espacial de correlación, está regionalizada. Matemáticamente, una variable regionalizada es una función $z(\mathbf{x})$ que adopta un valor para cada punto x en el espacio, poseyendo dos aspectos complementarios a la vez que aparentemente contradictorios: a) un aspecto general

estructurado que refleja a grandes rasgos las características globales de variación del fenómeno regionalizado, y b) un aspecto aleatorio asociado con las variaciones erráticas e impredecibles de la variable, que impide su tratamiento o descripción mediante una función continua (Samper Calvete y Carrera Ramírez, 1996).

La variación espacial de una variable regionalizada se expresa por la suma de tres componentes (Druck *et al.*, 2004): a) una componente estructural asociada a un valor medio constante o una tendencia constante, b) una componente aleatoria correlacionada espacialmente, y c) un ruido aleatorio o error residual; quedando expresado el valor de la función aleatoria Z en **x**, mediante la siguiente fórmula:

$$Z(x) = \mu(x)+\varepsilon'(x)+\varepsilon''$$

Donde $\mu(\mathbf{x})$ es una función determinística que describe la componente estructural de Z en **x**; $\varepsilon'(\mathbf{x})$ es un término estocástico correlacionado que varía localmente; ε'' es un ruido aleatorio no correlacionado con distribución normal con media cero y varianza σ^2. La función aleatoria puede ser modelizada reconociendo explícitamente la correlación espacial entre los dados (Gassner & Schnug, 2006).

El patrón espacial de una variable aleatoria es descrito utilizando el semivariograma experimental $\gamma(h)$ que mide la diferencia promedio entre valores de la variable separados por el vector h, calculándose como la mitad del promedio de la diferencia al cuadrado entre las componentes de los pares de datos (Goovaerts, 1999). En la práctica geoestadística, el semivariograma experimental es calculado y ajustado a alguno(s) de los semivariogramas teóricos existentes, existiendo múltiples modelos (p.e. esféricos, exponenciales, Gaussianos). La geoestadística se utiliza para la estimación de los valores para una variable dada en un área no muestreada, así como la simulación de posibles realizaciones de una función aleatoria.

En la aplicación de la geoestadística para la predicción espacial, se suele hacer referencia al Kriging, término acuñado en homenaje a Krige (1951). Kriging es un término genérico adoptado para referirse a una familia de algoritmos de regresión por mínimos cuadrados generalizados, existiendo una gran cantidad de métodos disponibles: simple, ordinario, universal o con tendencia, cokriging, etc (Goovaerts, 1999). En el caso de los suelos, resulta conveniente introducir este tipo de técnicas, tanto para su cartografía como para la toma de decisiones y la gestión ambiental, ya que la realización de muestreos con una alta densidad de puntos y el tiempo necesario para realizar los análisis implica un coste y esfuerzo elevado. La geoestadística es comúnmente aplicada en estudios edáficos en aplicaciones tan variadas como la estimación de la salinidad (Ustet *et al.,* 1998; Navarro-Pedreño *et al*., 2007), la distribución en profundidad de los horizontes edáficos (Chaplot *et al*., 2010; Vanwalleghem *et al*., 2010), la erosión hídrica del suelo (Juan *et al*., 2000; Mateu *et al*., 2001), o la variabilidad de propiedades físicas (Acuña y Poch, 2001).

10. Objetivos

La finalidad de este trabajo fue la estimación de la textura de suelos mediante el empleo de la geoestadística para un área de estudio ubicada en el sur en la provincia de Alicante, en las comarcas del Baix Vinalopó y el Bajo Segura (Figura 1), en la confluencia del abanico aluvial del río Vinalopó y el río Segura. Se seleccionó la textura del suelo como propiedad

edáfica a analizar espacialmente, ya que es una de las propiedades más relevantes en suelos agrícolas (predominantes en el área de estudio), por su influencia en la humedad y control del riego, en el contenido en nutrientes, el desarrollo radicular de los cultivos, en las prácticas de laboreo, entre otras.

11. Metodología

Se realizó el muestreo de 98 suelos, seleccionados por la accesibilidad, y que cubrieran en su totalidad el área de estudio seleccionada, situada en la parte sur del Parque Natural de El Hondo de Crevillente-Elche. Tras secado al aire y tamizado a 2 mm, se estimaron las fracciones texturales (IUSS) mediante el método del densímetro de Bouyoucos. Las coordenadas de los puntos de muestreo fueron tomadas mediante un receptor GPS. Se generó una base de datos con los puntos de muestreo georreferenciados y las fracciones texturales determinadas.

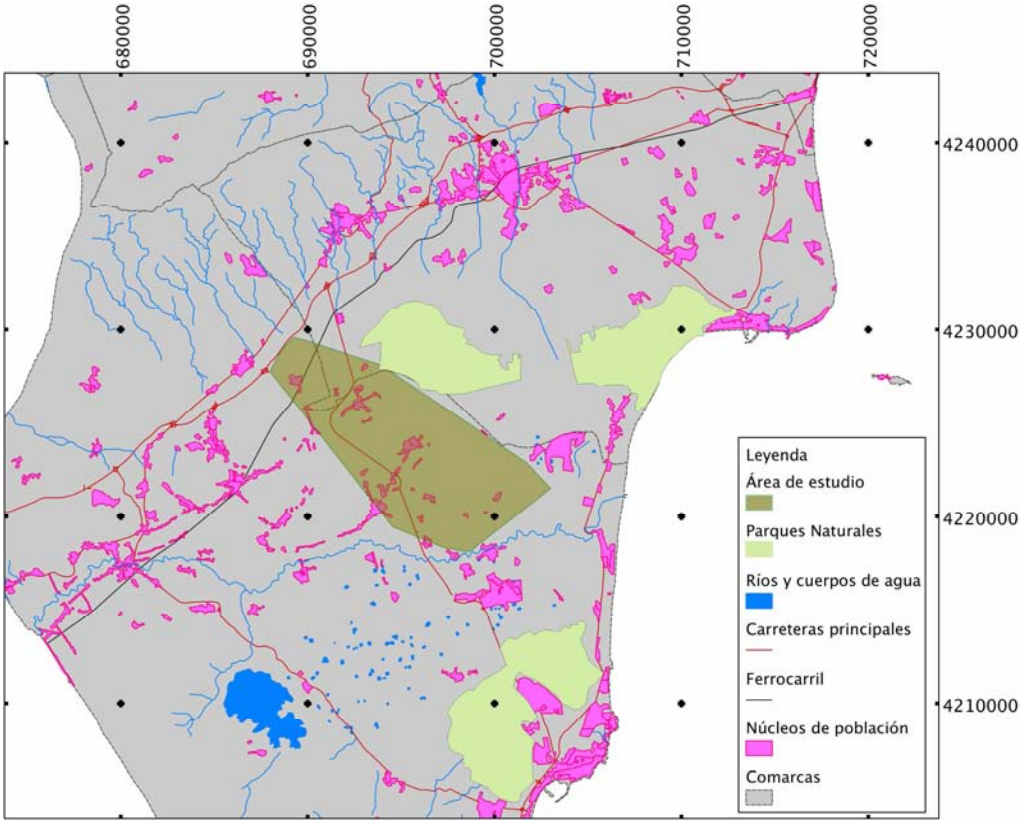


Figura 1. Mapa general del área de estudio.

El conjunto de datos se dividió en dos con la finalidad de realizar una evaluación cruzada de los resultados de los análisis geoestadísticos, tomándose 75 puntos para la estimación y 23 para la validación. Se empleo el método del Kriging ordinario para la predicción de las diversas fracciones texturales en el área de estudio, la estimación del error estándar asociado a tales predicciones, así como un estimación de la probabilidad de encontrar suelos con más de un 33.34% de cada una de las fracciones texturales, lo que revelaría una elevada presencia de la fracción textura el cuestión. El software utilizado fue IDRISI Taiga (Clarks Lab).

12. Resultados

Con relación a las fracciones texturales analizadas: arcilla, limo y arena, se pudo apreciar que el valor medio de arcilla para los suelos fue de un 21,3%, con una desviación estándar del 12,9% (Tabla 1). A partir del análisis geoestadístico, se obtuvo una predicción de los contenidos de arcilla en toda el área de estudio (Figura 2). Los mayores contenidos de arcilla se obtuvieron al sur, siendo esta la zona más próxima al río Segura, describiéndose un claro gradiente de incremento de contenido en arcilla N-S. En general, se obtuvo un nivel de error de la predicción bastante moderado, no llegando a alcanzar un 10% en toda el área de estudio.

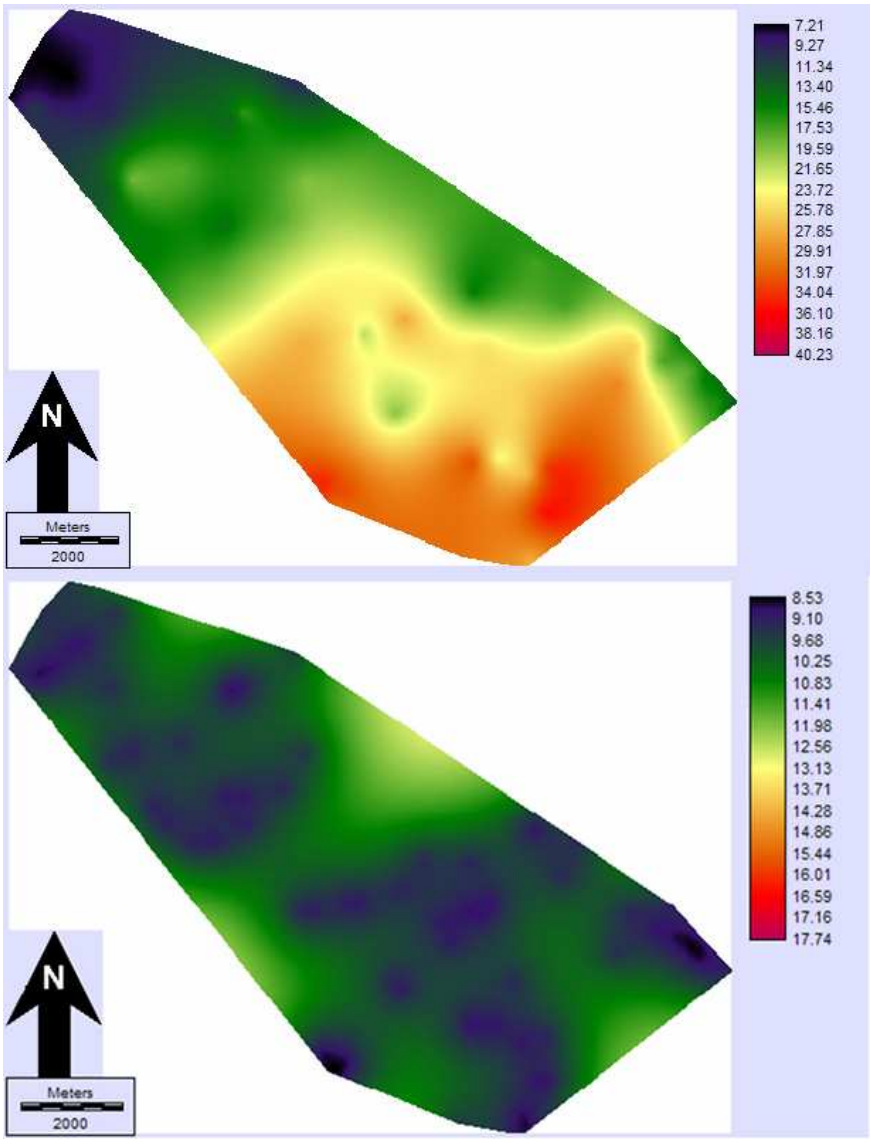


Figura 2. Estimación del contenido en fracción arcilla (arriba) y su error (abajo).

Por el contrario, se observo un gradiente de disminución del contenido en limo N-S, con los mayores valores (>50%) localizados en el norte del área de estudio (Figura 3). El valor promedio de fracción limo para los suelos analizados fue de un 41,6% con una desviación

estándar del 11,3%. El nivel de error de la predicción de limo fue bastante moderado, por debajo del 10% para toda el área de estudio.

Tabla 1. Estadísticas descriptiva y parámetros de la modelización variográfica de las tres variables edáficas.

Variables	Media ± D.S. (%)	C_0	C_1	$C_0/(C_0+C_1)$	Rango (m)	Error medio estimación	Error medio validación
Arcilla	21,3 ± 12.9	60	100	0,38	4500	0,19	-2,15
Limo	41,6 ± 11,3	67	55	0,55	6248	-0,11	-1,63
Arena	37,1 ± 9,7	54	35	0,61	1875	-0,09	3,26
D.S. : desviación estándar ; C_0 : pepita; C_1 : alfeizar parcial							

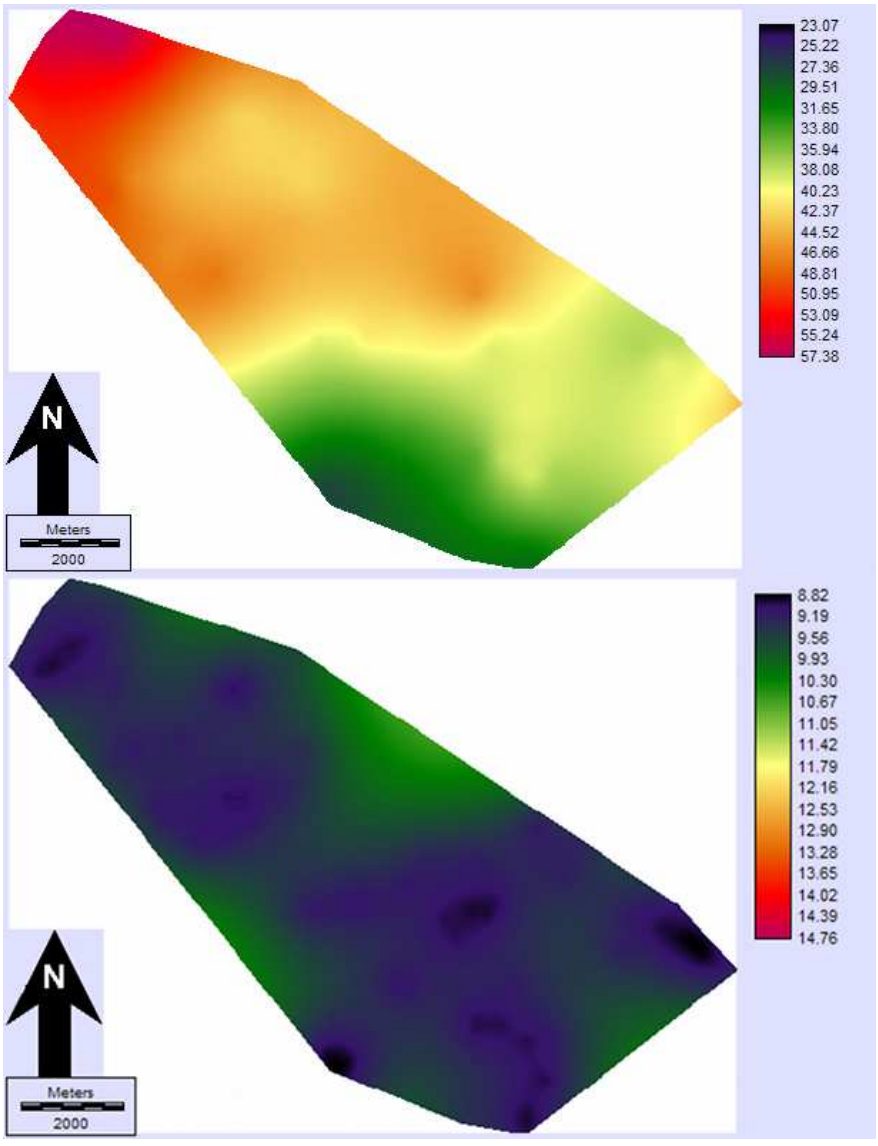


Figura 3. Estimación del contenido en fracción limo (arriba) y su error (abajo).

A diferencia de las fracciones arcilla y limo, el patrón de distribución de la fracción arena (Figura 4) no adoptó un acentuado gradiente N-S, sino que presentó una distribución bastante más irregular, aun con mayores valores en el sur. El valor promedio de fracción arena de los suelos fue del 37,1% con una desviación estándar del 9,7% (Tabla 1). Destaca que el rango de valores para la fracción arcilla fue inferior respecto a las otras dos fracciones, indicando una mayor similitud en cuanto al contenido en arcilla de los suelos estudiados. Así mismo, el error asociado a la predicción de la fracción arena fue también bajo (<10%).

Mediante la evaluación cruzada se pudo conocer el error asociado a las predicciones y la validación, habiéndose encontrado que el error medio de las estimaciones osciló entre un -0,09 y un 0,19 (Tabla 1) siendo este valor bastante satisfactorio, mientras que el error medio de las validaciones con el conjunto de datos de 23 puntos fue superior, en torno a 2, sugiriendo que dicho conjunto de datos de validación es un número reducido de muestras.

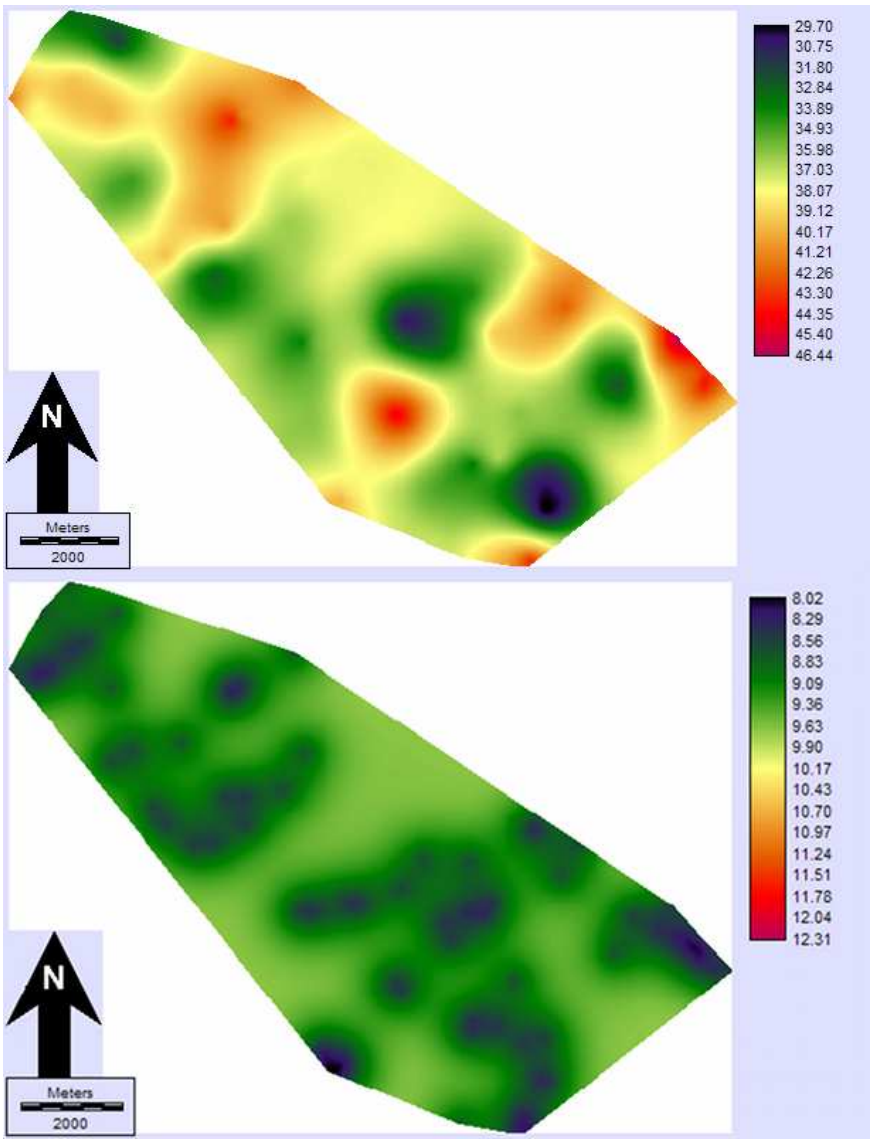


Figura 4. Estimación del contenido en fracción arena (arriba) y su error (abajo).

Se evaluó el grado de autocorrelación en base a parámetros del análisis variográfico, mediante el cociente entre el valor de pepita y el valor de pepita más el alfeizar partial (Li & Reynolds, 1995). Para las tres variables se obtuvieron valores entre 0,25 y 0,75 (Tabla 1) que refleja un grado moderado de autocorrelación espacial (Chien *et al.*, 1997).

Finalmente, se obtuvieron mapas de probabilidad de encontrar suelos con un valor de fracción textural superior a un umbral predefinido. Se utilizó como umbral un valor de 33,34%, se podría asumir que tal fracción es la predominante o co-predominante para un suelo dado y marca en buena medida las propiedades texturales. Los valores de probabilidad se expresaron en tanto por uno.

Para la fracción arcilla, se obtuvieron los mayores valores de probabilidad en el sur del área de estudio (Figura 5) adoptando un gradiente similar al descrito anteriormente para la predicción, si bien la probabilidad alcanzo cotas superiores al 50% en ciertas regiones muy limitadas, sugiriendo la poca probabilidad de encontrar esta fracción como predominante en los suelos del área de estudio.

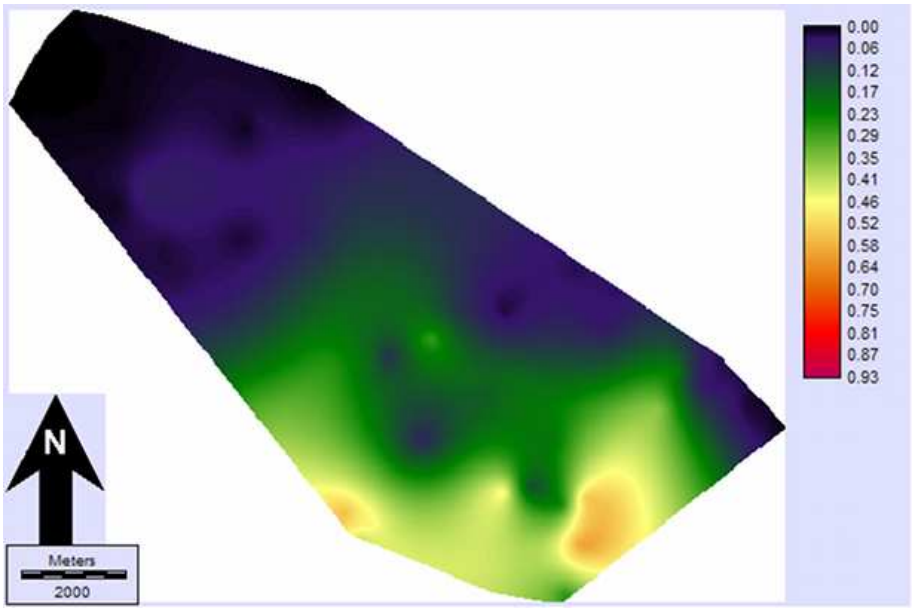


Figura 5. Probabilidad de suelos con más de un 33.34% de arcilla.

Por su parte, para la fracción limo (Figura 6) se estimó una probabilidad superior al 70% de encontrar suelos con un contenido en dicha fracción superior al 33,34% para la casi totalidad del área de estudio, habiéndose constatado así mismo un gradiente creciente de probabilidad desde el sur hacia el norte (área a mayor altitud).

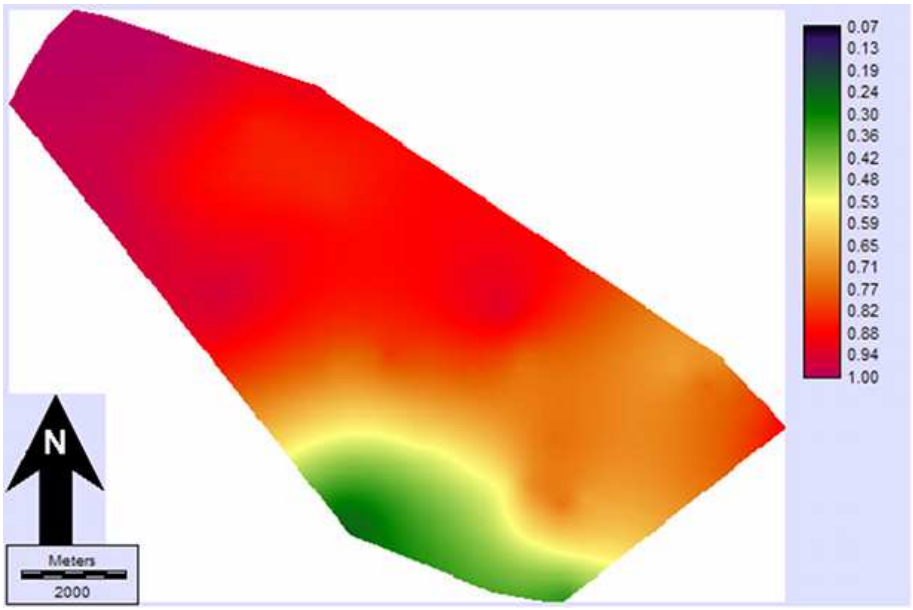


Figura 6. Probabilidad de suelos con más de un 33.34% de limo.

Finalmente, no se observó un claro patrón N-S para la probabilidad de suelos con más de un 33.34% de arena (Figura 7). Si bien se obtuvieron probabilidades superiores al 65% para la práctica totalidad del área de estudio, dos zonas puntuales al sur del área de estudio presentaron valores notablemente inferiores, posiblemente debido a los procesos de deposición heterogénea de los sedimentos fluviales.

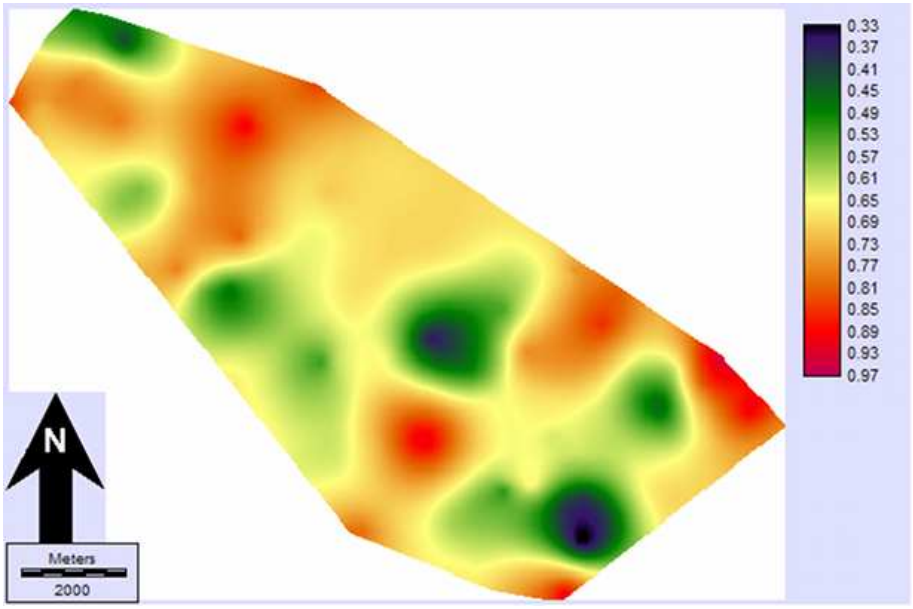


Figura 7. Probabilidad de suelos con más de un 33.34% de arena.

13. Discusión

Los resultados obtenidos han mostrado la posibilidad de utilizar el Kriging ordinario como método para estimar la composición textural de los suelos situados en un área de

estudio delimitada arbitrariamente, con una extensión de 8.086 ha en la que se ha generado un modelo de distribución espacial con 75 muestras solamente. La complejidad de la zona en la que se encuentran los suelos (originariamente solonchacks, fluvisoles y calcisoles) debido a la gran variabilidad de los tratamientos agrícolas, los distintos tipos de cultivo y prácticas de laboreo utilizadas a lo largo de decenas y centenas de años, hacían especialmente interesante el uso de esta técnica. Se muestra la viabilidad de su uso incluso en estas condiciones de heterogeneidad, no asociada a factores de formación naturales sino a la influencia prolongada del hombre en su entorno. Sin embargo, creemos que el número de muestras que hemos usado para la validación es inferior al necesario, y los resultados podrían mejorar con un set más amplio.

14. Conclusiones

Los resultados muestran la utilidad del empleo conjunto de los sistemas de información geográfica y el análisis estadístico para la estimación de propiedades edáficas en un área de estudio a partir de un conjunto de puntos de muestreo. La estimación del contenido relativo de las tres fracciones de textura en todo el territorio estudiado, así como las estimaciones de las probabilidades de presencia por encima de un umbral dado, son una fuente de información interesante para conocer los suelos. A pesar de las limitaciones, se puede realizar una valoración de la distribución de fracciones en la zona estudiada, que puede ayudar a la toma de decisiones para la adecuada gestión del suelo como recurso.y su conservación.

15. Bibliografía

ACUÑA, E., POCH, R., 2001. Variabilidad de propiedades físicas de suelos forestales: aplicación a la cuenca Rasa de Cogulers (El Solsonès, Prepirineo Catalán). *Edafología*, 8:11-24.

CHAPLOT, V., LORENTZ, S., PODWOJEWSKI, P., JEWITT, G., 2010. Digital mapping of A-horizon thickness using the correlation between various soil properties and soil apparent electrical resistivity. Geoderma, en prensa.

CHIEN, Y., LEE, D., GUO, H., HOUNG, K., 1997. Geostatistical analysis of soil properties of mid-west Taiwan soils. *Soil Sci*., 162:291-297.

DRUCK, S., CARVALHO, M., CÂMARA, G., MONTEIRO, A., 2004. Análise Espacial de Dados Geográficos. Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE). São José dos Campos (SP), Brasil.

GASSNER, A., SCHNUG, E., 2006. Geostatistics for Soil Science. En: Lal, R. (ed.): Encyclopedia of Soil Science, Second Edition 2 Volume Set. pp. 760-764. Taylor & Francis Group. New York, USA.

GOOVAERTS, P., 1999. Geostatistics in soil science: State-of-the-art and perspectives. *Geoderma*, 89:1-45.

JUAN, P., MATEU, J., ANTOLÍN, C., AÑO, C., 2000. Spatial modelling of water soil erosion using GIS-based data. In: WIT (ed.): Management Information Systems 2000. pp. 235-244. Wessex Institute of Technology (WIT). Lisbon, Portugal.

KRIGE, D., 1951. A Statistical Approach to Some Basic Mine Valuation Problems on the Witwatersrand. *J. Chem. Met. & Mining Soc., S. Africa*, 52:119-139.

LI, H., REYNOLDS, J., 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 73: 280-284.

MATEU, J., JUAN, P., AÑÓ, C., ANTOLÍN, C., 2001. Spatial analysis of rainfall erosivity in a Spanish Mediterranean area. *Adv. Ecol. Sci*., 10:501-509.

MATHERON, G., 1963. Principles of geostatistics. *Econ. Geol*., 58:1246-1266.

NAVARRO-PEDREÑO, J., JORDAN, M., MELÉNDEZ-PASTOR, I., GÓMEZ, I., JUAN, P., MATEU, J., 2007. Estimation of soil salinity in semi-arid land using a geostatistical model. *Land Degrad. Dev*., 18:339-353.

SAMPER CALVETE, F., CARRERA RAMÍREZ, J., 1996. Geoestadística. Aplicaciones a la hidrología subterránea. 2ª edición. Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería (CIMNE). Barcelona, España.

UTSET, A., RUIZ, M., HERRERA, J., DE LEON, D., 1998. A geostatistical method for soil salinity sample site spacing. *Geoderma*, 86:143-151.

VANWALLEGHEM, T., POESEN, J., MCBRATNEY, A., DECKERS, J., 2010. Spatial variability of soil horizon depth in natural loess-derived soils. *Geoderma*, 157:37-45.

Características de diferentes tipos de concha de mejillón procedentes de plantas de tratamiento del material residual

POUSADA FERRADÁS, M.Y.[1], SECO, N., ÁLVAREZ RODRÍGUEZ, E.[1], FERNÁNDEZ SANJURJO, M.J.[1], NÚÑEZ DELGADO, A.[1]

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola. Escuela Politécnica Superior, campus univ. s/n, 27002 Lugo. Universidad de Santiago de Compostela.

Resumen

Se caracterizan dos tipos de conchas de mejillón procesadas para valorizar el material residual original. Se trata de concha triturada, de dos granulometrías diferentes, y de concha calcinada, también de dos granulometrías. Sus características físico-químicas esenciales, junto con los elementos solubles en agua, disponibles en acetato amónico y totales tras ataque ácido en microondas, siguen pautas de gradación diversas, no repetitivas ni sistemáticas, de modo que los máximos de los distintos parámetros corresponden en unos casos a la concha calcinada y en otros a la triturada, y no siempre ocupan el primer lugar del rango las muestras de granulometría más fina. De todas maneras, sí se puede señalar que los mayores pH corresponden a las conchas calcinadas, y que la calcinada fina presenta los menores niveles de conductividad eléctrica y las fracciones granulométricas de menor diámetro, mientras que la concha triturada cuenta con mayores valores de carbono y nitrógeno (por la ausencia de calcinación). Además, en cuanto a las formas totales, el Ca es el elemento mayoritario (con máximos en la concha calcinada), seguido del Na (con máximos en la triturada). Respecto al Ca disponible, por el contrario, los mayores valores son para la concha triturada; le sigue el Na (con máximos en la calcinada). Acerca de los niveles solubles en agua, la calcinada fina presenta valores claramente inferiores de P y de Ca (que en parte pueden haber reaccionado formando fosfatos insolubles, pero sí detectables tras el ataque total), y superiores de Na y Al. Existe por tanto notable concordancia de niveles entre disponibles y solubles, pero no para totales. En todo caso, disponiendo de características analíticas como las que se presentan se puede seleccionar con fundamento entre ambos tipos de concha (e incluso entre sus diferentes granulometrías) para optar por el material más idóneo en función del uso al que se destine, sea este agronómico o de otra índole. Y dados los mayores requerimientos energéticos y económicos del proceso de calcinación, en muchos casos (y especialmente para el uso agrario) se podrá escoger la concha triturada sin que esto implique una pérdida sustancial del potencial mejorante del producto.

Palabras clave

Residuo; Concha de mejillón; Calcinación; Trituración

1. Introducción

En Galicia (Noroeste de España) están consolidadas desde hace tiempo diversas actividades productivas centradas en el mejillón (*Mytilus galloprovincialis*). De hecho, durante años fue el primer productor mundial. A principios de los años 90 la producción gallega rondaba el 42% de la total mundial (HERMIDA et al., 1994). Más tarde se vio relegada al segundo puesto, tras China, y actualmente incluso ese lugar se lo disputan otros países.

Revisando los datos de producción desde finales de la década de los 90, CABALLERO et al. (2009) indican que en 1997 la producción de mejillón en Galicia fue de 224919 toneladas (el 20,16% del total mundial), y se incrementó en 1998 y en 1999, aunque en ambos años descendió su peso porcentual respecto al total mundial. Entre los años 2000 y 2003 se mantuvo la tendencia de descenso del porcentaje de la producción gallega respecto al total mundial, mientras que en 2004 se rompió dicha línea descendente, alcanzando un máximo productivo de 292316 toneladas. En 2005 la producción gallega se redujo de nuevo, con una cifra de 205256 toneladas, lo que supuso el mínimo porcentaje de la serie respecto al total mundial (11,42%). A pesar de ello, este valor se correspondía ese año con el 98% del mejillón producido en España, al tiempo que rondaba el 40% del producido en Europa (BARROS et al., 2009).

A pesar de ese descenso de peso (mayoritariamente debido al fuerte incremento en la producción de mejillón por parte de otros países, que da lugar a un aumento anual de en torno al 5% de la producción mundial) la importancia del sector del mejillón gallego sigue siendo indiscutible. Se estima en unas 120000 toneladas la cantidad de mejillón procesado en factorías de Galicia anualmente, mientras que el resto se consume fresco. A raíz de tales actividades y consumos se generan cantidades importantes de concha de mejillón. Téngase en cuenta que la concha constituye alrededor del 32% del peso total del mejillón que llega al consumo (BARROS et al., 2009), lo que en Galicia supondría 65682 toneladas para el año 2005 (el de menor producción de la serie contemplada) y 93541 toneladas para el año 2004 (el de mayor producción de la serie).

En los últimos años se han ido poniendo en marcha en Galicia empresas dedicadas al tratamiento de la concha de mejillón para lograr su valorización y facilitar su reciclaje, transformando los residuos originales en productos finales con valor añadido. Carácter pionero tuvo a ese respecto la empresa Abonomar, que inició sus actividades en 1989.

La empresa gallega que ha tenido hasta la fecha mayor capacidad de tratamiento de concha de mejillón (potencialmente 80000 toneladas anuales) ha sido Calizamar. Las características técnicas generales de esta factoría han sido presentadas recientemente (BARROS et al., 2009).

A pesar de ello, todavía existen pequeñas factorías, cocederos, etc. que siguen suministrando los residuos de concha a agricultores locales para su reciclaje agrario directo, evitando gastos de manipulación y transporte hasta las instalaciones de las empresas de tratamiento.

Cuando la concha de mejillón sigue una vía adecuada de tratamiento y se consigue transformarla en productos con valor añadido, posteriormente puede ser utilizada en diversos campos: agroforestal, construcción de carreteras, industria cerámica y cementera, etc. Una de las aplicaciones más interesantes es su utilización como enmienda para la corrección de la acidez del suelo, que además es un problema que afecta a la mayor parte de Galicia. También es destacable su uso como material estabilizante de lodos residuales, bien por ella misma o bien en combinación con otros subproductos, como cenizas de combustión de biomasa, con el fin en todo caso de facilitar en última instancia el reciclaje agronómico de las mezclas resultantes.

Uno de los tipos de concha de mejillón empleado en este estudio (procedente de la empresa Calizamar) ha sido evaluado previamente respecto a su idoneidad para la construcción de firmes en caminos rurales (CARNERO et al., 2007) o en la elaboración de mortero para construcción (BALLESTER et al., 2007), con resultados muy positivos en ambos casos.

También se ha valorado el uso de concha de mejillón para retener fosfatos presentes en aguas, especialmente con el fin de disminuir los riesgos de eutrofización. Un estudio realizado en Nueva Zelanda por CURRIE et al. (2007) mostró que, usando conchas calcinadas, en 30 minutos fueron eliminados alrededor del 90% de los fosfatos de las aguas analizadas, mientras que la eficacia descendió al 40% al usar conchas no tratadas térmicamente.

En el presente trabajo se caracteriza concha de mejillón triturada, de dos granulometrías distintas, procedente de la empresa Abonomar, y concha de mejillón calcinada, también de dos diferentes granulometrías, procedente de la empresa Calizamar, ambas situadas en Galicia.

2. Objetivos

Se pretende conocer las características físico-químicas esenciales, junto con los niveles solubles en agua, disponibles en acetato amónico y los resultantes de un ataque enérgico con ácido nítrico en microondas, para diversos parámetros correspondientes a dos tipos de concha de mejillón con origen en dos factorías de procesado del residuo original situadas en Galicia, diferenciando a su vez entre dos clases de granulometría en ambos tipos de producto final. Ya que uno de los tipos de concha sufre calcinación y separación en clases granulométricas por tamización, tras la correspondiente molienda, mientras que en el otro tipo de concha el proceso implica trituración y separación en clases por tamización, pero no calcinación, el coste económico de la actividad es distinto en uno y otro caso. Realizando la caracterización de ambos tipos de materiales se pretende disponer de información que de pie a seleccionar con fundamento entre uno u otro (a su vez diferenciando entre clases granulométricas si es el caso) con el fin de poder satisfacer las necesidades del uso que se plantee para dicho material asumiendo el menor coste, y esto especialmente referido al ámbito agronómico.

3. Metodología

Las conchas de mejillón utilizadas proceden de dos factorías dedicadas al procesado de concha residual: Abonomar y Calizamar. La primera de ellas elabora concha triturada, y en el presente trabajo se hace uso de dos clases granulométricas, denominadas concha triturada fina y concha triturada gruesa. La segunda factoría elabora concha calcina, y en este trabajo se diferencia, al igual que en el caso de la triturada, entre dos granulometrías: concha calcinada fina y concha calcinada gruesa.

Tras disponer de las muestras en el laboratorio, los productos son homogenizados por cuarteado antes de ser sometidos a análisis. Todos los análisis se realizan por triplicado.

Se llevan a cabo las siguientes determinaciones.

Contenido en materia seca. Por secado en estufa a 105º C hasta alcanzar peso constante, manteniendo los materiales en desecador hasta el momento del pesaje.

Valor de pH en H_20 y en KCl (0,1 M). Se determinó en una suspensión sólido-liquido 1:2,5 siguiendo las indicaciones recogidas en GUITIÁN y CARBALLAS (1976). Se utilizó para su medición un electrodo de vidrio y un potenciómetro Crison micro-pH 2001.

Conductividad Eléctrica (CE). Medida en suspensión sólido-líquido 1:2,5 a 25º C, con un conductímetro Crison 524. Los resultados se expresan en $\mu S\ cm^{-1}$.

Carbono Total. Medido tras oxidación ácida por vía húmeda, valorando con la correspondiente volumetría (GUITIÁN y CARBALLAS, 1976).

Nitrógeno Total Kjeldalhl. Medido tras digestión ácida y catalizada, en bloque termostatizado, y posterior destilación y valoración, siguiendo las referencias estándar (GUITIÁN y CARBALLAS, 1976).

Elementos en forma soluble. Para esta determinación se realizó una extracción en agua destilada de relación 1:20 (p:v). La suspensión se sometió a agitación mecánica durante 10 minutos, a continuación se filtró a través de papel de filtro y, posteriormente a través de membrana de 0,45 μm. En el líquido resultante de esta extracción se cuantificaron P, Ca, Mg, Na ,K, Fe, Mn, Al, Co, Mo, As, B, S, Ni, Zn, Cu, Cd, Cr, y Pb, mediante la técnica ICP-OES (espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente).

Elementos en forma disponible. Se determinaron los elementos en forma disponible con acetato amónico a pH 7. Se realizó una extracción con relación 1:20 (p:v), con agitación mecánica durante una hora, a continuación se filtró a través de papel de filtro y después por membrana de 0,45 μm (TAN, 1996).

Elementos totales. Para la determinación de los contenidos totales se realizó un ataque con ácido nítrico en relación 1:50 (p:v) en microondas, según el método 3051 de la EPA (USEPA, 1986). Se cuantificaron P, Ca, Mg, Na ,K, Fe, Mn, Al, Co, Mo, As, B, S, Ni, Zn, Cu, Cd, Cr, y Pb mediante la técnica ICP-OES.

Textura. Se siguió el método internacional de análisis mecánico, con oxidación de materia orgánica, disolución de los óxidos de Fe y Al, incorporación de un agente dispersante (calgón) y un posterior agitado. Las arenas se separaron mediante tamizado en húmedo y el resto de fracciones extrayendo alícuotas mediante pipeta Robinson a tiempos determinados. Todas las fracciones se depositan en crisoles para ser secadas en estufa a 110º C y finalmente pesadas (GUITIÁN y CARBALLAS, 1976).

4. Resultados

En la Tabla 1 se observa que los valores de pH de las cuatro clases de concha son alcalinos, destacando sobre todo las conchas calcinadas, tanto gruesas como finas. La conductividad eléctrica es relativamente elevada, aunque llama la atención que la calcinada fina presenta niveles claramente inferiores. En las conchas calcinadas los porcentajes de carbono y nitrógenos son muy bajos, mientras que en las trituradas son mayores. La

distribución granulométrica en todas ellas se corresponde con una textura arenosa, con porcentajes de arena siempre superiores al 95%. Los menores porcentajes de fracción arenosa corresponden a la calcinada fina, que además se diferencia por su elevado contenido en limo grueso y por su netamente superior contenido en arcilla.

Tabla 1. Características físico-químicas de las conchas de mejillón

Parámetro	*Triturada fina*	*Triturada*	*Calcinada*	*Calcinada fina*
Mat. Seca (%)	98,83	99,30	99,50	99,76
pH H2O	8,79	9,14	10,79	10,78
pH KCl	8,56	8,49	10,41	10,44
CE (µS/cm)	1824	1742	1870	886
C (%)	3,33	1,16	0,88	0,79
N (%)	0,27	0,40	0,08	0,05
C/N	12,42	2,91	10,68	14,50
Arenas (%)	99,53	99,65	97,66	95,18
Limo grueso	0,18	0,12	0,12	3,91
Limo fino	0,16	0,12	2,11	0,21
Arcilla	0,13	0,11	0,11	0,70
Textura	Arenosa	Arenosa	Arenosa	Arenosa

En la Tabla 2 se presentan datos sobre las concentraciones totales de los cuatro tipos de concha. En cuanto a las formas totales, el Ca es el elemento mayoritario (con máximos en la calcinada fina y en la calcinada gruesa, por este orden), seguido del Na (y en este caso los máximos corresponden a la triturada fina seguida de la triturada gruesa). También presentan concentraciones elevadas de S (superiores en la triturada fina, y a continuación la gruesa), Mg (con máximos en calcinada gruesa, seguida de la fina) y en menor medida K y P (para ambos los máximos corresponden a triturada fina y a continuación triturada gruesa). Hay que destacar el valor notablemente más elevado de Fe, Al y Mn en las conchas trituradas finas con respecto a los otros tipos de conchas estudiadas.

Tabla 2. Concentraciones totales de diversos elementos en las conchas de mejillón

(mg kg^{-1})	*Triturada fina*	*Triturada gruesa*	*Calcinada gruesa*	*Calcinada fina*
P	282,82	154,49	119,94	98,06
S	1318,14	972,46	760,46	683,61
Ca	259925,25	274288,17	291562,40	293648,70
Mg	619,31	878,55	1093,22	1076,71
Na	4736,56	3529,04	2811,17	2788,83
K	223,12	32,39	15,64	15,12
Al	711,35	51,39	4,94	16,19
As	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
B	8,73	10,42	9,43	8,06
Cd	0,07	0,02	0,05	0,05
Co	0,20	<0,006	<0,006	<0,006
Cr	1,66	<0,007	<0,007	<0,007
Cu	1,59	0,20	0,05	<0,004
Fe	1423,47	54,29	26,52	57,55
Mn	22,14	3,11	3,00	2,57
Mo	0,55	0,84	1,07	0,87
Ni	1,87	<0,01	<0,01	0,01
Pb	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Zn	9,79	1,58	2,31	2,83

En la Tabla 3 se muestran las concentraciones de los elementos disponibles en acetato amónico. Todos los tipos de concha presentan una elevada concentración de Ca disponible, mostrando los mayores valores la triturada fina y la triturada gruesa. El siguiente elemento mayoritario es el Na (aunque en este caso los niveles más altos corresponden a la concha calcinada fina y a la calcinada gruesa), seguido del S (en que nuevamente el máximo lo presenta la triturada fina, pero seguida de la calcinada fina y de la calcinada gruesa) y a continuación se sitúa el Mg (con máximo de nuevo en la triturada fina, seguida ahora por la calcinada gruesa y por la calcinada fina). El P también presenta los mayores niveles en la triturada fina y en la triturada gruesa, y los datos disponibles de K igualmente sitúan su máximo en la triturada fina. En cuanto a los metales pesados, las concentraciones son muy bajas o no detectables.

Tabla 3. Concentraciones disponibles en acetato amónico de distintos elementos en las conchas

(mg	*Triturada fina*	*Triturada*	*Calcinada*	*Calcinada fina*
P	56,66	13,35	13,24	5,76
S	420,46	72,68	270,30	291,70
Ca	3438,18	2891,63	2694,93	2784,22
Mg	174,71	68,30	143,27	95,33
Na	1119,46	917,12	1252,31	1436,55
K	108,79	22,94	-	-
Al	0,52	0,35	0,23	0,22
As	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
B	2,91	1,79	2,66	2,96
Cd	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Co	0,06	-	-	-
Cr	<0,007	<0,007	0,14	<0,007
Cu	0,17	<0,005	<0,005	<0,005
Fe	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Mn	3,36	0,24	<0,001	<0,001
Mo	0,30	0,15	0,30	0,29
Ni	0,11	-	-	<0,01
Pb	-	-	-	-
Zn	5,17	-	1,71	0,49

En la Tabla 4 se presentan las concentraciones de los elementos solubles en agua para los distintos tipos de concha. La calcinada fina presenta niveles claramente inferiores de P y de Ca y también de Mg, mientras que son superiores sus niveles de Na y Al. En el caso de S, K, Co, Cr, Fe y Mo las concentraciones en la concha calcinada fina son iguales a las de las de mayor rango de los demás tipos de concha, o bien sólo son superadas por los niveles de uno de los otros tipos de concha; por último, para el resto de elementos las concentraciones son bastante parejas entre los distintos tipos de concha de mejillón.

Tabla 4. Concentraciones solubles en agua de distintos elementos presentes en las conchas

(mg kg^{-1})	*Triturada*	*Triturada*	*Calcinada*	*Calcinada*
P	3,68	1,99	2,20	0,16
S	479,37	42,21	334,59	449,24
Ca	521,01	319,06	75,53	62,65
Mg	109,34	27,11	10,02	6,58
Na	1390,49	1198,18	1367,64	2005,14
K	107,87	24,17	24,79	31,39
Al	1,98	0,77	1,50	2,41
As	0,28	0,22	<0,05	0,18
Cd	0,02	0,02	0,01	0,01
Co	0,02	0,01	0,02	0,02
Cr	0,22	0,07	0,04	0,22
Cu	0,19	0,10	0,04	0,04
Fe	0,52	0,53	0,52	0,53
Mn	0,20	0,12	0,09	0,09
Mo	0,00	<0,007	0,05	0,05
Ni	0,04	0,01	<0,01	<0,01
Pb	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Zn	0,29	0,30	0,36	0,27

5. Discusión

La calcinación o no de las conchas de mejillón afecta a diversas características y propiedades del material. Por ejemplo, se ha planteado aprovechar el enriquecimiento en óxidos que se promueve en este producto al calcinarlo para que sea utilizado como sistema de retención de CO_2, retención que se produciría por la carbonatación de dichos óxidos (LI et al., 2009), y se ha observado que compite con éxito frente a la caliza calcinada. También se ha demostrado que la concha no calcinada tiene mucho menor potencial de retención de fosfatos presentes en aguas que la concha calcinada (ABEYNAIKE et al., 2010). Pero también se ha puesto en evidencia que incluso la concha no calcinada puede adsorber cantidades muy destacables de contaminantes como el Cd (SAKULKHAEMARUETHAI et al., 2010).
En el presente estudio, los pH de las conchas calcinadas son más elevados que los de las trituradas, lo que está probablemente relacionado con el mismo proceso de calcinación, que facilita la transformación de carbonatos a óxidos, con mayor poder alcalino. Por descontado, esto es algo a tener en cuenta cuando se plantea el uso del material para el tratamiento de suelos ácidos.

La concha calcinada fina presenta niveles de CE claramente inferiores a los de las otras conchas estudiadas, y al mismo tiempo cuenta con las menores concentraciones de Ca y P solubles en agua, aunque tiene altos valores de Ca total. Esto sugiere que en este tipo de concha son de importancia las interacciones entre fosfatos y calcio en medio alcalino, promoviendo la insolubilización de ambos. Además, el nivel más elevado de Fe y Al totales en las conchas trituradas finas podría tener repercusión en una eventual mayor capacidad de retención de contaminantes como el mercurio (PEÑA et al., 2010), y junto con su también claramente superior contenido en Mn podría facilitar una mayor retención de metales como Cu, Cd y Pb (VEGA et al., 2009).

Por otro lado, el hecho de que en las conchas calcinadas se detecten menores niveles de carbono y de nitrógeno tiene a su vez una justificación razonable en la propia calcinación,

que daría lugar a una eliminación adicional de materia orgánica -además de la descarbonatación que se pueda verificar- con respecto a la concha triturada.

Evidentemente, las concentraciones de elementos solubles en agua deben en principio tener una relación más directa con los niveles de esas sustancias movilizables por medio de las aguas de lixiviación o de escorrentía, a la vez que pueden ejercer un efecto más inmediato sobre suelos, aguas y organismos vivos, mientras que por su lado los disponibles y totales conformarían un reservorio de potencial aprovisionamiento para los vegetales a medio y largo plazo, y en algún caso constituyen fracciones de muy difícil aprovechamiento incluso tras un período prolongado de años. Tales cuestiones pueden considerarse relevantes para el manejo agronómico de estos materiales, por lo que no sería accesorio discriminar analíticamente entre las distintas fracciones con vistas a la planificación del mejor uso de los productos.

En las diferentes conchas estudiadas existe notable concordancia de niveles entre disponibles y solubles, pero no ocurre otro tanto con los totales. Esta circunstancia hace recomendable no limitar los análisis exclusivamente a la determinación de los contenidos globales cuando se pretende fundamentar la utilización agronómica de este material.

Estudios precedentes han puesto de manifiesto que, incluso tratándose del mismo tipo de concha, pero de distintas tandas, existen diferencias significativas en los contenidos de diversos elementos presentes en el material (PEÑA et al., 2010). En el presente estudio, esta variabilidad se hace patente en hechos como que los máximos de los distintos parámetros corresponden en unos casos a la concha calcinada y en otros a la triturada, y no siempre ocupan el primer lugar del rango las muestras de granulometría más fina. Esto dificulta en cierta medida la programación del uso del producto, ya que hace aconsejable el análisis de cada tanda de las que se manejen por separado.

Todas las anteriores son cuestiones de interés cuando se intenta seleccionar entre distintos tipos de concha, sea para su uso agronómico directo (muy relacionado sobre todo con la corrección del pH ácido de ciertos suelos), sea para su utilización en mezclas de residuos, o incluso para otros usos (tal como el empleo en sistemas de retención de contaminantes presentes en aguas o líquidos diversos). Junto a los aspectos relativos a la caracterización física y química, que condicionan su eficacia, los costes de una u otra modalidad de concha definirán probablemente la opción final.

6. Conclusiones

En conjunto existe notable variabilidad en las características de los cuatro tipos de concha examinados (dos granulometrías de calcinada y otras dos de triturada). Como evidencia de ello, para algunos elementos se detectan los niveles máximos en las variantes calcinadas, ocurriendo que en unos casos tales máximos corresponden a la calcinada fina, mientras que en otros se dan en la calcinada gruesa. En otros elementos los valores más elevados corresponden a la concha triturada, sin que de forma sistemática sea siempre la fina o la gruesa la que se sitúe en primer lugar. Además, en ocasiones el mayor nivel corresponde a la calcinada de un tipo de granulometría, mientras que en segundo lugar se sitúa una de las granulometrías de la triturada, y viceversa.

Asumiendo dicha variabilidad, se puede destacar lo siguiente. En lo tocante a los niveles totales, el elemento que predomina es el calcio -y su nivel máximo se da en la concha

calcinada- seguido del sodio, que presenta su máximo en la triturada. Acerca de los niveles disponibles, los máximos corresponden al calcio en la concha triturada, mientras que los máximos de sodio se sitúan en esta ocasión en la calcinada. Y respecto a los solubles en agua, son claramente inferiores los niveles de calcio y de fósforo en la concha calcinada fina, que por el contrario cuenta con mayores concentraciones de sodio y aluminio. Existe por tanto notable concordancia entre niveles disponibles y solubles, pero no con los totales.
En última instancia, al contar con la caracterización analítica de los materiales evaluados es posible realizar una selección fundada, discriminando entre los diversos tipos de concha, de forma que se podrá escoger la variante más adecuada en función del uso que se programe para el producto, bien sea agronómico u otro. En la selección final probablemente tendrá un peso importante el hecho de que la calcinación exige mayores recursos energéticos y económicos, y en vista de ello y de los resultados de caracterización obtenidos, en muchos casos se podrá optar por la concha triturada sin que por ello se asuma un menoscabo sustancial en el potencial mejorante del material.

7. Agradecimientos

Este trabajo de investigación está financiado por la Xunta de Galicia.

8. Bibliografía

ABEYNAIKE, A., WANG, L., JONES, M.I., PATTERSON, D.A., 2010. Pyrolysed powdered mussel shells for eutrophication control: effect of particle size and powder concentration on the mechanism and extent of phosphate removal. *Asia-Pac. J. Chem. Eng*. Published online in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com) DOI:10.1002/apj.426

BALLESTER, P., MÁRMOL, I., MORALES, J., SÁNCHEZ, L., 2007. Use of limestone obtained from waste of the mussel cannery industry for the production of mortars. *Cement Concrete Res*. 37 559-564.

BARROS, M.C., MAGÁN, A., VALIÑO, S., BELLO, P.M., CASARES, J.J., BLANCO, J.M., 2009. Identification of best available techniques in the seafood industry: a case study. *J. Clean. Prod.* 17 391-399.

CABALLERO, G., GARZA, M.D., VARELA, M., 2009. The institutional foundations of economic performance of mussel production: The Spanish case of the Galician floating raft culture. *Marine Policy* 33 288-296.

CARNERO, M., FERNÁNDEZ, Y., TORRES, M.L., 2007. Caminos rurales de concha de mejillón. IV Congreso Nacional y I Congreso Ibérico Agroingeniería. Albacete 4-6 Septiembre 2007.

CURRIE, J.A., HARRISON, N.R., WANG, L., JONES, M.I., BROOKS, M.S., 2007. A preliminary study of processing seafood shells for eutrophication control. *Asia-Pac. J. Chem. Eng.* 2 460-467.

GUITIÁN, F., CARBALLAS, T., 1976. Técnicas de análisis de suelos. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela.

HERMIDA, A., SIMAL-GÁNDARA, J., LÓPEZ, J., SIMAL-LOZANO, J., 1994. Aliphatic hydrocarbon levels in farmed and free-living mussels from Galicia (N.W. Spain). *Mar. Pollut. Bull.* 28, 3 178-181.

LI, Y., ZHAO, C., CHEN, H., DUAN, L., CHEN, X., 2009. CO_2 Capture Behavior of Shell during Calcination/Carbonation Cycles. *Chem. Eng. Technol.* 32, 8 1176–1182.

PEÑA-RODRIGUEZ, S., FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D., NÓVOA-MUÑOZ, J.C., ARIAS-ESTÉVEZ, M., NUÑEZ-DELGADO, A., FERNÁNDEZ-SANJURJO, M.J., ÁLVAREZ-RODRÍGUEZ, E., 2010. Kinetics of Hg (II) adsorption and desorption in calcined mussel shells. *J. Hazard. Mater.* doi:10.1016/j.jhazmat.2010.04.079

SAKULKHAEMARUETHAI, S., DUANGDUEN, C., PIVSA-ART W., PIVSA-ART, S., 2010. Fabrication of Composite Material from Sea Mussel Shells and White Clay as a Versatile Sorbent. *Energy Res. J.* 1, 2 78-81.

TAN, H.K., 1996. Soil sampling, preparation, and analysis. Marcel Dekker, Madison.

USEPA. 1986. Test Methods for Evaluating Solid Waste. Volume IA: 3rd Edition. EPA/SW-846. National Technical Information Service. Springfield, Va.

VEGA, F.A., COVELO, E.F., ANDRADE, M.L., 2009. Effects of sewage sludge and barley straw treatment on the sorption and retention of Cu, Cd and Pb by coppermine Anthropic Regosols. *J. Hazard. Mater*. 169 36–45.

Elementos traza en pastos del Corredor Verde del Guadiamar (Sevilla): caso particular de Fe y Cd.

MURILLO CARPIO, J.M.[1], MADEJÓN RODRÍGUEZ, P.[1], DOMÍNGUEZ NÚÑEZ, M.T.[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS, CSIC).

Resumen

El accidente minero de Aznalcóllar (abril 1998) afectó a unas 4200 ha. de las cuencas de los ríos Agrio y Guadiamar. Las concentraciones de los elementos As, Au, Bi, Cd, Cu, Pb, Sb, Tl y Zn de los suelos afectados resultaron claramente superiores a los valores de fondo de la zona (suelos no contaminados), por lo que fueron considerados como los principales contaminantes del vertido. Las concentraciones de estos elementos en los herbazales de la zona contaminada (octubre 2008 – mayo 2009) son mayores ($p<0.05$) que en los herbazales de los de los suelos no contaminados, pero también lo son las concentraciones de elementos como Fe y Mn (especialmente en gramíneas), a pesar de que los suelos fueron poco enriquecidos en ambos elementos (valores totales). Es más, de los elementos esenciales, el Fe es el único que llega a superar ocasionalmente los niveles máximos tolerados (NMT) por le ganado (ingesta >10 mg kg_{peso}^{-1} $día^{-1}$), aspecto importante ante la posibilidad de permitir el pastoreo en la zona afectada, prohibido desde que ocurrió el accidente. Además de la contaminación del pasto con suelo, los procesos de oxido-reducción frecuentes en la zona pueden haber facilitado la absorción de Fe y Mn por especies eficaces para ello, como las gramíneas. Los niveles de Zn, y especialmente los de Cu, no son problemáticos para el ganado, a pesar del enriquecimiento significativo que experimentaron los suelos afectados. De los elementos no esenciales, el Cd es el más problemático, especialmente si el ganado es poco selectivo y consume con frecuencia plantas de la familia *Compositae,* con concentraciones máximas puntuales del orden de 5 mg kg^{-1}. La problemática del Cd se agrava por la disparidad de criterios acerca de los NMT por el ganado (entre 0.5 y 10 mg kg^{-1}) y el desconocimiento de sus efectos crónicos a largo plazo, aspecto importante teniendo en cuenta que su excreta no es tan efectiva como la de otros elementos traza, como por ejemplo el As. Las concentraciones e ingestas diarias estimadas para otros elementos, como As, Pb y Tl, son menores que los correspondientes NMT por el ganado.

Palabras clave
Aznalcóllar, Metales, Pastoreo, Équidos.

1. Introducción

Tras el accidente minero de Aznalcóllar, que afectó a unas de 4200 ha de las cuencas de los ríos Agrio y Guadiamar (Grimalt & Macpherson 1999), se inició uno de los mayores proyectos de recuperación de suelos a gran escala que se conocen en Europa (CMA, 2003) culminado con la creación del espacio protegido 'Corredor Verde del Guadiamar', reforestado con especies autóctonas (Domínguez et al., 2008). Desde su inicio, se prohibió todo tipo de

actividad agrícola en la zona, incluido el pastoreo. Esto motivó que proliferaran abundantes herbazales en los suelos del Corredor, suelos fertilizados periódicamente antes del accidente debido a su dedicación mayoritaria a cultivos agrícolas.

El control mecánico de estos herbazales, necesario debido a que compiten por agua y nutrientes con las plantas reforestadas y son focos potenciales de incendios una vez secos, resulta problemático para la administración por sus efectos negativos: destrucción de biodiversidad, daños en las reforestaciones y emisión de gases. Por esta razón se está contemplando su posible control mediante pastoreo (eco-pastoreo), en principio con ganado equino no destinado a consumo humano. De hecho, la presión local (municipios afectados) para que se utilicen estos pastos motiva la presencia ocasional de caballos en la zona afectada. Permitir el pastoreo en estos suelos, contaminados con elementos traza potencialmente tóxicos (Cabrera et al., 2008), requiere el análisis de la dieta potencial que consumirían estos animales (Madejón et al., 2009).

El ganado equino suele ser bastante selectivo para su dieta, prefiriendo gramíneas (Menard et al., 2002), por lo que en este trabajo se examina el riesgo potencial del consumo de una dieta a base de las gramíneas más representativas de la zona, en función de su concentración en elementos traza. No obstante, teniendo en cuenta que también podría ser interesante incluir otro tipo de animales que consumieran plantas distintas de las gramíneas (que podrían verse favorecidas por falta de competencia), también se incluye el análisis de una dieta a base de 'otras plantas', compuestas (*Compositae*) en su mayoría.

2. Objetivos

Se pretende estimar la ingesta potencial de elementos traza (ET) esenciales (Fe, Mn, Zn y Cu) y no esenciales (As, Cd y Pb) por équidos que utilizan pastos representativos de la zona afectada (y no afectada, a modo de control) del Corredor Verde del Guadiamar. Esta estima se realiza en función tanto de su dieta preferencial (gramíneas) como a base de otras plantas. Se pretende realizar una primera evaluación de riesgos comparando las estimas obtenidas (ingesta diaria de elementos traza por kg de peso corporal) con los niveles de tolerancia recogidos en la literatura para caballos.

3. Metodología

Para este estudio fueron seleccionadas cinco zonas del Corredor Verde, una de ellas no afectada por el vertido ('control', C, 37º19'21.5", 6º15'17.8"), dos de contaminación residual moderada (37º25'17.9", 6º13'5.3" y 37º28'50.8", 6º12'44.2") y otras dos con contaminación residual elevada (37º28'09.8", 6º12'42.0" y 37º23'13.5", 6º15'46.2") (Tabla 1). En cada una de ellas se tomaron 20 muestras de pasto (biomasa aérea comprendida en un cuadrado de 25 x 25 cm), describiéndose en cada caso las especies (altura y frecuencia) y biomasa seca (tras secado en laboratorio). Se realizaron cinco muestreos, el 1º en Octubre de 2008 y el 5º en mayo de 2009. En todos ellos se seleccionó una dieta a base de gramíneas (*Poaceae*). En el 5º muestreo también se seleccionó una dieta a base de 'otras especies' (fundamentalmente compuestas: *Compositae* y algunos individuos de las familias *Fabaceae, Geraniaceae, Brassicaceae*). Una descripción más detallada de las especies más representativas del Corredor puede verse en Madejón et al. (2009). En este trabajo se comparan los valores medios de ingesta potencial de ET a partir de las muestras de pasto de la zona control con los

de las muestras recolectadas en todas las zonas contaminadas. También se muestran los valores medios obtenidos en las zonas de mayor contaminación, reflejo de la peor situación que podría darse en el Corredor Verde, aunque sin tratamiento estadístico respecto al control. Para el cálculo de la ingesta potencial se ha tenido en cuenta en cada caso la concentración en la muestra vegetal del elemento correspondiente y un consumo diario de 21 g de materia seca por kg de peso del animal, valor más frecuente en la literatura especializada (Aronson, 1978; Dulphy et al., 1995; Liu, 2003).

Junto con el pasto, se tomaron muestras de la crin de caballos que estaban pastando, ilegalmente, en el Corredor (y fuera del mismo, a modo de 'controles'), aunque no siempre fue posible hacerlo en las zonas seleccionadas para los muestreos de pastos, ya que estos animales se mueven libremente por todo el área afectada.

Tabla 1. Valores de pH y concentraciones 'quasi-totales' ('aqua regia', mg kg^{-1}) de As, Cd y Pb de las zonas de estudio: C (control), afectadas (A) y más afectadas (MA).

Zonas	pH	As	Cd	Pb
Control	7.6	17	0.06	14
Afectadas	7.5	40	1.03	58
Más afectadas	7.3	100	2.02	195

Las muestras vegetales se secaron en estufa (70ºC) y se molieron sin descontaminación previa. Las crines sí fueron descontaminadas mediante lavados sucesivos con agua desionizada y acetona. Pastos y crines fueron digeridos por vía húmeda (HNO_3 conc.) en horno microondas. Hierro y Mn se analizaron mediante espectrometría óptica y los elementos As, Cd, Cu, Pb, Tl y Zn mediante espectrometría de masas. Paralelamente se analizaron muestras de referencia (vegetales y pelo humano). Más detalles de la metodología seguida en Madejón et al. (2009). La comparación de resultados se realizó mediante la t-Student previa comprobación de su normalidad, transformándolos logarítmicamente o aplicando en su defecto el test no-parámetrico de Kruskal–Wallis.

4. Resultados

4.1. Ingesta potencial de elementos traza esenciales

La ingesta potencial de Mn, Cu y Zn se mantuvo por debajo de los límites máximos tolerados (NMT) por ganado equino (NRC, 2005), siendo siempre más alta en las zonas contaminadas que en la zona control, con diferencias significativas en la generalidad de los casos; como cabía esperar, los mayores valores se registraron en las zonas más contaminadas (Figura 1). Sólo en el caso del Fe (elemento presente en el vertido, pero no considerado 'contaminante') se registraron valores que podrían superar el NMT, en los muestreos 1º y 3º, debido en parte a la contaminación del pasto con suelo, 1er muestreo especialmente. En este muestreo se registraron concentraciones muy altas: valor medio de 1200 mg kg^{-1} en la dieta a base de gramíneas, con un valor puntual de 8700 mg kg^{-1}, muy por encima de los NMT de 500 (équidos) - 1000 (vacuno) mg kg^{-1} y cercano ya a los niveles prohibitivos de 10000 - 12500 mg kg^{-1} (NRC, 2005).

La ingesta de Mn (como la de Fe, no contaminante), aunque inferior al NMT, fue alta en las zonas afectadas por el vertido, especialmente con la dieta a base de gramíneas. A pesar

de la riqueza del vertido en Cu y Zn, sus ingestas siempre estuvieron muy por debajo del NMT. No obstante, con una dieta a base de compuestas y otras plantas se podrían alcanzar niveles comparativamente altos, especialmente en las zonas más contaminadas (Figura 1).

4.2. Concentración e ingesta potencial de elementos traza no esenciales

Para estos elementos, además de las ingestas, se muestran también las concentraciones debido a su toxicidad potencial (Tabla 2). En general, éstas se mantuvieron por debajo de los NMT (Chaney, 1989; NRC, 2005). Sólo en el caso del Cd y dieta a base de compuestas y otras plantas se registraron concentraciones que superarían con creces el NMT de 0.5 mg kg^{-1} (en varias muestras se registraron valores próximos a 5 mg kg^{-1}, y 8 mg kg^{-1} en una muestra aislada). Sin embargo, el valor crítico de 0.5 mg kg^{-1} se considera demasiado restrictivo (Beyer, 2000); la dieta a base de gramíneas tendría en general concentraciones tolerables. Para el Tl no disponemos de NMT; Hapke (1984) proporciona un 'umbral de seguridad' para pastos de 0.5 mk gk^{-1}, 7 veces superior al máximo valor medio registrado en este estudio (compuestas y otras plantas).

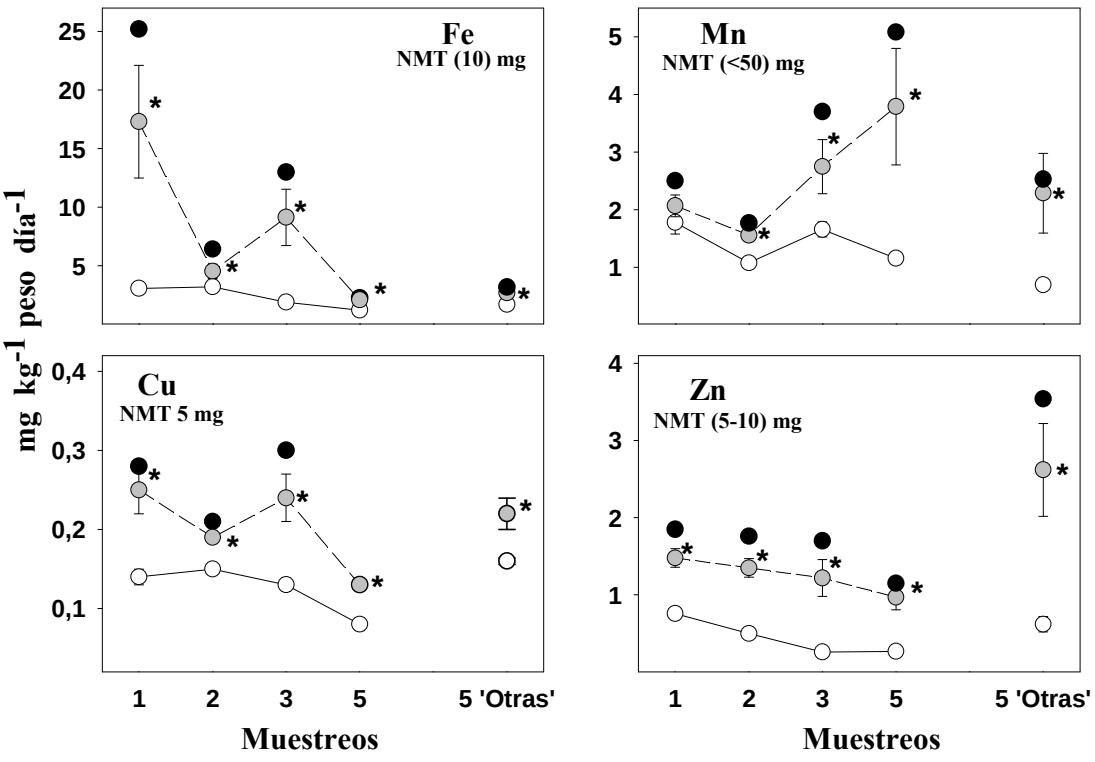


Figura 1. Ingestas potenciales de elementos esenciales en la zona control (círculos blancos) y afectada (grises). Se muestran los máximos valores medios encontrados (círculos negros). NMT: niveles máximos tolerados por el ganado. Diferencias significativas (zona afectada y control) se indican mediante asterisco ($p<0.05$) (valores medios sobre materia seca)

Tabla 2. Concentraciones de elementos traza no esenciales (mg kg^{-1}, valores medios sobre materia seca) en función del tipo de dieta (intervalos en el caso de gramíneas (4 muestreos) y valores medios para dieta a base de otras plantas, 5º muestreo). Se indican las concentraciones medias máximas (CMM) y los niveles máximos tolerados por el ganado (NMT)

Dieta	Zonas	As	Cd	Pb	Tl
Gramíneas	Control	0.01 - 0.17	0.01 - 0.08	0.06 - 0.35	0.001 - 0.007
	Afectadas	0.28 - 1.21	0.19 - 0.41	0.72 - 3.60	0.013 - 0.02
	CMM	**1.80**	0.63	**4.76**	0.03
Otras plantas	Control	0.09	0.05	0.69	0.006
	Afectadas	0.67	1.67	1.41	0.05
	CMM	0.91	**2.31**	1.86	**0.07**
NMT		30 - 50	0.5 - 10	10 - 30	0.5

Los máximos valores medios no siempre se registraron en la dieta a base de compuestas y otras plantas. Por ejemplo, en el caso de As y Pb se registraron en la dieta a base de gramíneas (Tabla 2).

De acuerdo con las concentraciones registradas, las ingestas estimadas para los elementos no esenciales As y Pb resultaron en general tolerables, atendiendo a los NMT establecidos en la bibliografía (Figura 2). Sólo en el primer muestreo podrían producirse ingestas de Pb comparativamente altas en zonas muy contaminadas debido en parte a la contaminación del pasto con suelo, como también ocurriera con el Fe.

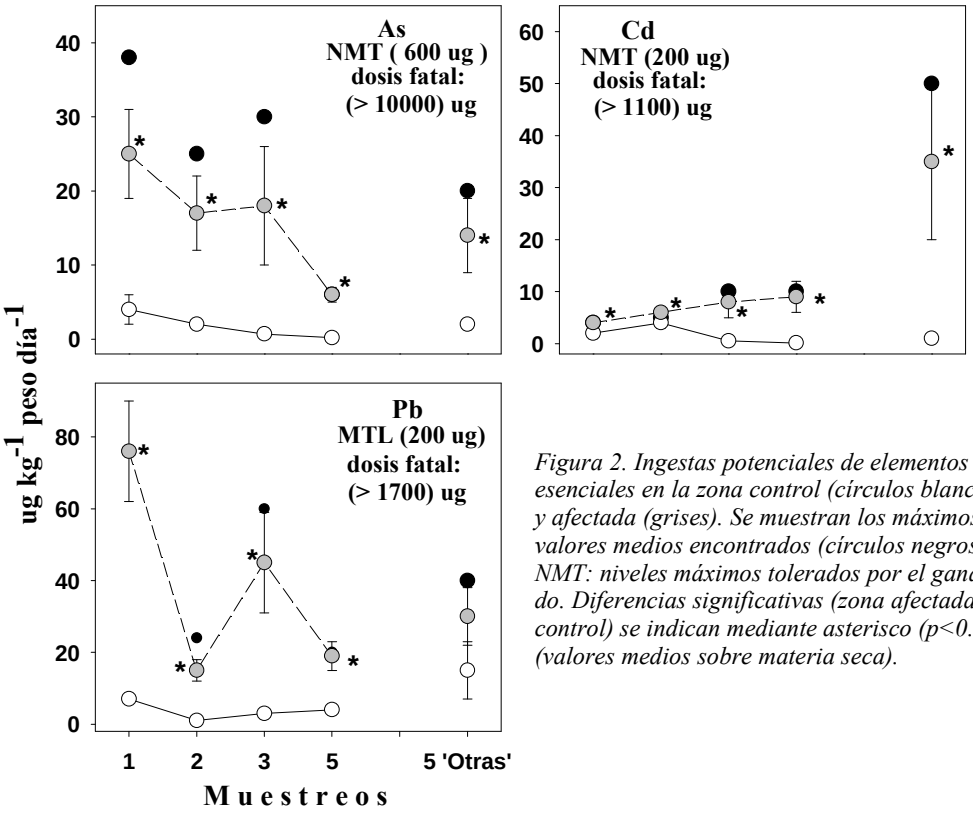


Figura 2. Ingestas potenciales de elementos esenciales en la zona control (círculos blancos) y afectada (grises). Se muestran los máximos valores medios encontrados (círculos negros). NMT: niveles máximos tolerados por el ganado. Diferencias significativas (zona afectada y control) se indican mediante asterisco ($p<0.05$), (valores medios sobre materia seca).

En el caso del Cd, las ingestas estimadas para gramíneas estarían por debajo, o próximas al NMT de 10µg kg^{-1} $día^{-1}$, incluso en las zonas más contaminadas (círculos negros). Este NMT correspondería a una concentración de 0.5 mg kg^{-1} en la dieta, un tanto restrictivo. La dieta a base de otras plantas (compuestas, y otras) generaría ingestas por encima del límite indicado. Considerando como NMT el de 200µg kg^{-1} $día^{-1}$ (NRC, 2005) las ingestas serían tolerables, aunque se trata de un límite demasiado 'permisivo' según se discute más adelante.

Las concentraciones de Fe y Mn fueron más altas ($p < 0.05$) en caballos (crin) de la zona afectada, con razones A/C comparativamente altas (Tabla 3). Por el contrario, las concentraciones de Cu y Zn fueron del mismo orden en ambas zonas, todo ello en consonancia con las concentraciones en la dieta (gramíneas fundamentalmente) e ingestas estimadas. Entre los elementos no esenciales, el mayor incremento respecto a caballos pastando fuera de la zona contaminada lo experimentó el Cd, aunque en este caso concreto la concentración registrada en la zona afectada fue del orden del valor de referencia (Tabla 3). Esto requiere la realización de futuros muestreos, no sólo en la zona afectada, sino también fuera de la misma, con el fin de tener un conocimiento más preciso del intervalo en el que pueden oscilar las concentraciones de Cd en caballos de nuestra Región pastando en zonas no contaminadas.

Tabla 3. Concentración de elementos traza (mg kg^{-1}, valore medios ± DE) en pelos de la crin de caballos pastoreando en la zona afectada (A) y control (C). Diferencias significativas se indican mediante asterisco ($p < 0.05$). Valores de referencia para crin de caballo según Asano et al (2002).

Elementos	Zonas	Cu	Fe	Mn	Zn
Esenciales	A	9.99 ± 1.46	283 ± 120*	35.9 ± 6.14*	170 ± 4.7
	C	8.16 ± 2.99	60.9 ± 12	6.14 ± 3.27	156 ± 21
	A/C	1.2	**4.6**	**5.8**	1.1
Valores de referencia		*5.9 ± 1.0*	*22.4 ± 17.5*	*4.99 ± 4.25*	*101.7 ± 14.9*
No esenciales	Zonas	As	Cd	Pb	Tl
	A	0.74 ± 0.33*	0.22 ± 0.12*	2.16 ± 0.96	0.020 ± 0.007*
	C	0.08 ± 0.06	0.01 ± 0.005	0.41 ± 0.17	0.004 ± 0.002
	A/C	9.25	**22**	5.26	5.0
Valores de referencia		*1.11 ± 0.17*	*0.20 ± 0.06*	*0.77 ± 0.29*	-

5. Discusión

En general, tanto las concentraciones como las correspondientes ingestas estimadas de elementos traza esenciales (Cu, Fe, Mn y Zn) y no esenciales (As, Cd, Pb y Tl) fueron mayores en el pasto de la zona afectada, aunque en líneas generales sus valores resultaron admisibles para équidos en pastoreo (ausencia de toxicidad 'aguda'). Sólo en el caso del Fe y del Cd podrían aparecer situaciones problemáticas puntuales (según la época del año y tipo de dieta).

En el caso del Fe, se registraron valores excesivos en la dieta a base de gramíneas en el primer muestreo (octubre, con pastos incipientes) y tercero (mediados de febrero, tras la parada invernal de la vegetación), situaciones propensas para que el pasto pueda presentar concentraciones altas de algunos elementos, como el Fe. En el primer caso, el escaso desarrollo del pastizal pudo facilitar su contaminación con suelo adherido, rico en Fe, y en el

segundo, la acumulación preferencial de nutrientes (respecto a crecimiento) durante la parada invernal pudo aumentar la concentración de Fe de las plantas, además de la contaminación con suelo derivada de las salpicaduras de las lluvias invernales y el pisoteo de los animales.

El Fe no se consideró como uno de los principales contaminantes del vertido (Cabrera et al., 1999), y de hecho los suelos no fueron enriquecidos significativamente en este elemento (López-Pamo et al., 1999). Sin embargo, su presencia en forma de sulfuros, sometidos a procesos de oxido-reducción periódica en una cuenca fácilmente inundable, como la del Guadiamar, pudo facilitar su absorción por las plantas: las gramíneas son especies eficaces para la toma de Fe. Esta circunstancia ya se reflejó en un trabajo anterior sobre *Cynodon dactylon* (Madejón et al., 2002). El hecho de que las gramíneas también hayan resultado particularmente eficaces para la toma de Mn en la zona afectada (elemento no enriquecido por el vertido) parece corroborar el hecho de que los frecuentes procesos de oxido-reducción y presencia de sulfuros pudo haber facilitado la absorción de elementos como Fe y Mn por estas especies.

No obstante, valores puntuales por encima de 8000 mg kg^{-1} de Fe en el primer muestreo no cabe atribuirlos más que a la contaminación del pasto con suelo. Este hecho también puede ocurrir en zonas no contaminadas, debido a la riqueza en Fe de los suelos en general. Realmente, este tipo de contaminación se considera que es una fuente de Fe para los caballos (Brommer & Oldruitenborgh-Oosterbaan, 2001).

Afortunadamente, los problemas de toxicidad debidos al Fe no son frecuentes en animales domésticos (salvo situaciones muy extremas) debido a su limitada absorción intestinal (NRC, 2005). Ponies adultos no mostraron signos clínicos adversos con una dosis de 50 mg Fe kg^{-1} peso $día^{-1}$ (Pearson & Andreasen, 2001). Sin embargo, cuando se trata de zonas contaminadas con elementos traza, debería evitarse que los animales pastasen sobre pastos poco crecidos, dado que en este caso, además de Fe, pueden ingerirse cantidades altas de otros elementos potencialmente tóxicos, como el Cd, debido a la ingestión de suelo contaminado.

Esta problemática, ingestión de suelo contaminado por elementos potencialmente tóxicos ha sido contemplada repetidamente en diversos estudios realizados en el Corredor Verde del Guadiamar, en los que se ha detectado la presencia de suelo/sedimentos en el aparato digestivo de organismos pertenecientes a diversos eslabones de la red trófica, desde macroinvertebrados acuáticos (Prat et al., 1999; Solá et al., 2004, Solá & Prat, 2006) hasta pequeños reptiles (Fletcher et al., 2006, Márquez-Ferrando et al., 2009).

A largo plazo, la problemática del Cd, puede resultar mayor que la de otros elementos, sobre todo si se pretende pastorear la zona con équidos. El uso de este tipo de animales (asnos, caballos) para el control de malezas y fuegos (eco-pastoreo) es una técnica en auge en los últimos años. La toxicidad de otros elementos traza, como Cu y Zn es relativamente baja en el caso de no rumiantes, y el Mn es uno de los elementos menos tóxicos (NRC, 2005). Sus concentraciones e ingestas estimadas se mantuvieron siempre muy por debajo de los NMT de cada elemento.

Las concentraciones e ingestas estimadas de los elementos no esenciales As, Pb y Tl (no se muestran las ingestas de Tl, muy bajas en general) también se mantuvieron por debajo de

sus correspondientes NMT, tanto en el caso de la dieta a base de gramíneas como de 'otras plantas'. A pesar de su reconocida peligrosidad, son raros los casos de toxicidad por As en animales domésticos, debido quizás a que su toxicidad es menor que la de otros elementos traza, como el Cd. Una ingesta diaria de 2660 - 4000 μg de As kg^{-1} peso $día^{-1}$ no produjo efectos perjudiciales claros en caballos (NRC, 2005), ingesta de 80 a 400 veces mayor que la máxima estimada en este estudio. Los mamíferos convierten el As inorgánico en metabolitos metilados que son rápidamente excretados, de forma que su acumulación en tejidos comestibles es relativamente baja (Kan & Meijer, 2007), situación que no se da en el caso de otros elementos traza, como por ejemplo el Cd.

En el caso del Pb también es necesaria una ingesta elevada (1000 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$) para que se produzcan efectos perjudiciales notorios en caballos, aunque pueden aparecer leves cambios hematológicos, neurológicos y bioquímicos en distintos animales sometidos a una ingesta crónica de 5 - 10 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$. La ingesta estimada en los muestreos 1º y 3º (cuando la contaminación del pasto con suelo es más probable) sería superior a este intervalo, que, aún sin ser preocupante, vuelve a corroborar la necesidad de evitar el pastoreo sobre pastos poco crecidos. No disponemos de información a cerca de NMT para Tl. Según Hapke (1984) se podría establecer un 'límite de seguridad' de 0.5 mg kg^{-1} en pastos, concentración muy superior a las registradas en este estudio, por lo que tampoco serían preocupantes las ingestas estimadas correspondientes, salvo un consumo excepcional de suelo.

Indicar solamente que, en general, las ingestas estimadas para el Tl resultaron tolerables; mayores ($p < 0.05$) en las zonas contaminadas, especialmente cuando se considera la dieta a base de 'otras plantas'. En este caso se estimó una ingesta de 1.1 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$ (1.5 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$, valor máximo en las zonas más contaminadas), ingestas 8 -12 veces mayores que la registrada en la zona control (0.13 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$), El 'umbral de seguridad' para pastos de 0.5 mk gk^{-1} (Hapke (1984) supondría una ingesta de 10.5 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$, claramente superior a los valores estimados en este trabajo para la dieta a base de 'otras' plantas. Las estimas para la dieta a base de gramíneas aún serían menores (0.27 - 0.63 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$), algo más bajas que la que se obtendría (1.05 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$) para la concentración típica de plantas superiores, próxima a 0.05 mg kg^{-1} (Adriano, 2001).

La problemática del Cd es más preocupante que las de los elementos comentados hasta el momento, incluido el Fe, cuya toxicidad es más baja. En primer lugar, no existe acuerdo unánime respecto a los NMT para el Cd; se ha propuesto un nivel de 0.5 mg kg^{-1} en la dieta como NMT por el ganado (Chaney, 1989), nivel demasiado restrictivo para animales salvajes, según Beyer (2000). De hecho, niveles en la dieta tan altos como 10 mg kg^{-1} pueden ser tolerados crónicamente por no-rumiantes, aunque admitiendo que conducirían a concentraciones inadmisibles en riñones, hígado, y en algunos casos músculos, en el caso de que estos órganos se destinasen a consumo (NRC, 2005).

Por consiguiente, es conveniente que los niveles de Cd de la dieta, e ingestas correspondientes, sean claramente inferiores a 10 mg kg^{-1}, aunque puedan sobrepasar el límite más restrictivo de 0.5 mg kg^{-1}. Con el primer límite obtendríamos un NMT de 200 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$ para la ingesta estimada, muy por encima de los valores obtenidos en este estudio. Por el contrario, un intervalo más restrictivo de 10 - 20 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$ podría ser ocasionalmente superado por una dieta a base de gramíneas, en las zonas más contaminadas, y casi siempre por una dieta a base de 'otras plantas'. Realmente, concentraciones de 5 mg kg^{-1}

(se llegó a detectar un valor de 8 mg kg^{-1} en una muestra) en algunas muestras ricas en compuestas, pueden resultar excesivas para animales más sensibles, aun que todavía estén por debajo del correspondiente nivel 'crónicamente' tolerable, 200 μg, y por supuesto muy por debajo de la dosis fatal para caballos de 1100 μg kg^{-1} peso $día^{-1}$ (causante de la muerte del animal).

Es importante tener en cuenta que el Cd es un elemento muy móvil que puede ser acumulado con facilidad por muchas plantas sin aparentes efectos tóxicos. En el caso del Cd no se produjeron 'picos' de concentración e ingesta estimada como en el caso del Fe, y del Pb (debidos en parte a la contaminación del pasto con suelo) que podrían ocasionar un consumo excesivo por parte del animal (situación evitable, retirando el ganado en estos períodos). En el caso del Cd, las mayores concentraciones se registraron en los últimos muestreos, consecuencia de su progresiva acumulación en los tejidos vegetales (situación no evitable).

El Cd no es excretado con tanta facilidad como el As y otros elementos tóxicos, acumulándose por tanto en animales más viejos, que podrían presentar con antelación ciertos efectos crónicos de toxicidad por Cd. Sin embargo, aunque se conocen muy bien los efectos de envenenamientos agudos por altas dosis de Cd, los efectos crónicos ocasionados por una ingesta moderada durante años no han sido debidamente evaluados, lo que complica aún más la problemática de este elemento. Los escasos experimentos a largo plazo (muy difíciles de realizar) parecen demostrar cierta 'tolerancia' a este elemento: el suministro de una dosis de 3 mg kg^{-1} en la dieta no derivó en una patología seria en monos, ni una de 10 mg kg^{-1} suministrada durante 8 años a perros (NRC, 2005). Conviene tener presente que los animales pequeños, con elevada ingesta relativa, parecen ser afectados a dosis de Cd más bajas que las que afectarían a animales con mayor peso corporal (menor ingesta relativa), como podrían ser los caballos.

En general, la absorción y acumulación de Cd en tejidos animales depende de factores como edad, sexo, metabolismo, y puede interaccionar con otros factores, como el equilibrio nutritivo de la dieta. Deficiencias marginales de nutrientes esenciales como Zn, Fe y Ca pueden potenciar la absorción de Cd (Reeves and Chaney, 2008), circunstancia que no se da en nuestro caso. Los niveles de Zn, y especialmente de Fe son altos en estos pastizales, así como los de Ca en 'otras plantas', como las compuestas (concentraciones de hasta 4%, Madejón et al., 2010), factor muy favorable teniendo en cuenta que, paralelamente, este grupo de plantas puede presentar contenidos altos de Cd.

Aun así, el Cd es un elemento que debe ser monitorizado periódicamente en el espacio protegido Corredor Verde del Guadiamar, especialmente si definitivamente se permite el pastoreo. Elementos como Fe y Pb también deben ser monitorizados, ya que su ingesta por el animal, especialmente la de Fe, puede aumentar si la contaminación del pasto con suelo es alta, pero su problemática es menor que la del Cd, cuya ingesta podría estar más condicionada por la propia absorción vegetal que por una hipotética contaminación de la dieta con suelo adherido. Los primeros resultados que se han obtenido al examinar la crin de caballos en pastoreo (todavía ilegal) en la zona afectada parecen confirmar este hecho. Respecto a caballos en pastoreo en zonas aledañas al Corredor, no afectadas por el vertido, el incremento de Cd en la crin resultó mucho mayor que el registrado para elementos como As, Pb o Tl, lo que parece indicar mayor retención en algunas partes del cuerpo del animal (aunque todavía es necesario verificar la diferencia encontrada entre los niveles de Cd de nuestros caballos

'controles', de zonas no afectadas, y los valores considerados normales en la literatura para caballos sanos). Esta situación es particularmente crítica si se tiene en cuenta que a día de hoy no se conocen bien los efectos crónicos que puede tener una acumulación de Cd a largo plazo.

6. Conclusiones

Con una dieta a base de gramíneas (preferida por el ganado caballar), la ingesta estimada de elementos traza esenciales (Cu, Fe, Mn y Zn) y no esenciales (As, Cd, Pb y Tl) resultó inferior a los niveles máximos tolerados (NMT) por caballos, lo que permite descartar episodios de toxicidad aguda, caso de que se permitiese el pastoreo de forma generalizada en el Corredor verde del Guadiamar. Sólo en el caso del Fe y del Cd, y en cierta medida del Pb, pueden producirse ingestas por encima de los niveles tolerables en determinadas épocas del año, especialmente tras las primeras lluvias otoñales, con pastos poco crecidos, propensos a su contaminación con suelo. Esta circunstancia podría aumentar el consumo de elementos traza, especialmente de Fe, por su riqueza en los suelos y eficacia de las gramíneas para su absorción, que podría verse facilitada por los frecuentes procesos de oxido-reducción que ocurren en una cuenca tan inundable como la del Guadiamar. Esta situación podría evitarse suprimiendo el pastoreo en esta época del año.

La problemática del Cd es más preocupante, debido a que puede irse acumulando progresivamente en los tejidos vegetales, de forma que en la época de mayor desarrollo del pastizal (primavera-verano) las concentraciones pueden llegar a ser comparativamente altas, especialmente en una dieta a base de compuestas y otras plantas distintas de las gramíneas. Esta situación se torna particularmente crítica si se tiene en cuenta que se trata de un elemento que tiende a ser retenido por el animal, en mayor medida que otros elementos traza, y cuyos efectos crónicos a largo plazo están poco estudiados. Permitir el pastoreo en esta zona requeriría su monitorización periódica.

7. Agradecimientos

Trabajo financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Los autores agradecen a Patricia Puente, Asunción de Castro y José María Alegre la ayuda prestada durante el desarrollo del trabajo. La determinación de elementos traza no esenciales se realizó en el Centro de Instrumentación Científica (Dra. Olga Cazalla, Univ. de Granada).

8. Bibliografía

ADRIANO, D.C., 2001. Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. Springer, New York.

ARONSON, A.L., 1978. Outbreaks of plumbism in animals associated with industrial lead operations. En: Oehme, F.W. (Ed.): Toxicity of heavy metals in the environment. 173-177. Marcel Decker, New York.

BEYER, W.N., 2000. Hazards to wildlife from soil-borne cadmium reconsidered. *J. Environ. Qual*., 29, 1380-1384.

BROMMER, H., OLDRUITENBORGH-OOSTERBAAN, M.M.S., 2001. Deficiency in stabled dutch warmblood foals. *J. Vet. Intern. Med*., 15, 482-485

CABRERA, F., CLEMENTE, L., DÍAZ-BARRIENTOS, E., LÓPEZ, R., MURILLO, J.M., 1999. Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood. *Sci. Total Environ*., 242, 117-129.

CABRERA, F., ARIZA, J., MADEJÓN, P., MADEJÓN.,E., MURILLO, J.M. 2008. Mercury and other trace elements in soils affected by the tailing in Aznalcóllar (SW Spain). *Sci. Total Environ*., 390, 311-322.

CHANEY, R.L., 1989. Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food-chains. En: Bar-Yosef, B., Barrow, N.J., Goldshmid, J. (Eds.).Inorganic contaminants in the Vadose Zone.140 -158. Springer-Verlag, Berlin.

CMA (CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE). 2003. Ciencia y restauración del río Guadiamar, Abril 1998–Abril 2001. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 577 pp.

DOMÍNGUEZ, M.T., MARAÑÓN, T., MURILLO, J.M., SCHULIN, R., ROBINSON, B.H., 2008. Trace element accumulation in woody plants of the Guadiamar Valley, SW Spain: A large-scale phytomanagement case study. *Environ. Pollut*., 152, 50-59.

DULPHY, J.P., MARTIN-ROSSET, W., JOUANY, J.P., 1995. Ingestion et digestion compares des fourrages chez différentes espèces d'herbivores. INRA Prod. Anim., 8, 293-307.

FLETCHER, D.E., HOPKINS, W.A., SALDAÑA, T., BAIONNO, J.A., ARRIBAS, C., STANDORA, M.M., FERNÁNDEZ-DELGADO, C. 2006. Geckos as indicators of mining pollution. *Environ. Toxicol. Chem*., 25, 2432-2445.

GRIMALT, J.O., MACPHERSON, E., (Eds), 1999. The environmental impact of the mine tailing accident in Aznalcóllar (special volume), 242. *Sci. Total Environ*., pp. 1– 337.

HAPKE, H.J., 1984. The effects of metals on domestic animals. En: Merian, E. (Ed.). Metals in the environment. 181-194. Weinheim, Verlag Chemie, Berlín, (en Alemán).

KAN, C.A., MEIJER, G.A.L., 2007. The risk of contamination of food with toxic substances present in animal feed. *Anim. Feed Sci.Technol*., 133, 84-108.

LIU, Z.P., 2003. Lead poisoning combined with cadmium in sheep and horses in the vicinity of non-ferrous metal smelters. *Sci. Total Environ*., 309, 117-126.

LÓPEZ-PAMO, E., BARETTINO, D., ANTÓN-PACHECO, C., ORTIZ, G., ARRÁNZ, J.C., GUMIEL, J.C., MARTÍNEZ-PLEDEL, B., APARICIO, M., MONTOUTO, O., 1999. The extent of the Aznalcóllar pyritic sludge spill and its effects on soils. *Sci. Total Environ*., 242, 57-88.

MADEJÓN P., MURILLO J.M., MARANÓN T., CABRERA F., LÓPEZ R., 2002. Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcóllar mine spill (SW Spain). *Sci. Total Environ*., 290, 105-120.

MADEJÓN P., DOMÍNGUEZ M.T., MURILLO J.M., 2009. Evaluation of pastures for horses grazing on soils polluted by trace elements. *Ecotoxicol*., 18, 417-428.

MÁRQUEZ-FERRANDO, R., SANTOS, X., PLEGUEZUELOS, J.M., ONTIVEROS, D. 2009. Bioaccumulation of heavy metals in the lizard *Psammodromus algirus* after a tailing-dam collapse in Aznalcóllar (Southwest Spain). *Arch. Environ. Contam. Toxicol*., 56, 276-285.

MENARD, C., DUNCAN, P., FLEURANCE, G., GEOGES, J-Y, LILA, M., 2002. Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *J. Appl. Ecol*., 39, 120-133.

MADEJÓN, P., DOMÍNGUEZ, M.T., MURILLO, J.M., 2010. Seasonal and temporal evolution of nutrient composition of pastures grown on soils polluted by trace elements. *Span. J. Agric. Res.* (En prensa).

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL), 2005. Mineral tolerance of animals. National Academies Press, Washington, D.C., 496 pp.

PEARSON, E.G., ANDREASEN, C.B., 2001. Effect of oral administration of excessive iron in adult ponies. *J. Am. Vet. Med. Assoc*., 218, 400-404.

PRAT, N., TOJA, J., SOLÀ, C., BURGOS, M.D., PLANS, M., RIERADEVALL, M. 1999. Effect of dumping and cleaning activities on the aquatic ecosystems of the Guadiamar River following a toxic flood. *Sci. Total Environ*., 242, 231-248.

REEVES, P., CHANEY, R.L., 2008. Bioavailability as an issue in risk assessment and management of food cadmium: A review. *Sci. Total Environ*., 398, 13-19.

SOLÁ, C., BURGOS, M., PLAZUELO, A., TOJA, J., PLANS, M., PRAT, N. 2004. Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). *Sci. Total Environ*., 333, 109-126.

SOLÁ, C., PRAT, N. 2006. Monitoring metal and metalloid bioaccumulation in *Hydropsyche* (Trichoptera, Hydropsychidae) to evaluate metal pollution in a mining river. Whole body versus tissue content. *Sci. Total Environ*., 359, 221-231.

Madera quemada en incendios forestales como reservorio de nutrientes para el suelo en un gradiente altitudinal

MARAÑÓN-JIMÉNEZ[1], S., FERNÁNDEZ ONDOÑO, E.[2], CASTRO, J.[1]

[1] Departamento de Ecología, Universidad de Granada. e-mail de contacto: smaranon@ugr.es
[2] Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada.

Resumen
Habitualmente los trabajos realizados en España tras un incendio forestal suponen la corta y saca de los troncos quemados y la eliminación de ramas mediante quema o astillado. Esto supone la pérdida de gran cantidad de nutrientes potencialmente incorporables al ecosistema. Sin embargo apenas existen estudios que analicen el papel de la madera quemada como reservorio de nutrientes. En este trabajo se analizan las concentraciones de nutrientes (C, N, P, Ca, Mg, K, Na, Cu Fe, Mn, Zn) presentes en la madera quemada tras un incendio y en el suelo en cuatro parcelas situadas a lo largo de un gradiente altitudinal. Con ello se pretende: 1) Determinar la magnitud del reservorio de nutrientes contenido inicialmente en la madera quemada tras el incendio, 2) Analizar la variación en el contenido de nutrientes en la madera y el suelo a lo largo de un gradiente altitudinal, y 3) Determinar la importancia relativa de los nutrientes contenidos en la madera quemada respecto de la disponibilidad de éstos en el suelo. Los suelos del área estudiada presentaron un bajo contenido en micronutrientes, resultando en la mayoría de ellos en concentraciones limitantes para el desarrollo de la vegetación. Las concentraciones de nutrientes en la madera fueron, en general, menores a mayor altitud. Los micronutrientes se encontraron en concentraciones muy superiores en la madera respecto a las concentraciones disponibles en el suelo, siendo 179 veces superior para el caso del Zn, 136 para el Fe, 132 para el Na, 91 para el Cu y 76 para el Mn (ratio entre concentraciones de nutrientes en madera y concentraciones de nutrientes disponibles en el suelo promediadas entre las diferentes parcelas). Estos resultados muestran que la madera quemada dejada sobre el suelo constituye una importante fuente de nutrientes de liberación lenta. Esto permite la reincorporación de los nutrientes que contienen al ecosistema, los cuales saldrían del ciclo de nutrientes en el caso de ser retirados. Por tanto, los restos de madera quemada tras un incendio constituyen una herramienta de gran utilidad como reservorio natural de nutrientes para el ecosistema en regeneración.

Palabras clave
Nutrientes en madera, tratamientos forestales post-incendio, nutrientes en suelo, fertilidad de suelos forestales, gradiente altitudinal, material forestal.

1. Introducción

Después de perturbaciones de gran intensidad como los incendios forestales, el ecosistema presenta un estado profundamente transformado en el que abundan restos en pie de madera calcinada. Los trabajos forestales que se acometen en relación a los restos de madera quemada pueden ser potencialmente variados, si bien el procedimiento estandarizado en nuestro país es, en la mayor parte de los casos, la saca de la madera, a veces combinada

con el astillado de ramas y otros restos no aprovechables (INFOCA, 2004). Esto origina un paisaje en el que se cambia de una masa en pie con predominio de árboles calcinados a una superficie despejada de la que se ha eliminado la mayor parte de la biomasa. Las razones para acometer esta actuación son múltiples y dependen de las particularidades de cada región. Un condicionamiento importante en el ámbito internacional ha sido de índole económica, puesto que muchas masas arboladas, sean naturales, seminaturales o repobladas, están sujetas a explotación forestal, y suponen una actividad económica clave para ciertos países. Bajo esas circunstancias, la corta urgente de la madera quemada supone una operación de recuperación de parte del capital del bosque y de la inversión realizada por Estados o compañías (MCIVER & STARR 2000; VAN NIEUWSTADT et al. 2001; BROWN et al. 2003; LINDENMAYER & NOSS 2006). Sin embargo, para el caso concreto de España la extracción de la madera quemada supone en la mayoría de los casos un coste adicional inicial (BAUTISTA et al.2004, CASTRO et al. 2009a). Por otro lado, también existen razones selvícolas (facilidad de acceso para reforestaciones posteriores, reducir el riesgo de plagas, etc.) para la extracción de la madera tras un incendio.

Existe, sin embargo, un creciente número de estudios que muestran que esta práctica forestal puede suponer un importante impacto en los ecosistemas, en particular si se realiza a gran escala y con gran intensidad (BESCHTA et al. 2004; KARR et al. 2004; LINDENMAYER et al. 2004; LINDENMAYER & NOSS 2006; DELLASALA et al. 2006; DONATO et al. 2006). A pesar de la relevancia del tema para la gestión de los bosques y del conocimiento empírico acumulado por los técnicos, no ha sido hasta fecha reciente cuando se han iniciado investigaciones experimentales en las que se analiza el impacto de la extracción de la madera sobre diversos parámetros del ecosistema, como diversidad, capacidad de regeneración natural o erosión (MCIVER & STARR 2000; BAUTISTA et al. 2004; LINDENMAYER et al. 2004; BESCHTA et al. 2004). Desde una perspectiva ecológica los árboles quemados son claves para numerosos procesos naturales, y pueden ser necesarios para una adecuada restauración de la estructura y función del ecosistema (BROWN et al. 2003; LINDENMAYER et al. 2004; BESCHTA et al. 2004; DELLASALA et al. 2006; CASTRO et al. 2009b).

Durante un incendio forestal se volatilizan importantes cantidades de nutrientes contenidos en la madera y en el suelo (TRABAUD 1994; WHELAN 1995). Sin embargo, la madera quemada contiene aún una gran cantidad de nutrientes, lo que se debe tanto a su concentración, aún muy por encima de la que suele encontrarse disponible en los suelos, como por la biomasa de madera, lo que supone un reservorio de nutrientes de gran magnitud con la potencialidad de incorporarse poco a poco al suelo (BROWN et al. 2003, WEI et al. 1997). Esto repercute en la actividad de los organismos descomponedores del suelo, en las tasas de reciclaje de nutrientes, y en definitiva en al disponibilidad de nutrientes para las plantas. Para el caso de los pinares mediterráneos, que se asientan en muchos casos sobre suelos pobres, con gran demanda de nutrientes, estos aportes resultan especialmente importantes (COSTA-TENORIO et al. 1998).

Conocer el aporte potencial de nutrientes por parte de la madera quemada tras incendios forestales requiere por tanto estimar el reservorio de nutrientes contenido en la madera, así como su tasa de descomposición, y es un aspecto clave tanto para la gestión del monte como para valorar la capacidad de regeneración de la vegetación. La importancia de la madera muerta como reservorio de nutrientes se ha puesto de manifiesto en diferentes estudios (e.g.

IDOL et al. 2001; CLARK et al. 2002; GANJEGUNTE et al. 2004), pero el reservorio de nutrientes en la madera quemada ha sido mucho menos estudiado para ecosistemas mediterráneos.

El presente estudio tiene como objetivo el análisis del papel de la madera quemada como almacén de nutrientes, los cuales serán liberados paulatinamente al ecosistema a lo largo del proceso de descomposición y puestos en disposición para la vegetación. En concreto, se pretende: 1) Determinar el contenido de nutrientes inicial en la madera quemada tras el incendio, susceptible de ser retirado en las labores saca, y la importancia de ésta como reservorio de nutrientes, 2) Analizar la variación en el contenido de nutrientes a lo largo de un gradiente altitudinal, 3) Analizar la relación existente entre el contenido de nutrientes del suelo y de la madera tras el incendio. Este estudio aporta información para determinar la actuación de manejo de la madera quemada más idónea para la regeneración natural desde el punto de vista de los ciclos biogeoquímicos, con lo que suponen una herramienta útil en la toma de decisiones de cara a la gestión y restauración de áreas quemadas.

2. Metodología

Área de estudio

El lugar de estudio se localiza en el Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada, en un área afectada por un incendio ocurrido en Septiembre de 2005 ("incendio de Lanjarón", UTM 462673, 4094115). Dicho incendio afectó aproximadamente 1300 Ha de bosques de pinos de reforestaciones realizadas hace aproximadamente 40 años. El clima del área es Mediterráneo, con precipitaciones concentradas en primavera y otoño, alternando con veranos cálidos y secos. La precipitación media anual a 1500 m es de 466 mm, con una precipitación estival (Junio, Julio y Agosto conjuntamente) de 16 mm (datos climáticos procedentes de una estación meteorológica cercana a la zona de estudio, periodo 1988-2008). Son frecuentes las nevadas durante los meses más fríos de invierno, perdurando las nieves desde Noviembre a Marzo en cotas más altas. La temperatura media anual es de 11.9 ºC a 1652 m (información elaborada por la Agencia Estatal de Meteorología, periodo 1994-2008. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino) y 6.9 ºC a 2200 m (dato procedente de un sensor instalado en una torre de flujo turbulento a esta altitud).

Diseño experimental

Dentro del área de estudio, se seleccionaron cuatro parcelas de unas 25 Ha cada una situadas en un gradiente altitudinal comprendido entre los 1400 m y 2300 m (Cuadro 1). Las parcelas son homogéneas en cuanto a orientación (suroeste) e intensidad del fuego (alta intensidad). Ningún árbol sobrevivió al incendio en la zona seleccionada para el estudio. La vegetación actual está compuesta mayoritariamente por herbáceas con una cobertura de un 75% aproximadamente. Entre Enero y Marzo de 2006, (4-6 meses después del fuego) se estableció en un área de 1 ha aproximadamente en cada una de las parcelas un tratamiento de la madera quemada que denominaremos "Intervención Intermedia", consistente en el corte y desramado de aproximadamente el 90% de los árboles, troceando los árboles en 3-4 trozos, dejando toda la biomasa *in situ.* Estas zonas se encuentran rodeadas de un área en la que se aplicó un tratamiento de mayor intensidad de intervención, tradicionalmente utilizado por la administración, consistente en el corte y retirada de la totalidad de troncos y ramas.

Cuadro 1. *Características principales de las parcelas de estudio a lo largo de un gradiente altitudinal. 1. Altitud medida en el centro de la parcela. 2. Según Mapa Geológico. Hoja Lanjarón 1:50.000. Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Industria y Energía. (1979). 3. Según Mapa de Suelos. Hoja Lanjarón 1:100.000. Proyecto LUCDEME. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. (1993)*

Parcela 1	**Altitud[1]:** 1477 m **Pendiente:** 25-30% **Especie Forestal Dominante:** *Pinus pinaster* **Roca Madre[2]:** Unidad del Manto del Mulhacén: Micaesquistos epidóticos con turmalina, y distena ocasionalmente hacia la base, con gneises y mármoles con menas metálicas. **Tipo de suelo[3]:** Phaeozems háplicos, inclusiones de Cambisoles eútricos **Densidad aparente del suelo:** 1.25±0.06 g/cm^3
Parcela 2	**Altitud[1]:** 1698 m **Pendiente:** 25-35% **Especie Forestal Dominante:** *Pinus nigra* **Roca Madre[2]:** Unidad del Manto del Mulhacén: Micaesquistos feldespáticos y anfibólicos con cloritoide y estaurolita hacia la base **Tipo de suelo[3]:** Phaeozems háplicos, inclusiones de Cambisoles eútricos y húmicos **Densidad aparente del suelo:** 1.34±0.07 g/cm^3
Parcela 3	**Altitud[1]:** 2053 m **Pendiente:** 35% **Especie Forestal Dominante:** *Pinus sylvestris* **Roca Madre[2]:** Unidad del Manto del Veleta: Micaesquistos grafitosos con feldespato, cloritoide, biotita y granate **Tipo de suelo[3]:** Phaeozems háplicos, inclusiones de Cambisoles eútricos y húmicos **Densidad aparente del suelo:** 1.15±0.06 g/cm^3
Parcela 4	**Altitud[1]:** 2317 m **Pendiente:** 20% **Especie Forestal Dominante:** *Pinus uncinata* **Roca Madre[2]:** Unidad del Manto del Veleta: Micaesquistos grafitosos con feldespato, cloritoide, biotita, granate y cuarcitas feldespáticas **Tipo de suelo[3]:** Cambisoles húmicos y Phaeozems háplicos **Densidad aparente del suelo:** 1.18±0.04 g/cm^3

Nutrientes en madera

Tras el establecimiento del tratamiento de "Intervención Intermedia", se marcaron y recogieron de cada una de las parcelas unos 50 discos de madera de diámetro variable y 8-10 cm de grosor procedentes de los troncos de los árboles quemados. A éstos se les retiró la corteza y se secaron en estufa a 70 ºC hasta peso constante. De cada uno de los discos se extrajo una muestra homogénea de serrín fino (< 2 mm) procedente de toda la sección del disco para su análisis químico. Esto se realizó con la ayuda de una sierra de calar adaptada sin utilización de ningún tipo de lubricante que pudiese contaminar la muestra.

El análisis del porcentaje de Carbono y Nitrógeno de las muestras de serrín se realizó mediante un analizador elemental de macromuestra Leco TruSpec. El contenido en Fósforo de la madera se midió mediante espectrofotometría por el método del molibdovanadato (AOAC 1975). Los meso y micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Zn, Mg, Ca, Na y K) se determinaron por absorción atómica de la solución de cenizas vegetales (Métodos Oficiales de Análisis de Plantas, 1981). La humedad de cada muestra de serrín tras secado a 105 ºC se determinó mediante termobalanza de precisión con objeto de corregir las concentraciones de nutrientes respecto a condiciones homogéneas de humedad.

Nutrientes en suelo

En Junio de 2008, transcurridos dos años del incendio, se realizó un muestreo de suelos a lo largo de las parcelas de estudio. Las muestras se recogieron con ayuda de una barrena hasta una profundidad de 10 cm en zonas desprovistas de restos de madera, con objeto de que fuesen lo más parecidas posibles al suelo tras el incendio. Estas se tamizaron (< 2 mm), homogeneizaron y se pesaron en fresco y tras el secado en estufa a 60 ºC para la determinación de la humedad por gravimetría. La densidad aparente del suelo hasta los 10 cm de profundidad se calculó a partir del peso seco de la fracción < 2 mm y el volumen ocupado por esta fracción. Dicho volumen se obtuvo a partir de las dimensiones de la barrena descontando el volumen ocupado por la fracción > 2 mm.

El pH del suelo fue medido tras su agitación y decantación en agua destilada con un pHmetro (Crison micropH-2001) según el método estándar internacional ISO 10390 (1994) (PANSU & GAUTHEYROU, 2006). El Fósforo soluble en bicarbonato sódico se determinó por espectrofotometría mediante el método de Olsen (WATANABE & OLSEN 1965; Métodos Oficiales de Análisis de Aguas y Suelos, 1981). El contenido en Nitrógeno amoniacal y nítrico del suelo se obtuvo mediante destilación Kjeldhal (BREMNER & KEENELY, 1965). El análisis del porcentaje de Carbono y Nitrógeno de las muestras sólidas de suelo se realizó mediante un analizador elemental de macromuestra (autoanalizador Leco TruSpec). El contenido en meso y micronutrientes cambiables del suelo (Cu, Fe, Mn, Zn, Mg, Ca, Na, K) se determinó mediante desplazamiento de los cationes con acetato de amonio y posterior medida por absorción atómica. La Capacidad de intercambio catiónico se determinó tras la saturación del complejo de cambio del suelo de cationes Na^+ con acetato sódico y medida del Na liberado por absorción atómica tras el desplazamiento del mismo con acetato de amonio. Las concentraciones de nutrientes fueron referidas a suelo seco a 105 ºC, humedad que se determina mediante termobalanza de precisión (Leco TGA 701).

Reservorio de nutrientes

Con objeto de estimar el reservorio de nutrientes en la madera quemada, se calculó la biomasa de madera mediante ecuaciones de cubicación. Para ello se utilizó la media de las variables dasométricas de cada una de las parcelas (densidad, diámetro a la altura del pecho y altura) para el cálculo de la biomasa total aproximada por unidad de superficie mediante la herramienta de cálculo cubiFOR (CeseFor), url: http://cubifor.cesefor.com/. La biomasa correspondiente a las acículas no fue considerada en la estimación de la biomasa total existente tras el incendio, puesto que al ser material de fácil ignición, se consumió totalmente en el incendio. El dato obtenido permite extrapolar el reservorio de nutrientes por unidad de superficie para cada una de las parcelas.

El contenido de nutrientes en el suelo por unidad de superficie fue calculado para los primeros 10 cm superficiales. Para ello se utilizaron las concentraciones de nutrientes en el suelo y la densidad aparente en cada una de las parcelas.

Análisis de datos

Los datos de nutrientes de la madera y el suelo se han analizado con ANOVAs de una vía, con las diferentes parcelas de estudio como factor. La comparación de medias a posteriori

se ha realizado mediante test de mínima diferencia significativa de Tukey. El análisis estadístico de los datos fue realizado con el software JMP-SAS v.7.0.

3. Resultados

Nutrientes en madera

La concentración de nutrientes en la madera siguió el orden C>>N>Ca>K>Mg>P>Na>Mn>Fe>Zn>Cu, siendo casi el mismo para todas las parcelas. La concentración de nutrientes en la madera quemada difirió entre parcelas a excepción del Zn (Tabla 1). Los resultados obtenidos para el C muestran variaciones mínimas entre las parcelas, que no llegan a ser significativas. La concentración de N alcanzó los máximos valores en las parcelas 2 y 3 y los mínimos en las parcelas 1 y 4. El índice C/N de la madera fue más elevado en las parcelas 4 y 1 y el más bajo en la parcela 3. Para el caso del P, Ca y Mg, los valores resultaron inferiores en la madera quemada de la parcela 4 que en el resto de las parcelas (Tabla 1). Los nutrientes K, Na y Fe siguen un comportamiento similar entre sí, con un descenso de las concentraciones en la madera quemada a medida que aumenta la altitud de las parcelas. Por el contrario, el contenido en Mn es mayor en las parcelas más elevadas (Tabla 1). El Cu mostró concentraciones más bajas en las parcelas 1 y 4 y más altas en la parcela 2.

Tabla 1. *Concentración de nutrientes en la madera quemada en las cuatro parcelas de estudio. Para cada nutriente se analiza si las diferencias entre parcelas son estadísticamente significativas (ANOVA de una vía; g.l. =3, 186). Las medias de cada parcela diferentes entre sí tienen superíndices diferentes (test de Mínima Diferencia Significativa de Tukey, α =0.05)*

Nutrientes en Madera	**Parcela**				**F**	**P**
	1	**2**	**3**	**4**		
C (%)	50,49±0,08	50,60±0,08	50,63±0,07	50,37±0,07	2,435	0,0663
N (%)	0,163±0,004^{a}	0,187±0,006^{b}	0,189±0,005^{b}	0,155±0,005^{a}	11,841	≤0,0001
C/N	320,45±10.4^{a,b}	284,77±10,62^{b,c}	278,65±10,97^{c}	342,8±10.29^{a}	8,265	≤0,0001
P (ppm)	101,01±5,05^{a}	105,59±5,60^{a}	91,49±3,55^{a}	58,74±2,48^{b}	22,826	≤0,0001
Ca (ppm)	619,89±42,2^{a}	736,49±49,97^{a}	627,322±35,37^{a}	438,16±19,61^{b}	9,365	≤0,0001
Mg (ppm)	265,83±11,19^{a}	266,91±9,80^{a}	233,69±9,49^{a}	186,98±9,47^{b}	13,36	≤0,0001
K (ppm)	588,92±36,69^{a}	502,02±26,35^{a}	359,33±18,47^{b}	203,19±13,51^{c}	42,342	≤0,0001
Na (ppm)	69,35±4,43^{a}	51,55±2,43^{b}	40,32±2,56^{b,c}	31,03±2,38^{c}	27,759	≤0,0001
Fe (ppm)	14,254±2,343^{a}	7,820±1,21^{a,b}	7,136±1,212^{b}	4,853±1,025^{b}	5,174	0,0019
Mn (ppm)	29,41±1,94^{a}	29,47±1,56^{a}	43,39±2,36^{b}	67,04±3,25^{c}	54,891	≤0,0001
Zn (ppm)	5,075±0,642	4,429±0,493	5,302±0,562	3,870±0,515	1,242	0,2968
Cu (ppm)	1,165±0,068^{a}	1,664±0,118^{b}	1,353±0,086^{a,b}	1,145±0,072^{a}	5,67	0,001

Nutrientes en suelo

Las parcelas 1 y 2 mostraron los valores más altos de pH, seguidos de los valores de la parcela 3, y por último los valores más bajos de la parcela 4 (Tabla 2). El promedio de las concentraciones de nutrientes entre las diferentes parcelas siguió el orden C>N>Ca>Mg>K>NH_4^+>P>NO_3^->Mn>Na>Fe>Zn>Cu, con algunas diferencias entre parcelas en aquellos nutrientes de concentración intermedia como K, P, NH_4^+, NO_3^-, Na y Mn. La concentración de nutrientes cambiables en el suelo difirió entre las parcelas de estudio, a excepción de NH_4^+, K, Na, Cu, Fe y Zn (Tabla 2). Los porcentajes de C y N totales entre parcelas siguieron el mismo patrón que el contenido en materia orgánica del suelo, aumentando con la altitud, al igual que la Capacidad de Intercambio Catiónico y el NO_3^-. La mayor parte del N existente en el suelo se encuentra en forma orgánica y sólo alrededor de un 1% del N total en el suelo se encuentra en forma inorgánica. El índice C/N, indicativo del estado de descomposición de la materia orgánica en el suelo, tuvo valores más elevados en las parcelas 1 y 2, y más bajos en la parcela 3. Existe una tendencia de descenso en la concentración de Fe, Cu y Zn en la parcela situada a mayor cota. Por lo contrario, el Mn aumenta conforme al gradiente altitudinal (Tabla 2).

4. Discusión

Nutrientes en madera

El contenido de nutrientes en la madera resultó muy bajo en comparación con el rango de valores observados en otras especies y en otros estudios similares para madera de pino (GANJEGUNTE et al. 2004, MERINO et al. 2003). En el caso del P, K y micronutrientes, esto podría deberse a la baja disponibilidad de estos elementos en el suelo (Tabla 1). Además, las concentraciones de nutrientes en la madera fueron más bajas en la parcela de mayor elevación para todos los nutrientes, a excepción del Mn (Tabla 1). Los patrones de concentración Zn, Mn y Cu en la madera de las diferentes parcelas de estudio (Tabla 1) coinciden con los patrones de concentraciones de estos nutrientes cambiables en el suelo (Tabla 1) (KATYAL & RANDHAWA 1986). Las concentraciones de K, Mg y Ca en la madera responden a los valores de pH en el suelo (ARDUINI et al. 1997), cuya acidez se acentúa a nivel de las raíces, por lo que la disminución de su concentración a lo largo de las parcelas es también atribuible a la mayor acidez del suelo (Tablas 1 y 2).

La cantidad de nutrientes almacenados en la madera de las diferentes parcelas es de gran magnitud e importancia en el contexto de los ciclos biogeoquímicos (Tabla 3). Esta estimación se obtuvo como resultado de las concentraciones de nutrientes en la madera quemada (Tabla 1) y de la biomasa estimada en cada una de las parcelas (cubiFOR, Cesefor, url: http://cubifor.cesefor.com/). Este reservorio de nutrientes corresponde a la cantidad de cada uno de estos que sería retirada en el caso de la extracción de la madera tras el incendio, según las características dasométricas y la concentración de nutrientes de la madera en cada una de las parcelas de estudio.

Tabla 2. *Concentración de nutrientes en el suelo en las cuatro parcelas de estudio a lo largo del gradiente altitudinal. CIC= Capacidad de Intercambio Catiónico. V= Porcentaje de Saturación de Bases. Para cada nutriente se analiza si las diferencias entre parcelas son estadísticamente significativas (ANOVA de una vía; g.l. =3, 73). Las medias de cada parcela diferentes entre sí tienen superíndices diferentes (test de Mínima Diferencia Significativa de Tukey, α =0.05). Mat. Org., N y*

Parámetro/ Elemento en el Suelo	**Parcela**				**F**	**P**
	1	**2**	**3**	**4**		
pH	7,270±0,040[a]	7,282±0,049[a]	6,713±0,084[b]	5,581±0,101[c]	119,362	≤0,0001
CIC ($Cmol_c$/Kg)	5,592±0,256[a]	5,313±0,306[a]	4,633±0,313[a]	8,191±0,272[b]	26,375	≤0,0001
Mat. Org. (%)	3,339±0,186[a]	3,317±0,180[a]	3,573±0,179[a]	6,037±0,174[b]	54,131	≤0,0001
C total (%)	1,047±0,115[a]	1,168±0,105[a]	1,304±0,130[a]	2,981±0,088[b]	67,915	≤0,0001
N total (%)	0,062±0,007[a]	0,068±0,006[a]	0,094±0,006[b]	0,204±0,006[c]	112,405	≤0,0001
C/N	16,36±0,72[a]	17,42±0,68[a]	13,32±0,68[b]	14,65±0.68[a,b]	6.7736	0.0004
NH_4^+*(ppm)	3,957±2,945	5,642±3,532	7,232±3,696	3,770±3,570	0,224	0,8792
NO_3^-*(ppm)	1,311±1,006	2,683±1,342	3,462±1,162	5,818±1,508	2,247	0,0898
N_{inorg}/N_{total} (%)	1,214±0.655	1.780±0.638	0.954±0.622	0.461±0.622	0.758	0.5213
P*(ppm)	4,960±1,253[a,b]	1,874±0,149[a]	2,645±0,383[a]	5,396±0,589[b]	4,830	0,0040
Ca($Cmol_c$/Kg)**	3,238±0,244[a]	3,144±0,231[a]	1,705±0,231[b]	2,399±0,231[a,b]	9,130	≤0,0001
Mg($Cmol_c$/Kg)**	1,311±0,067[a]	1,044±0,064[b]	0,653±0,064[c]	0,720±0,064[c]	21,390	≤0,0001
K($Cmol_c$/Kg)**	0,0188±0,0016	0,0219±0,0015	0,0184±0,0015	0,0226±0,0015	2,051	0,1141
Na($Cmol_c$/Kg)**	0,00213±0,00071	0,00217±0,00067	0,00116±0,00067	0,00168±0,00067	0,4904	0,6900
G. Satur. (V) (%)	81,811±5,398[a]	82,596±5,121[a]	55,622±5,121[b]	38,886±5,121[b]	16,932	≤0,0001
Fe(ppm)**	0,059±0,029	0,089±0,034	0,091±0,034	0,025±0,015	1,181	0,3227
Mn(ppm)**	0,369±0,080[a]	0,356±0,052[a]	0,651±0,088[a,b]	0,953±0,167[b]	6,2545	0,0008
Zn(ppm)**	0,026±0,010	0,025±0,008	0,032±0,009	0,009±0,005	1,461	0,2321
Cu(ppm)**	0,015±0,007	0,017±0,008	0,014±0,007	0,005±0,005	0,552	0,6484

C referidos a concentraciones totales. El resto de nutrientes referidos a concentraciones extraíbles y cambiables ***

Nutrientes en suelo y relación con nutrientes en madera

Los valores de pH del suelo descienden a medida que aumenta la altitud de las parcelas (Tabla 2) pudiendo estar debido a las diferencias de litología, precipitaciones más abundantes que provocan el lavado de cationes y mayor contenido en materia orgánica cuya descomposición contribuye a la acidificación del suelo.

La mayor cantidad de MO presente en el suelo de la parcela más elevada (Tabla 2) puede deberse a una mineralización más lenta y predominio de los procesos de humificación (WESEMAEL 1993). Las menores temperaturas medias, mayor duración de la capa de nieve y condiciones meteorológicas más extremas condicionan una menor tasa de mineralización (BOHN et al. 1993, SILVER 1998). Además, esta parcela presenta condiciones especiales de

menor pendiente (Cuadro 1) e inexistencia de aterrazamientos, por lo que los procesos erosivos que contribuyan a la degradación del suelo se dan con menor intensidad (THOMAS et al. 1999). Todos estos factores contribuyen a la acumulación de la materia orgánica en los horizontes superficiales del suelo. Esto provoca un aumento de la CIC, y explicaría el mayor contenido en C total y N total en el suelo a mayor altitud (Tabla 2) (BOHN et al. 1993, ASHMAN & PURI 2002). El menor valor del índice N_{inorg}/N_{total} en las parcelas de mayor elevación (Tabla 2) es otro indicativo de la mayor proporción de N orgánico en esta parcela y el predominio de los procesos de humificación. Sin embargo, dadas sus características, cabría esperar un valor del índice C/N muy superior en la parcela de mayor elevación, y menores en las parcelas 1 y 2. Los valores de C/N inferiores a lo esperado podrían ser atribuibles a una mayor biomasa microbiana en esta parcela y en consecuencia mayor contribución de N orgánico presente en los microorganismos. A esto se añadiría la existencia en la parcela de mayor elevación de una comunidad vegetal más avanzada en la sucesión, adaptada a la mayor acidez y con índices de C/N más elevados que los de la vegetación herbácea y anual predominantes en parcelas inferiores (WESEMAEL 1993, BAUMANN 2006, MORO & DOMINGO 2000). En suelos típicos de bosques de coníferas, la naturaleza de la materia orgánica de altos índices C/N dificulta la descomposición, debido a la limitación de una fuente de N para los microorganismos que compense la menor relación de C/N existente en sus células. En esta situación, puede producirse la inmovilización de N inorgánico del suelo para suplir su demanda por los microorganismos (ASHMAN & PURI 2002, LEWIS 1986, STEVENSON & COLE 1986, KILLHAM 1994). Esta inmovilización puede provocar una limitación de N a corto plazo para la vegetación existente (ASHMAN & PURI 2002), lo que explicaría que el N en la madera siga un mismo patrón que el NH_4^+ presente en suelos, ya que al ser limitante, su concentración en la madera será reflejo de la existente en los suelos. Además, en la parcela 3, donde las concentraciones de N inorgánico en el suelo son ligeramente superiores y los índices C/N de la madera son por tanto inferiores, los valores del índice C/N en el suelo resultaron también más bajos. Los valores de NO_3^- en el suelo presentan un patrón inverso al pH (Tabla 2), puesto que a pH ácido, la protonación de las superficies coloidales provoca una atracción de este tipo de aniones (ASHMAN & PURI, 2002).

Las concentraciones de Ca, Mg, K y Na en suelo presentan un patrón similar entre parcelas como respuesta a los valores de pH del suelo, como se refleja en los valores más altos de las parcelas 1 y 2 y los más bajos en la parcela 3 (Tabla 2). Sin embargo, a pesar de la mayor acidez, estos nutrientes no aparecen en menores concentraciones en los suelos de la parcela 4, probablemente debido a que la limitación por la acidez del suelo se ve compensada por una mayor CIC y materia orgánica. El complejo de cambio se encuentra saturado en bases a excepción de la parcela situada a mayor altitud como se muestra en los valores del porcentaje de saturación (V) (Tabla 2), y concretamente en iones Ca^{2+} para el caso de las parcelas 1 y 2, en las que los valores de pH fueron más elevados. Las concentraciones de P también son más elevadas en la parcela 4 (Tabla 2), posiblemente también por la mayor CIC y MO. Por otro lado, los niveles de P en la parcela 1 resultaron más elevados de lo esperable, teniendo en cuenta el pH básico y la saturación en Ca^{2+} del complejo de cambio en esta parcela, que inducirían a la formación de complejos insolubles y, por tanto la reducción de su disponibilidad.

El Mn disponible también responde principalmente al pH, aumentando su disponibilidad a medida que disminuye el pH con la altitud (Tabla 2). La acidez desplaza el

equilibrio hacia Mn^{2+}, de forma disponible, mientras que la alcalinidad favorece la conversión del Mn hacia formas menos solubles (GODO & REISENAUER 1980). No obstante, los valores de Mn disponible son muy bajos y se encuentran por debajo del valor crítico para considerarlo deficiente (< 3,5 ppm) (KATYAL & RANDHAWA 1986). Esto podría explicar que los patrones de Mn en madera a lo largo de las parcelas sean reflejo del Mn disponible en los suelos. A pesar de que las diferencias entre las concentraciones de Cu, Fe y Zn entre parcelas no fueron significativas, los valores fueron más bajos para la parcela 4 en todos ellos (Tabla 2). Este resultado es opuesto a lo que cabría esperar, ya que su disponibilidad suele aumentar en suelos más ácidos con mayor materia orgánica. Esto podría deberse en parte a las diferencias en la litología de las parcelas de estudio, puesto que las parcelas a cotas inferiores cuentan en su litología con intrusiones de mármoles con menas metálicas (Mapa Geológico Escala 1:50.000, 1979). Las concentraciones disponibles en suelo y madera resultaron inferiores a los límites críticos para considerarlos deficientes (SHACKLETTE et al. 1978, SHACKLETTE & BOERNGEN 1984, KATYAL & RANDHAWA 1986, HOLMGREN et al. 1993). Esta limitación explica que los patrones de estos micronutrientes en madera entre parcelas sean un fiel reflejo de los disponibles en el suelo.

Dado que la densidad aparente del suelo no fue significativamente diferente entre las diferentes parcelas, el contenido en nutrientes del suelo por unidad de superficie sigue el mismo patrón entre las parcelas que las concentraciones. El contenido de nutrientes del suelo superó en todos los casos, a excepción del Na, a los nutrientes por superficie en la madera. (Tabla 3).

Papel de la madera quemada como reservorio de nutrientes

La concentración de nutrientes en la madera quemada siguió el orden C>>N>Ca>K>Mg>P>Na>Mn>Fe>Zn>Cu (Tabla 1). Este orden es muy parecido al existente en las concentraciones de nutrientes en suelo C>N>Ca>Mg>K>P>Mn>Na>Fe>Zn>Cu (Tabla 2), difiriendo con respecto a la madera en aquellos nutrientes de concentración intermedia (Mg, K, Na, Mn).

El índice de concentraciones de nutrientes en madera y suelo es indicativo de la importancia de la madera quemada como fuente de liberación progresiva de nutrientes al medio. Este índice siguió el orden Zn>Fe>Cu>Na>Mn>K>C>P>Mg>N>Ca (Tabla 3), siendo mayor (hasta 3 órdenes de magnitud) en el caso de los micronutrientes, por lo que cabe esperar que la presencia de la madera quemada influirá en gran medida las concentraciones de estos nutrientes en el suelo. Respecto a los macronutrientes, en los que este índice no resultó tan elevado (P, N, K, Mg, Ca) la presencia de la madera quemada también cobra gran importancia ya que representa un reservorio de gran magnitud de nutrientes imprescindibles para el desarrollo de la vegetación, que en las primeras etapas de la regeneración serán aún más demandados (LÓPEZ-SERRANO et al. 2005, MERINO et al. 2003).

Dada la relevancia de los aportes de nutrientes procedentes de la madera quemada al ecosistema que se pone de manifiesto en este estudio, la actuación forestal post-incendio más aconsejable desde el punto de vista biogeoquímico y de la recuperación natural de la fertilidad supone dejar la madera quemada *in situ,* permitiendo su descomposición y liberación progresiva de los nutrientes que contiene. Este tipo de actuación resulta especialmente

indicada en el caso de suelos pobres, como en este caso particular, y recomendable para promover la recuperación natural del ecosistema tras in incendio.

Tabla 3. Ratio de concentración de nutrientes en madera y suelo y magnitud del reservorio en el suelo y madera quemada por unidad de superficie (Kg/ha). Los datos se refieren al promedio de las 4 parcelas de estudio.

Elemento	Ratio de Concentraciones Madera/Suelo	Reservorio en Suelo (g/m^2)	Reservorio en Madera (g/m^2)
C	36.817	19752988,5	20135,31
N	2.037	1295103,08	70,68
P	30.546	4537,07612	4,01
Ca	1.223	3269,14808	26,47
Mg	2.241	1161,75114	10,33
K	53.061	25,2066407	20,20
Na	118.884	2,22583353	2,25
Fe	150.499	81,8975341	0,41
Mn	74.870	703,578662	1,29
Zn	242.010	28,391379	0,19
Cu	125.298	15,9082309	0,06

5. Conclusiones

Los suelos del área estudiada presentaron, en general, una baja disponibilidad de nutrientes. A raíz de la limitación de micronutrientes esenciales, las concentraciones de Cu, Zn y Mn de la madera resultaron ser reflejo de las concentraciones de estos micronutrientes disponibles en el suelo a lo largo de las diferentes parcelas.

Desde el punto de vista de la gestión forestal, los restos de madera dejados sobre el suelo permiten la reincorporación de los nutrientes que contienen al ecosistema, los cuales saldrían del ciclo de nutrientes en el caso de ser retirados. Este aporte de nutrientes es lento y progresivo y sus efectos se prolongan a medio y largo plazo. Su importancia radica en su escasez en el suelo en el caso de los micronutrientes y en la gran magnitud del reservorio en la madera en el caso de los macronutrientes (P, N, K, Mg, Ca), imprescindibles para el desarrollo de la vegetación. De esta manera, los restos de madera quemada tras un incendio constituyen una herramienta de gran utilidad como reservorio natural de nutrientes para el ecosistema en regeneración.

6. Agradecimientos

Agradezco al departamento de Edafología de la Universidad de Granada por el asesoramiento y uso de instrumental de laboratorio, a Enrique P. Sánchez-Cañete y Ramón Ruíz Puche por su trabajo en el campo, a Susana Hitos en los análisis de laboratorio y a

Gustavo Román Reche en la preparación las muestras de madera. Este trabajo ha sido financiado por los proyectos

7. Bibliografía

ASHMAN, M. R.; PURI, G. 2002. Essential of Soil Science. Blackwell Publishing.

ARDUINI, I.; KETTNER, C.; GODBOLD, D.L; ONNIS, A.; STEFANI, A. 1998. Ph influence on root growth and nutrient uptake of *pinus pinaster* seedlings. *Chemosphere.* 36: 4-5, 733-738

AOAC, Association of Official Analytical Chemists. 1975. Methods of analysis. (12th edn.), Washington, DC, USA.

BAUMANN, K.; RUMPELT, A.; SCHNEIDER, B.U.; MARSCHNER P.; HÜTTL, R.F. 2006. Seedling biomass and element content of *Pinus sylvestris* and *Pinus nigra* grown in sandy substrates with lignite. *Geoderma.* 136, 573–578

BAUTISTA S.; GIMENO T.; MAYOR A.G.; GALLEGO D. 2004. Los tratamientos de la madera quemada tras los incendios forestales. En: La gestión del bosque mediterráneo, 547-570. Eds. V.R. Vallejo, J.A. Alloza. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, Valencia.

BESCHTA R.L.; RHODES J.J.; KAUFFMAN B.; GRESSWELL R.E.; MINSHALL W.; KARR J.R., PERRY D.A.; HAUER F.R.; FRISSELL C.A. 2004. Post-fire management on forested public lands of the Western United States. *Cons. Biol.*18: 957-967.

BOHN, H. L.; MCNEAL, B. L.; O´CONNOR, G. A. 1993. Soil Chemistry. Ed. Wiley & Sons.

BREMMER, J. M.; KEENEY, D. R. 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium nitrate and nitrate. *Analytica Chimica Acta* 32: 485-495

BROWN J.K.; REINHARDT E.D.; KRAMER K.A. 2003. Coarse woody debris: managing benefits and fire hazard in the recovering forest. General Technical Report RMRS-GTR-105. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, rocky Mountain Research Station.

CASTRO J.; NAVARRO-CERRILLO R.; GUZMÁN J. R.; ZAMORA R.; BAUTISTA S. 2009a. La extracción de la madera quemada tras incendios forestales: ventajas e inconvenientes de una práctica forestal poco estudiada. *Revista Quercus* (en prensa).

CASTRO J.; SÁNCHEZ-MIRANDA A.; LORITE J.; ZAMORA R. 2009b. Resultados preliminares del efecto de los tratamientos selvícolas post-incendio relacionados con la madera quemada sobre el establecimiento de plantones de *Juniperus communis* L. en la alta montaña mediterránea. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 28: 31-36.

CLARK D.B.; CLARK D.A.; BROWN S.; OBERBAUER S.F.; VELDKAMP E. 2002. Stocks and flows of coarse woody debris across a tropical rain forest nutrient and topography gradient. *Forest Ecology and Management* 164: 237-248.

COSTA-TENORIO M.; MORLA C.; SAINZ-OLLERO H. 1998. Los bosques ibéricos. Ed. Planeta, Madrid.

DELLASALA, D. A., J. R. KARR, T. SCHOENNAGEL, D. PERRY, R. F. NOSS, D. LINDENMAYER, R. BESCHTA, R. L. HUTTO, M. E. SWANSON, AND J. EVANS. 2006. Post-fire logging debate ignores many issues. Science 314:51-52.

DONATO D.C.; FONTAINE J.B.; CAMPBELL J.L.; ROBINSON W.D.; KAUFFMAN J.B.; LAW B.E. 2006. Post-fire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 311: 352.

GANJEGUNTE G.K.; CONDRON L.M.; CLINTON P.W.; DAVIS M.R.; MAHIEU N. 2004. Decomposition and nutrient resease from radiata pine (*Pinus radiata*) coarse woody debris. *Forest Ecology and Management* 187: 197-211.

GODO, G. H.; REISENAUER, 1980 H. M. Plant effects on soil manganese availability, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 993.

HOLMGREN, G. G. S.; MEYER, M. W.; CAHNEY, R. L.; DANIELS, R. B., 1993.Cadmium, lead, zinc, copper and nickel in agricultural soils of the United States of America, *J. Environ. Quality*, 22, 335.

IDOL T.W., FIGLER R.A, POPE P.E. Y PONDER JR F. 2001. Characterization of coarse woody debris across a 100 year chronosequence of upland oak-hickory forests. *Forest Ecology and Management* 149: 153-161.

INFOCA. 2004. Plan INFOCA 2003, resumen de resultados. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. 2001 *Trace Elements in Soils and Plants*. 3rd ed. Ed. CRC Press. Boca Ranton, Florida.

KARR, J.R.; RHODES, J.J.; MINSHALL, G.W.; HAUER, F.R.; BESCHTA, R.L.; FRISSELL, C.A.; PERRY, D.A. 2004. The effects of postfire salvage logging on aquatic ecosystems in the American West. *BioScience* 54: 1029-1033.

KATYAL, J. C.; RANDHAWA, N. S. 1986 *Micronutrientes*. Boletin FAO, Fertilizantes y Nutrición Vegetal. Indian Council of Agricultural Research, Nueva Delhi, India.

KILLHAM, K. 1994. *Soil Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

LEWIS, O. A. M. 1986 *Plants and Nitrogen*. Edward Arnold, London.

LINDENMAYER D.B.; NOSS R.F. 2006. Salvage logging, ecosystem processes and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 20: 949-958.

LINDENMAYER, D.B.; FOSTER D.R.; FRANKLIN, J.F.; HUNTER, M.L.; NOSS, R.F., SCHMIEGELOW F.A. AND PERRY D. 2004. Salvage harvesting policies after natural disturbances. *Science* 303: 1303.

LÓPEZ-SERRANO, F. R., DE LAS HERAS, J., GONZÁLEZ-OCHOA, A. I., GARCÍA-MOROTE, F. A. 2005. Effects of silvicultural treatments and seasonal patterns on foliar nutrients in young post-fire *Pinus halepensis* forest stands. *Forest Ecology and Management*. 210, 321–336

Mapa Geológico. 1979. Hoja Lanjarón 1:50.000. Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Industria y Energía.

Mapa de Suelos. Proyecto LUCDEME. 1993. Hoja de Lanjarón-1042. Escala 1:100.000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Universidad de Granada.

MCIVER J.D.; STARR L. 2000. Environmental effects of post-fire logging: literature review and annotated bibliography. USDA Technical Report PNW-GTR-486.

MERINO, A.; REY, C.; BRAÑAS, J.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R. 2003 Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de Pinus radiata D. Don en Galicia. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For*. 12 (2), 85-98.

Métodos Oficiales de Análisis de Plantas, Ministerio de Agricultura y pesca. Orden de 17 de septiembre de 1981.

Métodos Oficiales de Análisis de Suelos y Aguas, Ministerio de Agricultura y Pesca. Orden de 17 de septiembre de 1981.

MORO, M. J.; DOMINGO, F. Litter decomposition in four woody species in a Mediterranean climate: weight loss, N and P dynamics. 2000. *Annals of Botany*. 86: 1065-1071.

PANSU, M.; GAUTHEYROU, J. 2006. *Handbook of Soil Analysis. Mineralogical, Organic and Inorganic Methods.* Springer, Montpellier.

SANDERS, J. R.; BLOOMFIELD, C. 1980. The influence of pH, ionic strength and reactant concentrations on copper complexing by humified organic matter, *J. Soil Sci.*, 31, 53.

SHACKLETTE, H. T.; BOERNGEN, J. G. 1984 Element concentration in soils and other surficial materials of the conterminous United States, *U. S. Geol. Surv*. Prof. Pap., 1270, 105.

SHACKLETTE, H. T.; ERDMAN, J. A.; HARMS, T. F. 1978. Trace elements in plant foostuffs, in *Toxicity of Heavy Metals in the Environment*, Part I, Oehme, F. W., Ed., Marcel Dekker, New York, 25.

SILVER, W. L. 1998. The potential effects of elevated CO_2 and climate change on tropical forest soils and biochemical cycling. *Climatic Change* 39 (2-3), 337-361

STEVENSON, F. J.; COLE M. A. 1999. *Cycles of soil.* Ed. John Wiley & Sons, Inc.

THOMAS, A. D.; WALSH, P. D. R; SHAKESBY, R. A. 1999. Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet Mediterranean environment of northern Portugal. *Catena* 36, 283–302

TRABAUD L. 1994. The effect of fire on nutrient losses and cycling in a *Quercus coccifera* garrigue (southern France). *Oecologia* 99: 379-386.

VAN NIEUWSTADT, M.G.L.; SHEIL D.; KARTAWINATA K. 2001. The ecological consequences of logging in the burned forest of east Kalimantan, Indonesia. *Conservation Biology* 15: 1183-1186.

WATANABE, S.; OLSEN, R. S. 1965. Test of an accorbic acid method for determining phosphorous in water and NaHCO3 extracts from soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 29: 677-678

WEI, X.; KIMMINS, J.P.; PEEL K.; STEEN, O. 1997. Mass and nutrients in woody debris in harvested and wildfire-killed lodgepole pine forests in the central interior of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 148-155.

WESEMAEL, B. 1993 Litter decomposition and nutrient distribution in humus profiles in some mediterranean forests in southern Tuscany. *Forest Ecology and Management,* 57: 99-114

WHELAN, R. J. 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press.

WHITE, J. G.; WELCH, R. M.; NORVELL, W. A. 1997. Soil zinc map of the ASA using geostatistics and geographic information systems, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 185.

Los suelos del entorno próximo de Las Tablas de Daimiel

JIMÉNEZ-BALLESTA, R.

1 Dpto. Geología y Geoquímica. Universidad Autónoma de Madrid

Resumen

Las Tablas de Daimiel constituyen la última representación de un ecosistema húmedo característico de la llanura central de la península ibérica. Se trata de un parque natural que generan los ríos Guadiana y Cigüela y su zona de confluencia, dando lugar (dentro de un dominio semiárido), a un ecosistema singular acuático y subacuático, de una gran riqueza ecológica. Sin embargo, a pesar de la importancia de este ecosistema, apenas se han realizado estudios sobre la caracterización de sus suelos. Además, en las últimas décadas, la expansión de la agricultura, (especialmente dedicada al regadío), ha generado procesos de degradación de los mismos. Consecuentemente, las medidas concretas de gestión y de predicción de los efectos ecológicos derivados de los cambios de uso y gestión de los suelos de este territorio, no deben haber sido avalados por conocimientos edáficos. El objeto de este trabajo es precisamente llevar a cabo la caracterización morfológica, química y fisicoquímica de los suelos. De este estudio se desprende que la dinámica fundamental que rige la tipología y propiedades generales de los suelos más característicos de las Tablas de Daimiel tiene que ver, por una parte, con la hidromorfía ocasionada en la confluencia de los ríos Guadiana y Cigüela; por otra, que se asienta sobre un sustrato calizo (y duro en bastantes ocasiones). Indirectamente este sustrato calizo actúa como verdadera esponja, que se empapa cuando rebosa el acuífero, generando justamente procesos de hidromorfía. Si no se tiene en cuenta las propias Tablas de Daimiel, los suelos del entorno próximo de las mismas, "sensu estricto", no son divergentes de los que hay en La Mancha.

Palabras clave

Suelos, Tablas Daimiel.

Abstract

The Tablas de Daimiel is the ultimate representation of a typical wetland ecosystem of the central plain of the Iberian Peninsula. It is a natural park that generate the rivers Guadiana and Cigüela in its confluence zone, leading (in a semi-arid domain), a unique aquatic ecosystem, of great ecological wealth. However, despite the importance of this ecosystem, scarce studies have been conducted on the characterization of soils. Moreover, in recent decades, the expansion of agriculture (especially dedicated to irrigation), has generated degradation processes of these soils. Consequently, concrete measures for management and prediction of ecological effects arising from changes in use and soil management of this territory, nor have they been endorsed by soil knowledge. The purpose of this work is to carry out the study of the morphology, chemical and physico-chemical analysis of soils. This study shows that the fundamental dynamic governing the types and general properties of soils typical of the Tablas de daimiel deals, first with the hydromorphic caused at the confluence of the rivers Guadiana and Cigüela; on the other, which sits on a limestone substrate (and hard on many occasions). Indirectly, this substrate acts as a true calcareous sponge, soaking up when the aquifer is full,

generating just hydromorphic processes. If you do not take into account the own tables, soils in the immediate environment of the same, “strict sense”, are not divergent those in La Mancha.

Key words
Soils, Tablas Daimiel

1. Introducción

Situado dentro de la provincia de Ciudad Real, las tablas de Daimiel ocupan un territorio que se extiende siguiendo una dirección NE-SO, junto a los Montes de Toledo. Aunque hoy día su extensión se ha visto seriamente reducida, en el pasado reciente alcanzó las 15.000 has (Sánchez-Carrillo et al., 2000, 2001 y 2004).

Se ha dicho, y es verdad, que las denominadas Tablas de Daimiel son el último representante de un ecosistema denominado tablas fluviales; constituyen un ecosistema húmedo característico de la llanura central de la península ibérica, que generan los ríos Guadiana y Cigüela en su zona de confluencia, dando lugar (dentro de un dominio semiárido), a un ecosistema singular acuático y subacuático, de una gran riqueza ecológica. Realmente conforma un sistema poco frecuente tanto en la Península Ibérica como en otras partes del mundo (Álvarez-Cobelas et al. 1996, 1998 y 2001).

En las últimas décadas, la expansión de la agricultura, (especialmente la dedicada al regadío, o bien la expansión de la población y la transformación del paisaje en zonas urbanas y periurbanas), han generado procesos de degradación de suelos. Esta preocupación es palpable en el caso del Parque Natural de Las Tablas de Daimiel, ya que sus suelos (especialmente los del entorno próximo) han sufrido un cambio de uso, al ser intensamente regados para incrementar sustancialmente la productividad de cultivos.

El equilibrio ecológico de Las Tablas está seriamente amenazado. Los conflictos entre conservación, uso y gestión de su medio físico ha motivado el interés de numerosos investigadores y cierta alarma social. Así, ya en 1956, se puso en marcha un gran proyecto de desecación que afectó a más de 30.000 hectáreas de las cuencas de los ríos Guadiana, Záncara y Gigüela. En los años 60 se aceleraron las obras de canalización de los ríos manchegos desecando la zona. En los 70 se produjo una extensión de los regadíos reduciendo los recursos hídricos del subsuelo. Afortunadamente, fue declarado, en 1973, Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, reserva de la Biosfera en el 1981 e incluido dentro del Convenio Ramsar en el año 1982. En 1980 se reclasifica. Posteriormente, en 1981, se incluye en el Programa MaB (Hombre y Biosfera) al declarar a La Mancha Húmeda como Reserva de la Biosfera. Finalmente, en 1982, se reconoce como Humedal de importancia Internacional por el Convenio Ramsar y en 1988 se califica como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA).

El equilibrio del hombre con el humedal se rompió hace unas décadas. Las actuaciones para desecar La Mancha húmeda precedieron a la explotación desmesurada de los recursos hídricos almacenados desde hace siglos en el subsuelo. De este modo, el Parque ha

sufrido una serie de cambios, fruto de conjunción de factores, entre los que cabe destacar la agricultura de regadío que ha llevado consigo la sobreexplotación del acuífero que alimenta Las Tablas. Cambio que tiene cierto carácter irreversible.

El medio Físico

El territorio se ubica en la cuenca alta del río Guadiana, entre los términos municipales de Daimiel, Villarrubia de los Ojos, Malagón, Fuente del Fresno, Torralba de Calatrava, Villarta de S. Juan y Manzanares. No tiene límites precisos, si bien se pueden establecer las coordenadas 39º 00´y 39º 20´de latitud norte y 3º 15´y 3º 50´de longitud oeste como posibles límites. Las cotas entre las que se sitúa su topografía oscilan entre 600 y 650 m. aproximadamente.

La cuenca alta del Guadiana corresponde, geológicamente, a una depresión morfoestructural situada entre las unidades Montes de Toledo al norte, Campos de Calatrava al oeste y Sierra Morena oriental al sur (Pérez González, 1996). Los materiales de relleno dominantes de la Tablas corresponden al Mioceno y Plioceno: son calizas y margas, del Plioceno Superior, que aparecen recubiertas por costras calcáreas y materiales aluviales procedentes del Cuaternario. Los espesores de las calizas varían entre 30 y 100 metros. A techo de esta unidad carbonatada, Molina (1975) cita la aparición de costras calcáreas locales. La karstificación de los materiales carbonatados ha generado unas estructuras geomorfológicas dominantes, tipo dolinas y uvalas, cuyos hundimientos han dado lugar a zonas endorreicas. Las formaciones cuaternarias son: abanicos fluviales, coluviones, depósitos aluviales y rellenos de dolinas. Apenas se forman terrazas, debido al lento discurrir de sus aguas. Finalmente es importante destacar ciertas formaciones paleoclimáticas; son cordones de dunas que fueron arrastrados a esta zona por viento, (Portero y Ramírez 1988).

Las Tablas se hallan entre las isotermas de 12 y 14ºC y entre las isoyetas de 400 y 500 mm anuales de lluvia (De León et al., 1988). Los datos de la estación meteorológica de Ciudad Real (por tratarse de una estación cercana), señalan que la pluviosidad media es de 370,6 mm y la temperatura media anual es de 14.4ºC. Según Álvarez-Cobelas y Verdugo (1996), la precipitación media anual en Daimiel alcanza los 396 mm, mientras que la caída sobre las Tablas es de 407 mm. La ETP asciende a 778 (De León et al., 1988).

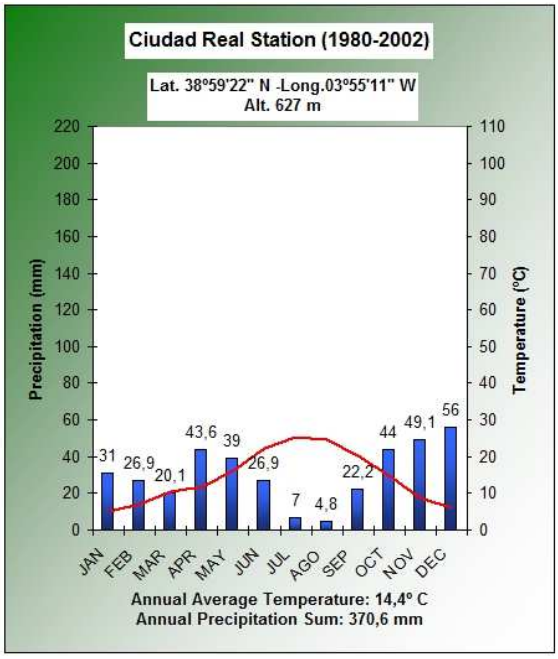


Figura 1. Datos y diagrama climáticos de la estación de ciudad real

Dentro del territorio que ocupa el Parque se puedan observar diversas formaciones vegetales (Cirujano 1996 y 2000; Cirujano et al , 1996 y 2007), que van desde el bosque mediterráneo hasta la vegetación propia del río, pasando por saladares, bosques de ribera, tarayales y zonas con amplios masegares, carrizales y praderas de algas que dan especial valor a este espacio protegido. Sin embargo, las actividades agrícolas que se llevan a cabo en el entorno de las tablas (similar al que sucede en otras zonas de la llanura manchega) ha deteriorado este esquema vegetal. Se estima que existen hasta cerca de 30000 pozos. Para la cuenca alta del Guadiana, Tarjuelo (1998) señala que el 73% de las tierras son labradas, de las que 65% son cultivos herbáceos, 35% viñedo y 5 % olivar.

2. Objetivos

Pues bien, a pesar de la importancia de este ecosistema, apenas se han realizado estudios sobre la caracterización de sus suelos Almendros (1981), Almendros et al (1982), Carlevaris et al. (1992), De la Horra (1996), González-Quiñones (2006) y De La Horra et al. (2008), Consecuentemente las medidas concretas de gestión y de predicción de los efectos ecológicos derivados de los cambios de uso y gestión de los suelos, (sobre todo en las últimas décadas) no deben haber sido avalados por conocimientos edáficos.

El objeto de este trabajo es precisamente llevar a cabo la caracterización morfológica, química y fisicoquímica de los suelos especialmente en las zonas en las que está previsto realizar medidas de conservación.

3. Metodología

Los trabajos de campo se han llevado a cabo durante los meses de julio y agosto de 2009. Se han descrito un total de 24 perfiles, El número de horizontes por perfil ha sido variable, como era de esperar. El número de muestras total ha sido de 71. La apertura de los

perfiles se realizó previo reconocimiento general del área y en función de los objetivos previstos. La descripción macromorfológica se ha llevado a cabo según FAO (1977) y FAO (2006).

Los análisis efectuados han sido: pH (H_2O), pH (KCl), conductividad eléctrica, materia orgánica, textura, carbonatos, caliza activa, N, P, capacidad de cambio y cationes de cambio. Para llevar a cabo estos análisis se han seguido técnicas habituales, tal y como figuran en SCS-USDA (1972), Burt (2004) del NRCS-USDA; FAO-ISRIC-ISSS (2006) y Van Reuwijk (2006).

4. Resultados y discusión

En las tablas 1 a 6 aparecen los resultados de algunos perfiles seleccionados de entre los 24 suelos analizados.

Tabla 1. Datos analíticos de los horizontes del perfil 3

Hor.	Prof. (cm)	MUESTRA Nº	Grado disper.	ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO (%)			Clase textural
				Arena	Limo	Arcilla	
Ap		8	Aceptable	48.1	38.8	13.1	Fr
Ckm		9					
R							

Hor	MUESTRA Nº	pH (H_2O)	pH (KCl)	C.E. (dS/m)	M.O (%)	N (%)	C/N	P_2O_5 (mg/100g)
Ap	8	7.54	7.15	0.129	2.88	0.153	10.93	3.28
Ckm	9	7.96	7.91	0.108				
R								

Hor.	MUESTRA Nº	$CaCO_3$		V (%)	CIC (cmol(+)/Kg)	Bases de cambio (cmol(+)/Kg)			
		Total	Activo			Ca	Mg	Na	K
Ap	8	17.71	8.06	100	7.23	34.81	4.17	0.68	0.61
Ckm	9	80.72							
R									

Tabla 2. Datos analíticos de los horizontes del perfil 6.

Hor.	Prof. (cm)	MUESTRA Nº	Grado disper.	ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO (%)			Clase textural
				Arena	Limo	Arcilla	
Ap	0-40	16	Escaso	59,2	25.0	15,8	Fr-Are
C1km	40-58	17	Escaso	54.6	18.1	27.3	Ac-Are
C2g	58-88	18	Escaso	63.3	5.6	31.1	Fr-Ac-Are
C3kg	>88	19	Escaso	59.2	3.7	37.1	Ac-Are

Hor	MUESTRA Nº	pH (H_2O)	pH (KCl)	C.E. (dS/m)	M.O (%)	N (%)	C/N	P_2O_5 (mg/100g)
Ap	16	7.53	7.19	0.421	1.80	0.100	10.44	2.80
C1km	17	7.53	7.43	2.090	0.71			2.11
C2g	18	7.61	7.43	1.808				
C3kg	19	7.91	7.56	1.508				

Hor.	MUESTRA Nº	$CaCO_3$		V (%)	CIC (cmol(+)/Kg)	Bases de cambio (cmol(+)/Kg)			
		Total	Activo			Ca	Mg	Na	K
Ap	16	11.60	6.77	100	5.82	32.06	1.98	0.54	0.87
C1km	17	28.51	5.16	100	6.73	33.47	1.83	0.58	0.88
C2g	18	20.85							
C3kg	19	37.08							

Tabla 3. Datos analíticos de los horizontes del perfil 8.

Hor.	Prof. (cm)	MUESTRA Nº	Grado disper.	ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO (%)			Clase textural
				Arena	Limo	Arcilla	
Ap	0-26	23	Aceptable	89,2	5.0	5,8	Are
C1	26-70	24	Aceptable	77,2	12.0	10,8	Fr-Are
C2	>70	25	Aceptable	89,7	5.0	5,3	Are

Hor	MUESTRA Nº	pH (H_2O)	pH (KCl)	C.E. (dS/m)	M.O (%)	N (%)	C/N	P_2O_5 (mg/100g)
Ap	23	7.66	7.26	0.138	0.54	0.039	8.18	1.75
C1	24	7.99	7.52	0.247	0.12			0.88
C2	25	8.00	7.68	0.139				

Hor.	MUESTRA Nº	$CaCO_3$		V (%)	CIC (cmol(+)/Kg)	Bases de cambio (cmol(+)/Kg)			
		Total	Activo			Ca	Mg	Na	K
Ap	23	3.10	3.0	100	2.43	7.16	0.32	0.30	0.34
C1	24	14.06		100	1.77	6.80	0.51	0.33	0.28
C2	25	14.19							

Tabla 4.Datos analíticos de los horizontes del perfil 16

Hor.	Prof. (cm)	MUESTRA Nº	Grado disper.	ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO (%)			Clase textural
				Arena	Limo	Arcilla	
Ah1	0-32	48	Escasa	14,2	65	20,8	Fr-Li
Ah2	32-59	49	Moderada	44,2	45	10,8	Fr
Ah3	59-118	50	Moderada	49.2	30	20.8	Fr-Ac
2Ck	>118	51	Escasa	44.2	20	35.8	Fr-Ac

Hor	MUESTRA Nº	pH (H_2O)	pH (KCl)	C.E. (dS/m)	M.O (%)	N (%)	C/N	P_2O_5 (mg/100g)
Ah1	48	7.48	7.46	1.648	1.71	0.096	10.38	3.37
Ah2	49	7.74	7.60	1.606	3.39	0.178	11.06	1.80
Ah3	50	7.69	7.54	1.639	0.95	0.034	27.98	
2Ck	51	7.77	7.68	1.463				

Hor.	MUESTRA Nº	$CaCO_3$		V (%)	CIC (cmol(+)/Kg)	Bases de cambio (cmol(+)/Kg)			
		Total	Activo			Ca	Mg	Na	K
Ah1	48	57.35	6.61	100	11.50	56.89	0.88	0.65	0.43
Ah2	49	29.69	4.03	100	14.77	48.65	5.88	0.55	0.42
Ah3	50	34.12		100	12.56	45.71	4.25	0.74	0.56
2Ck	51	75.57							

Tabla 5. Datos analíticos de los horizontes del perfil 20

Hor.	Prof. (cm)	MUESTRA Nº	Grado disper.	ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO (%)			Clase textural
				Arena	Limo	Arcilla	
H1	0-18	58	Moderada	12.1	61.5	26.4	Fr-Ac-Li
2Ck	18-36	59	Escasa	13.4	65.9	20.7	Fr-Ac-Li
3H2	36-72	60	Escasa	14.2	60.0	25.8	Fr-Li
3Cg	>72	61	Escasa	5.2	79.1	15.7	Fr-Li

Hor	MUESTRA Nº	pH (H_2O)	pH (KCl)	C.E. (dS/m)	M.O (%)	N (%)	C/N	P_2O_5 (mg/100g)
H1	58	7.11	7.01	1.754	16.93	0.841	11.69	2.79
2Ck	59	7.70	7.59	1.881	1.04			
3H2	60	7.44	7.37	2.540	15.34	0.764	11.67	
3Cg	61	7.64	7.53	2.160	0.41			

Hor.	MUESTRA Nº	$CaCO_3$		V (%)	CIC (cmol(+)/Kg)	Bases de cambio (cmol(+)/Kg)			
		Total	Activo			Ca	Mg	Na	K
H1	58	32.55	3.45	100	23.90	42.87	4.81	0.98	1.40
2Ck	59	68.24		100	12.54	43.23	5.47	0.77	1.36
3H2	60	33.62							
3Cg	61	33.03							

Los suelos presentes en la zona pertenecen a tres órdenes de Soil Taxonomy (tabla 6): Entisoles que incluyen Psamment (Xeropsamment) y Orthent (Xerorthent); Inceptisoles que incluyen Xerepts (Calcixerepts y Haploxerept); e Histosoles (Hemist, en concreto Haplohemist). Predominan los Entisoles e Inceptisoles.

Los Grupos principales de suelos inventariados obtenidos por aplicación de la clasificación de suelos propuesta por FAO-ISRIC-ISSS (2006) son, (tabla 6), Calcisoles (muchos de ellos pétricos); también hay Cambisoles, Arenosoles, Histosoles y Regosoles. Dominan en extensión los Calcisoles.

Tabla 6. Clasificación de los suelos estudiados por Soil Taxonomy y FAO-ISRIC-ISSS.

PERFIL Nº	CLASIFICACIÓN SOIL TAXONOMY	CLASIFICACIÓN FAO-ISRIC-ISSS
1	PETROCALCIC CALCIXEREPT	EPIPETRIC CALCISOL (SKELETIC, SILTIC)
2	TYPIC HAPLOXEREPT	HAPLIC CAMBISOL (CALCARIC, CLAYIC)
3	PETROCALCIC CALCIXEREPT	ENDOPETRIC CALCISOL (SKELETIC, SILTIC)
4	PETROCALCIC CALCIXEREPT	EPIPETRIC CALCISOL (SKELETIC, NOVIC)
5	PETROCALCIC CALCIXEREPT	ENDOPETRIC CALCISOL (CHROMIC, NOVIC)
6	AQUIC CALCIXEREPT	ENDOGLEYIC CALCISOL (TAKYRIC, CLAYIC)
7	TYPIC XEROPSAMMENT	HAPLIC ARENOSOL (CALCARIC, NOVIC)
8	TYPIC XEROPSAMMENT	HAPLIC ARENOSOL (CALCARIC, NOVIC)
9	PETROCALCIC CALCIXEREPT	EPIPETRIC CALCISOL (SKELETIC, NOVIC)
10	PETROCALCIC CALCIXEREPT	ENDOPETRIC CALCISOL (CLAYC, NOVIC)
11	PETROCALCIC CALCIXEREPT	EPIPETRIC CALCISOL (SKELETIC, ARENIC)
12	PETROCALCIC CALCIXEREPT	ENDOPETRIC CALCISOL (SKELETIC, ARENIC)
13	TERRIC HAPLOHEMIST	RHEIC HISTOSOL (CALCARIC, NOVIC)
14	PETROCALCIC CALCIXEREPT	EPIPETRIC CALCISOL (SKELETIC, CLAYIC)
15	LITHIC HAPLOXEREPT	LEPTIC CAMBISOL (CALCARIC, SKELETIC)
16	HUMIC HAPLOXEREPT	HAPLIC REGOSOL (CALCARIC, HUMIC)
17	TYPIC CALCIXEREPT	LEPTIC CACISOL (SKELETIC, ARENIC)
18	PETROCALCIC CALCIXEREPT	EPIPETRIC CALCISOL (SKELETIC, CLAYIC)
19	TYPIC HAPLOXEREPT	LEPTIC CAMBISOL (CALCARIC, CLAYIC)
20	FLUVAQUENTIC HAPLOHEMIST	RHEIC HISTOSOL (CALCARIC, NOVIC)
21	LITHIC CALCIXEREPT	HIPERCALCIC CALCISOL (LEPTIC, SILTIC)
22	LITHIC HAPLOXEREPT	LEPTIC CAMBISOL (CALCARIC, SILTIC)
23	TYPIC XERORTHENT	REGOSOL (CALCARIC, SKELETIC)
24	PETROCALCIC CALCIXEREPT	ENDOPETRIC CALCISOL (SKELETIC, CLAYIC)

La dinámica fundamental que rige la tipología y propiedades generales de los suelos más característicos de las Tablas de Daimiel tiene que ver, por una parte, con la hidromorfía ocasionada en la confluencia de los ríos Guadiana y Cigüela; por otra, que se asienta sobre un

sustrato calizo (y duro en bastantes ocasiones). Indirectamente este sustrato calizo actúa como verdadera esponja, que se empapa cuando rebosa el acuífero, generando fenómenos de hidromorfía. Sin embargo, si hablamos de los suelos del entorno próximo de Las Tablas, entonces esta singularidad que imprime la hidromorfía pierde importancia, mientras que el material calizo impone el carácter fundamental. Es lo que sucede con otros suelos desarrollados en el vasto territorio manchego. Por ello son similares a los de otras zonas de La Mancha ya que, además, otros factores formadores son idénticos: climáticamente domina un régimen de humedad xérico (el áquico solo existe en el las zonas inundadas); la topografía es plana u ondulada; y la vegetación es similar: bosque mediterráneo con encinas (adehesados o simplemente como testimonios), si bien hoy día están sometidos a cultivo.

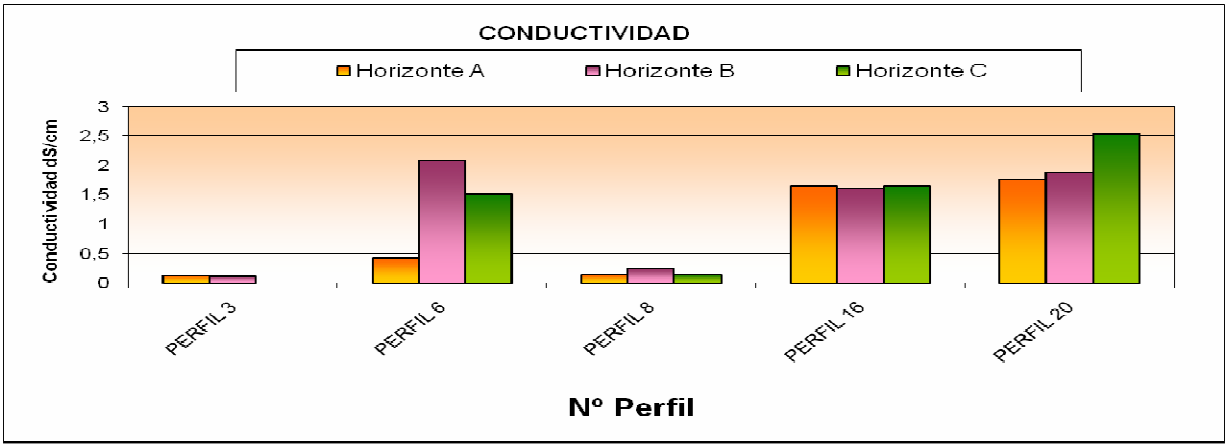
Los suelos del Parque Natural de Las Tablas de Daimiel, "sensu lato", no son divergentes de los que hay en La Mancha. Sin embargo, la singularidad edáfica de Las Tablas "sensu stricto" viene definida por la permanencia y profundidad del agua, el tipo de vegetación asociada, así como por su posible salinidad. La diferencia fundamental reside en que las zonas inundadas tienen rasgos de hidromorfía, acumulación de materia orgánica y cierta salinidad (de hecho cuando se produce la desecación de las mismas generalmente conlleva aumento de salinidad). El contraste entre ambas zonas (húmedas vs no húmedas) es evidente: vida vegetal intensa vs paisaje seco.

Los suelos más representativos de Las Tablas, formados en las en las zonas encharcadas (perfiles 6, 20 y 16, tablas 3, 5 y 6), dónde se produce la confluencia de aguas subterráneas y superficiales, son producto de la hidromorfía y del crecimiento permanente de vegetación hidrófila acomodada. De este modo, el relleno de la llanura aluvial a base de depósitos de limos y arcillas, presenta un alto contenido en materia orgánica, constituyendo suelos turbosos. De hecho, en las zonas aluviales más altas, que no recibieron este aporte de aguas freáticas, no se formaron tales suelos turbosos.

Los suelos turbosos manifiestan escasa actividad biológica. Por lo que el proceso de formación de la turba es lento. Son interesantes geológicamente, botánicamente, palinológicamente y agroquímicamente, además de edáficamente. En estos suelos, las condiciones del medio generan un desequilibrio en la mineralización, por lo que si la acumulación de restos orgánicos continua, entonces la acumulación de materia orgánica aumenta, a la vez que la humificación puede ser lenta.

Característico de algunos suelos, (sobre todo en el entronque hidromorfo con el no hidromorfo) es la posible presencia de sales (figura 2), acumuladas por reconcentración en periodos secos. Esta salinidad se atribuye a la entrada de agua del Cigüela, (que, según parece, fue más intensa anteriormente), aunque ciertamente su dinámica se intensifica cuando el nivel freático disminuye. Adicionalmente, y con posterioridad, si son regadas para el cultivo, pueden provocar un incremento en salinidad en los suelos (figuras 2).

Figura 2. Variaciones de la conductividad eléctrica



Otra característica de los suelos del Parque es la de presentar horizontes petrocálcicos (perfil 3, tabla 1). La formación de las costras las atribuye Molina (1976) a una deforestación intensa y posterior erosión de los horizontes superficiales del suelo, provocando que los horizontes profundos del suelo emergieran a superficie.

Otro grupo de suelos se han generado a partir de un sustrato litológico de naturaleza muy diferente. Nos referimos a los cordones dunares, formados por arenas fundamentalmente. Se trata de Arenosuelos o similares (perfil 8, tabla 4), dominados por una textura arenosa y lo que ello conlleva: drenaje favorable, escasa consistencia, bajos niveles de fertilidad etc. Garcia-Antón et al., (1986), indican una fase de deforestación en la base del periodo subatlántico (2300-2500 años) y pudiera que las dunas fueran de esa fase más seca y fresca. Aceptamos que estos suelos son, por tanto, relativamente jóvenes.

5. Conclusiones

La mayoría de los suelos presentan un horizonte superficial de tipo Ap, consecuencia del uso agrícola a que han sido sometidos. Son abundantes los horizontes petrocálcicos, de forma que no es extraño encontrar fragmentos de horizonte petrocálcico, generalmente desordenados, debajo del horizonte Ap. Es frecuente tener un contacto lítico dentro de los 100 primeros centímetros de profundidad del suelo. Son frecuentes las texturas francas, arcillosas e incluso limosas. Existen texturas arenosas en algunos suelos. El contenido en carbono orgánico decrece normalmente con la profundidad del perfil, salvo en los suelos turbosos en los que oscila con dicha profundidad. Las conductividades eléctricas no son altamente significativas, si bien confieren, en algunos suelos problemas de dispersión, de competencia por el agua etc.. Este problema generado por la presencia de sales (en contenidos bajos a medios) es apreciado en un número significativo de suelos estudiados; es un factor variable que depende de otros factores, pero fundamentalmente de la proximidad a las Tablas ss. Se advierte también posibles incrementos de salinidad por efecto del riego. En ningún caso hay alcalinización. El nivel de fertilidad, en general es aceptable para los cultivos habituales del lugar, si bien los contenidos en P son bajos. Pueden existir posibles desequilibrios debidos a las relaciones Ca/K en el complejo de cambio.

6. Agradecimientos

Al organismo Parques Naturales y a Tragsa, por la ayuda recibida.

7. Bibliografía

ALMENDROS G. (1981). Composición y propiedades de la materia orgánica de las principales turberas españolas. Universidad Complutense de Madrid.

ALMENDROS G., POLO A. Y DORADO E. (1982). Composición y propiedades de la materia orgánica de las formaciones turbosas eutróficas de la zona de los Ojos del Guadiana. Bol. R. Soc. Esp. de Hist. Nat. (Biologia) 80: 23-35.

ALVAREZ-COBELAS M., CIRUJANO S., SÁNCHEZ-CARRILLO, S**.** **(**2001). Hydrological and botanical man-made changes in the Spanish wetland of Las Tablas de Daimiel. Biological Conservation, 97 (1): 89-98.

ALVAREZ-COBELAS M., CIRUJANO S. (Eds), (1996). Las Tablas de Daimiel: Ecologia Acuatica y Sociedad. ICONA, Madrid.

ALVAREZ-COBELAS M. Y VERDUGO M. (1996). En Alvarez-Cobelas M., Cirujano, S. (Eds), (1996). *Las Tablas de Daimiel: Ecologia Acuatica y Sociedad.* ICONA, Madrid.

ALVAREZ-COBELAS M., CABALLERO A., CARRASCO M., CIRUJANO S., ELVIRA B., HERNÁNDEZ J., ORTEGA E., DEL MORAL A., RIOLOBOS P., SÁNCHEZ-CARRILLO S., DEL VALLE A. (1998). Parque nacional Las Tablas de Daimiel. Editorial Esfagnos.

BURT R. Ed. (2004). Soil Survey laboratory methods manual. Soil survey investigation reports nº 42, ver. 4.0 Lincoln. USA. NRCS.

CARLEVARIS J.J., DE LA HORRA J.L., SERRANO F. Y RODRIGUEZ J, (1992). La Fertilidad de los Principales Suelos Agrícolas de la Zona Oriental de la Provincia de Ciudad Real. La Mancha y Campo de Montiel. C.S.I.C. and J.J.C.C. Castilla-La Mancha.

CIRUJANO S. (1996). En Alvarez-Cobelas, M., Cirujano, S. (Eds), (1996). Las Tablas de Daimiel: Ecologia Acuatica y Sociedad**.** ICONA, Madrid.

CIRUJANO S. (2000). Flora y vegetación de los Humedales de Ciudad Real*:* 124-131. (Ed. L. Esfagos), Talavera de la Reina, Toledo.

CIRUJANO S., CASADO C., BERNUÉS M., CAMARGO J.A. (1996). Ecological study of Las Tablas de Daimiel National Park (Ciudad Real, Central Spain): Differences in water physico-chemistry and vegetation between 1974 and 1989. Biological Conservation*,* 75 (3): 211-215.

CIRUJANO S., ÁLVAREZ-COBELAS M., SORIANO O., ALONSO-POLVOROSA J.M., LÓPEZ E., ORTIZ- LLORENTE M.J. (2007). Seguimiento y monitoreo ambiental en el P. N. Las Tablas de Daimiel./ Organismo Autónomo Parques Nacionales, p. 329. Madrid, España.

DE LA HORRA J.L. (1996). En Alvarez-Cobelas M., Cirujano S. (Eds), (1996). Las Tablas de Daimiel: Ecologia Acuatica y Sociedad. ICONA, Madrid

DE LA HORRA J.L., SERRANO F. Y CARLEVARIS J.J. (2008). Estudio de los suelos del Campo de Calatrava (Ciudad real y sus condiciones de fertilidad. CSIC y Junta de Comunidades de Castilla La Mancha.

DE LEÓN A. ARRIBA A. Y DE LA PLAZA M.C. (1989). Caracterización agroclimática de la provincia de Ciudad Real. MAPA

FAO (1977). Guía para la descripción de perfiles de suelo. Segunda Edición. 70 pp. Roma.

FAO (2006). Guidelines for soils description. FAO/UNESCO. Rome, 4th edition, 97 pp. Roma.

FAO, ISRIC, ISSS. (2006). World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World soil resources reports 103. 132 pp. Roma.

GARCÍA-ANTÓN M., MORLA C., RUIZ-ZAPATA B., SAINZ, H. (1986). Contribución al conocimiento del paisaje vegetal Holoceno en la Submeseta Sur Ibérica: Análisis polínico de sedimentos hidroturbosos en el Campo de Calatrava, Ciudad Real, España. Quaternary climate in western Mediterranean*:* 189-203.López-Vera ed, Universidad Autónoma, Madrid.

GONZÁLEZ-QUIÑONES V. (2006).Metodología, formulación y aplicación de un índice de calidad de suelos con fines agrícolas para Castilla-la Mancha. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid

PÉREZ-GONZÁLEZ A. (1996). En Álvarez-Cobelas M., Cirujano S. (Eds). Las Tablas de Daimiel: Ecologia Acuatica y Sociedad**.** ICONA, Madrid

PORTERO J.M. Y RAMIREZ J.L. (1988). Memoria y hoja geológica de Daimiel (760). Mapa geológico de España 2ª serie ITGE.

SÁNCHEZ-CARRILLO S. (2000). Hidrología y Sedimentación Actual de Las Tablas de Daimiel. Ph. D. Thesis, Universidad Autónoma, Madrid.

SÁNCHEZ-CARRILLO S., ÁLVAREZ-COBELAS M. (2001). Nutrient dynamics and eutrophication patterns in a semi-arid wetland: The effects of fluctuating hydrology. Water, Air, and Soil Pollution, 131 (1-4): 97-118.

SÁNCHEZ-CARRILLO S., ANGELER D.G., SÁNCHEZ-ANDRÉS R., ALVAREZ-COBELAS M., GARATUZA-PAYÁN J. (2004). Evapotranspiration in semi-arid wetlands:

Relationships between inundation and the macrophyte-cover:open-water ratio (2004) Advances in Water Resources, 27 (6), pp. 643-655.

SCS-USDA (1972). Soil Survey investigations report nº 1. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples. US. Govt. Printing Office, Washington.

Soil Survey Staff, (1999). Soil Survey Manual. USDA Handbook, vol. 18. Supt. Of Docs., US Govt. Printing Agency, Washington, DC.

Soil Survey Staff. (2006). Keys to soil Taxonomy. Tenth edition. USDA-NCRS.

TARJUELO J.M. (1998). Sector agrario. En F. Diaz Pineda, R. Fernández Rubio, G. López Sanz, J. Rosell y J.M. Tarjuelo (eds). Comision de expertos Alto Tajio. MMA-JCLM.

VAN REUWIJK L.P. (2006). Procedures for soil analysis. 7Th Edition. Technical Report 9. Wageningen, Netherlands, ISRIC-World Soil Information.

Caída y mineralización de hojarasca y bromelias en un bosque de pino-encino

ROBLES, C.[1], ROBLES-MARTÍNEZ, M.M.[1], BAUTISTA-CRUZ, A.[1], MONDRAGÓN-CHAPARRO, D.[1]

[1]CIIDIR-IPN-Unidad Oaxaca. Laboratorio de Suelos. Calle Hornos 1003. 71230 Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México. Tel/fax: (+52) 951 5171199. autor de contacto: crobles_38@yahoo.it

Resumen

La hojarasca depositada representa la porción mayoritaria de la materia orgánica presente en el suelo de un ecosistema. Las especies de la familia Bromeliaceae ("bromelias" o "magueyitos") en el bosque estudiado representan un recurso natural de importancia económica para los habitantes de Santa Catarina Ixtepeji (Oaxaca, México). El trabajo se realizó con la finalidad de estimar la magnitud de la deposición y la tasa de mineralización de hojarasca y bromelias en un bosque de pino-encino en Santa Catarina Ixtepeji (Oaxaca, México), y la contribución relativa de estas a los procesos estudiados en el ecosistema. Se recolectaron hojarasca y bromelias durante 12 meses en dos sitios del bosque. Se registró el peso seco en cada muestreo. Se analizaron los materiales para cuantificar N, P, Ca y Mg. En microcosmos se analizó la tasa de mineralización de cada tipo de material proveniente de ambos sitios, recolectando muestras cada 15 días durante 75 días. Las cantidades de hojarasca depositada fueron de 3,63 y 4,09 Mg Ha^{-1} $año^{-1}$ y la de bromelias de 0,046 y 0,021 Mg Ha^{-1} $año^{-1}$, en los sitios estudiados, representando éstas últimas 1,27 y 0.52%, respectivamente, de la hojarasca caída. La dinámica de caída de la hojarasca tuvo un comportamiento estacional, no así la de bromelias. La contribución de las bromelias caídas al reciclamiento nutrimental fue también muy pequeña relativa a la de la hojarasca, en promedio 0,85% para N, 0,48% para P, 0,62% para Ca y 0,60% para Mg. La hojarasca fue un material más recalcitrante a la mineralización que las bromelias, aunque en ambos casos el proceso se produce siguiendo un modelo polinomial cuadrático. La liberación de nutrientes al suelo ocurrió siguiendo una dinámica similar al proceso de pérdida de peso de la biomasa. Se registró una liberación del 29,9% a 53,1% para N, de 36,4% a 74,7% para P, de 33,3% a 63,8% para Ca y de 63,6% a 79,2% para Mg.

Palabras clave

Materia orgánica del suelo, mineralización, Bromeliaceae.

1. Introducción

Las bromelias (comúnmente llamadas "magueyitos") son plantas epífitas muy comunes en diversos tipos de vegetación, desde los de clima semi-árido hasta los templado-húmedos. Su hábitat es las ramas de los árboles y arbustos, buscando siempre la mayor incidencia lumínica. Su papel en los ecosistemas es de gran importancia, dada su particular forma de adquirir y almacenar el agua y los nutrientes, juegan un importante rol en los ciclos de estos recursos (MONDRAGÓN et al., 2006). En varias regiones de México, y particularmente en la región Sierra Norte del estado de Oaxaca, estas plantas son extraídas de los ecosistemas para su venta como artículos de ornato, con énfasis en su uso para decorar "belenes" en la época

navideña. Indudablemente esta actividad representa un impacto a los ecosistemas que no ha sido determinado. En condiciones de inafectación, a través de su caída y descomposición, junto con la hojarasca proveniente del resto de las especies vegetales que crecen en el ecosistema, ocurre el reciclamiento de nutrientes que permite el mantenimiento de la productividad de los suelos en estos biomas.

El material vegetal que cae y muere representa la proporción mayoritaria de la materia orgánica depositada al suelo. Los efectos positivos de la materia orgánica sobre las propiedades del suelo que influyen sobre el desarrollo vegetal o sobre su propia conservación son ampliamente reconocidos (BAUER y BLACK, 1994; GALLARDO et al., 1995: GRESSEL et al., 1995). La producción anual de hojarasca depositada al suelo es sumamente variable, dependiendo su magnitud de la o las especies presente y el clima en que se desarrollan. En un ecosistema semiárido del sureste español, ROBLES y BAREA (2006) cuantificaron 387 g de hojarasca m^{-2} depositados, provenientes casi en su totalidad de la especie *Anthyllis cytisoides*. RICO-GRAY y LOT (1983) reportaron una producción anual de 905 g m^{-2} para una zona de manglar en Veracruz, México; en tanto que GALLARDO et al. (1995) reportaron producciones promedio anual de 625, 562 y 713 g m^{-2} en rodales de *Castanea sativa, Quercus pyrenaica y Pinus sylvestris* respectivamente, en la Sierra de Béjar, Salamanca, España. La estacionalidad en la caída de hojarasca es un comportamiento generalizado, pero su distribución puntual en cada ecosistema depende de las condiciones ambientales y de la fenología de las especies vegetales presentes (MADEIRA *et al*., 1995). ROBLES y BAREA (2006) reportaron que el 88% de la caída anual de hojarasca de *A. cytisoides* se concentró en el final de la primavera e inicio del verano, coincidiendo con la ocurrencia de las temperaturas más altas y el contenido de humedad más bajo en el suelo. La tasa de descomposición media del material vegetal depositado en el suelo también resulta afectada por las variables del clima y del propio suelo. GALLARDO *et al*. (1995) reportaron 36 % de pérdida de materia seca para la hojarasca de *C. sativa* y de 30 % para la de *P. sylvestris.* Por su parte, HUANG & SCHOENAU (1997) reportaron pérdidas de materia seca del 36.2% y 40.6% respectivamente, para hojarasca de *Populus tremuloides y Corylus cornuta* en un bosque boreal del norte de Canadá. Al igual que con la caída, la tasa de mineralización depende de las condiciones ambientales, particularmente la humedad disponible en el suelo (GRESSEL et al., 1995) y de la composición química del material que sufre el proceso (MTAMBANENGWE y KIRCHMANN, 1995).

2. Objetivos

El presente trabajo se desarrolló con el objetivo de estimar la tasa de reciclamiento de nutrientes en un bosque de pino-encino en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca, a través del análisis de la caída y mineralización de individuos de la familia Bromeliaceae y de la hojarasca de las especies arbóreas y arbustivas dominantes.

3. Metodología

La zona de estudio se encuentra en el bosque de pino-encino del municipio de Santa Catarina Ixtepeji (región Sierra Norte del estado de Oaxaca, México), a 96º33´ longitud oeste y 17º16´ latitud norte. El suelo de los sitios de estudio corresponde a un Inceptisol, con textura media (franco arenosa), pH ácido (5.6 a 6.1), contenido de fósforo extraíble –Bray– muy bajo (< de 15 mg kg^{-1}), contenido de materia orgánica alto (3.2 a 4.7%). Se marcaron

cinco parcelas de 100 m^2 en dos sitios del bosque, reconocidos como Ixtepeji (IX) y El Cerezal (EC), respectivamente. Las parcelas se delimitaron marcando su perímetro, en cada una de ellas se colocaron tres bandejas de 0.1 m^2 para recolección de hojarasca. La recolección de los individuos caídos de bromelias y la hojarasca atrapada en las bandejas se hizo mensualmente por un año, a partir de agosto de 2006. En el laboratorio se secó el material (65°C por 72 h) para determinar la biomasa depositada y se analizó cada muestra para registrar la contribución relativa de cada tipo de material al reciclamiento de nutrientes al suelo. Los elementos analizados fueron: N (método microKjeldahl), P (acenización seca, determinación por el método del vanadomolibdato), Ca y Mg (espectrofotometría de absorción atómica en las cenizas disueltas) (LACHICA *et al*., 1973).

Se diseño un microcosmos para el análisis acelerado del proceso de mineralización de la materia orgánica caída (VARGAS *et al*. 2006). En el fondo de una placa de Petri de 12 cm de diámetro se colocaron 5 g de materia orgánica humificada proveniente del bosque, tamizada a 2 mm y secada al aire, la cual sirvió de inóculo de la microbiota mineralizadora de la materia orgánica; se humedeció esta materia con 25 mL de agua destilada; se colocó encima de ella un círculo de tela de malla de 0,5 mm de abertura y, sobre la malla, 5 g de hojarasca o tejido foliar de bromelias de cada sitio de muestreo recientemente recolectadas (secadas a 65 ºC por 72 h, previamente analizadas). Se cerraron y sellaron las placas de Petri con parafilm; se colocaron las cajas en una cámara de crecimiento a la oscuridad, con temperatura regulada de 18 ºC. Se recogieron cuatro cajas de cada material vegetal a los 15, 30, 45, 60 y 75 días después del inicio de la incubación. El material vegetal remanente en las cajas se limpió con un cepillo suave, se secó (65 °C por 72 h) y se registró el peso seco. Posteriormente se molió y analizó para determinar su contenido de N, P, Ca y Mg por los métodos citados. Se calculó el porcentaje de liberación de cada nutriente para cada combinación tipo de material – sitio de muestreo para cada uno de los tiempos de mineralización.

4. Resultados y Discusión

La cantidad de hojarasca depositada registrada fue de 3,63 (±0,87) y 4,09 (±0,90) Mg ha^{-1} $año^{-1}$ en los sitios EC e IX respectivamente. En el caso de las bromelias caídas, se estimó una cantidad de 0,046 (±0,01) y 0,021 (±0,00) Mg ha^{-1} $año^{-1}$ para cada uno de los sitios (Cuadro 1). La biomasa de individuos caídos de bromelias registrada representó una contribución relativamente pequeña a la materia orgánica depositada en el ecosistema, de 1,27% en EC y 0,52% en IX, relativa a la hojarasca caída. La caída de la hojarasca presentó un comportamiento estacional determinado por la precipitación, con valores máximos en la época de mayor temperatura ambiental y menor humedad en el suelo, de enero a abril. En esta cuarta parte del año se depositó 55,6% de la hojarasca en el sitio EC y 75,8% en el sitio IX. Para las bromelias caídas no se registró con claridad un comportamiento estacional, en el sitio EC el valor más alto de biomasa de estos materiales se registró en diciembre, en tanto que en el sitio IX se registró en octubre (Figura 1). El comportamiento de la caída de hojarasca en este trabajo ha sido coincidente con lo reportado por ROBLES y BAREA (2006) en un ecosistema semiárido y por GALLARDO *et al*. (1995) en un ecosistema templado subhúmedo.

Cuadro 1. Peso seco registrado (g 100 m^{-2}) (desviación estándar) de bromelias (B) y hojarasca (H) caídas a lo largo de un año (2006-2007) en dos sitios (El Cerezal-EC e Ixtepeji-IX) de bosque de pino-encino en el municipio de Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca, México.

Mes \ sitio	ECB	IXB	ECH	IXH
Agosto	54,1 (7,0)	8,0 (2,8)	1991 (677)	162 (21)
Septiembre	25,2 (5,5)	25,3 (3,0)	2571 (309)	1088 (239)
Octubre	7,3 (1,1)	60,7 (11,5)	3998 (760)	1502 (225)
Noviembre	48,5 (13,1)	24,1 (7,2)	1503 (451)	1754 (474)
Diciembre	112,3 (23,6)	1,9 (0,4)	1496 (329)	2339 (491)
Enero	50,1 (6,0)	7,6 (2,2)	5233 (1518)	2155 (647)
Febrero	52,8 (15,8)	21,3 (3,4)	7261 (1162)	12068 (1448)
Marzo	3,6 (0,9)	12,6 (3,4)	5056 (1365)	9569 (2488)
Abril	31,5 (10,4)	18,3 (5,6)	2663 (826)	7229 (2386)
Mayo	35,0 (5,3)	12,0 (3,4)	2090 (585)	1685 (253)
junio	12,6 (6,7)	7,7 (1,6)	1873 (318)	1205 (229)
Julio	29,4 (9,1)	13,8 (3,2)	597 (137)	158 (49)
Prod. (Mg $ha^{-1}año^{-1}$)	0,046(0,01)	0,021(0,00)	3,63(0,87)	4,09(0,90)

Como puede observarse en la Figura 2, la tasa de mineralización, y por lo tanto de reciclamiento de nutrientes en el ecosistema es prácticamente del doble para la materia orgánica de bromelias que para la hojarasca. Esta diferencia de comportamiento es provocada por la madurez de los materiales depositados, lo que sin duda ha modificado su relación C/N, menor en el caso de bromelias (datos no presentados), lo que favorece una más rápida mineralización. La liberación de nutrientes al medio ocurrió siguiendo una dinámica similar al proceso de pérdida de peso de la biomasa. El comportamiento del proceso para la hojarasca y las bromelias, en el sistema ensayado, registró una liberación neta de 29,9% a 53,1% para Nitrógeno, de 36,4% a 74,7% para Fósforo, de 33,3% a 63,8% para Calcio y de 63,6% a 79,2% para Magnesio (cuadro 2). Las combinaciones tipo de material por sitio de recolección registraron valores relativamente uniformes de liberación nutricional promedio, rondando el 45% para estos cuatro nutrientes analizados, excepto para las bromelias del sitio IX, cuyo valor de liberación promedio fue superior al 67%.

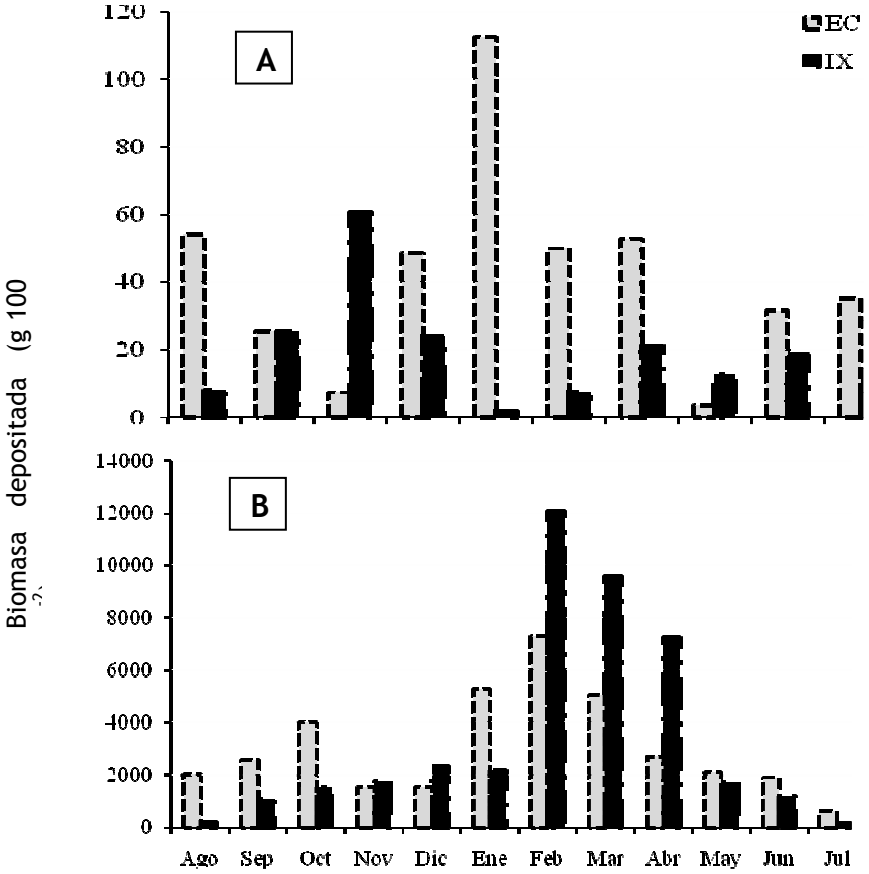


Figura 1. Biomasa de bromelias (A) y hojarasca (B) caídas a lo largo de un año en dos sitios, El Cerezal (EC) e Ixtepeji (IX), de bosque de pino-encino del municipio de Santa Catarina Ixtepeji (Oaxaca, México).

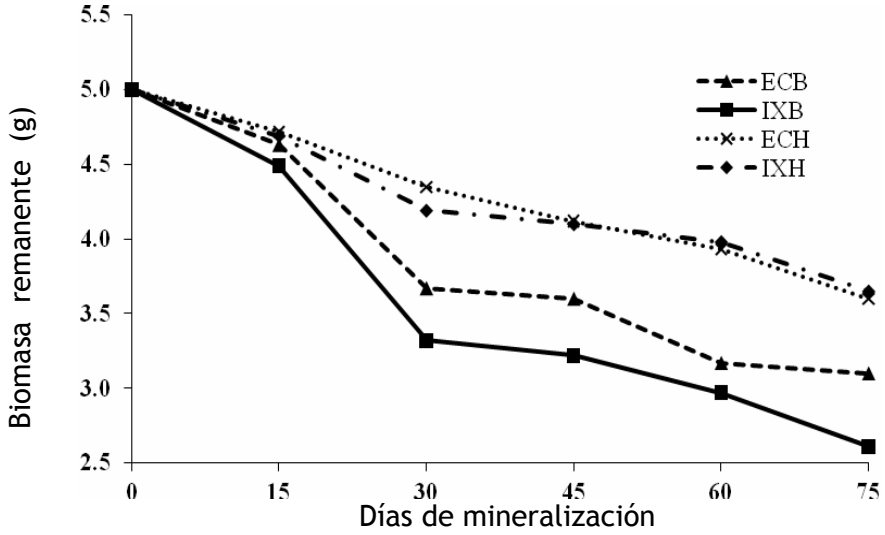


Figura 2. Comportamiento de la mineralización de hojarasca (H) e individuos caídos de bromelias (B) en dos sitios del bosque de pino-encino, El Cerezal (EC) e Ixtepeji (IX), en Santa Catarina Ixtepeji (Oaxaca, México).

Cuadro 2. Contenido de nutrientes N, P, Ca y Mg (mg) en el material vegetal remanente de bromelias (B) y hojarasca (H) caídas proveniente de dos sitios (El Cerezal-EC e Ixtepeji-IX) de bosque de pino-encino del municipio de Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca, México, en un experimento de mineralización.

Sitio \ nutriente \ días de mineraliz.		**0***	**15**	**30**	**45**	**60**	**75**	**% liberado****
ECB	N	61,3	57,7	45,1	44,8	38,7	38,2	37,7
	P	0,55	0,44	0,46	0,44	0,39	0,35	36,4
	Ca	130,5	123,6	109,0	102,6	80,5	87,1	33,3
	Mg	26,4	12,8	8,9	13,2	8,0	8,6	67,4
IXB	N	68,4	55,3	41,2	39,4	36,8	32,1	53,1
	P	0,75	0,72	0,36	0,32	0,29	0,19	74,7
	Ca	188,5	150,4	88,3	100,4	88,4	68,2	63,8
	Mg	30,8	15,5	12,8	8,8	8,8	6,4	79,2
ECH	N	71,0	58,6	53,1	50,8	48,0	44,7	37,0
	P	0,90	0,57	0,68	0,49	0,42	0,43	52,2
	Ca	188,0	180,8	155,6	146,7	135,6	115,9	38,4
	Mg	37,0	22,9	20,7	18,3	16,9	11,7	68,4
IXH	N	64,9	56,7	51,0	52,6	50,3	45,5	29,9
	P	0,80	0,89	0,57	0,51	0,42	0,42	47,5
	Ca	267,0	214,8	160,1	184,1	185,9	171,0	36,0
	Mg	39,0	20,5	17,4	17,2	16,2	14,2	63,6

* Valores correspondientes al material vegetal seco, muestreado antes del inicio del experimento de mineralización.

** Cálculos basados en la cantidad remanente de cada nutriente a los 75 días de iniciado el proceso de mineralización.

5. Conclusiones

La magnitud y el comportamiento estacional de la caída de hojarasca en el ecosistema estudiado han resultado concordantes con lo reportado para ecosistemas similares en otros estudios. El análisis del proceso de mineralización de la materia orgánica en microcosmos es una técnica que deberá considerarse complementaria a los estudios del proceso realizados *in situ*, dadas las ventajas que permiten para el manejo de las variables, sobre todo climáticas, que influyen en el proceso. La contribución relativa al depósito de materia orgánica y al reciclamiento de nutrientes en el ecosistema de pino-encino, por parte de las bromelias caídas, representa menos del 1% de la biomasa total de hojarasca caída, a pesar de que la tasa de mineralización en bromelias duplicó la de la hojarasca.

6. Bibliografía

BAUER, A., A.L. BLACK. 1994. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 58:185-193.

GALLARDO, J.F., I. SANTA REGINA, A.F. HARRISON, D.M. HOWARD. 1995. Organic matter and nutrient dynamics in three ecosystems of the "Sierra de Bejar" mountains (Salamanca province, Spain). Acta Oecologica. 16:447-459.

GRESSEL, N., J.G. MCCOLL, R.F. POWERS, A.E. McGRATH. 1995. Spectroscopy of aqueous extracts of forest litter. II. Effects of management practices. Soil Sci. Soc. Am. J. 59:1723-1731.

HUANG, W.Z., J.J. SCHOENAU. 1997. Mass loss measurements and statistical models to predict decomposition of leaf litter in a boreal aspen forest. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 28:863-874.

LACHICA M., A. AGUILAR, J. YÁNEZ. 1973. Análisis foliar. Métodos utilizados en la Estación Experimental del Zaidín. *Anal. Edafol. Agrobiol*. 32:1033-1047.

Efecto de la adición de residuos orgánicos procedentes de procesos bioenergéticos en las propiedades de un suelo minero

GÁLVEZ, A.[1,2,*], SINICCO, T.[1], MARINO, L.[1], CAYUELA, M.L.[3], MINGORANCE, M.D.[2], MONDINI, C.[1]

[1]Research Group of Gorizia, CRA-RPS, Via Trieste 23, 34170 Gorizia, Italia.
[2]Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra (CSIC-UGR), Profesor Albareda 1, 18008 Granada, España.
[3]Dept. of Soil Quality, Wageningen University. PO Box 47, 6700 AA Wageningen, Países Bajos.

Resumen

El aumento del uso de energías renovables como alternativa a los combustibles fósiles ha provocado un incremento en la producción de residuos bioenergéticos, que representan una alternativa como enmienda para la recuperación de suelos degradados. Sin embargo, la investigación sobre el impacto de este tipo de residuos en la calidad del suelo es aún limitada. El objetivo de este trabajo es investigar los efectos de diferentes residuos bioenergéticos en la mineralización de C y N, y en el contenido y actividad de los microorganismos en el suelo de una explotación minera (Alquife, Granada, España). Se ensayaron cuatro residuos bioenergéticos de diferente procedencia: residuo de digestión anaerobia, residuo de colza, residuo de producción de bioetanol y biocarbón. Se evaluó la emisión de CO_2, el contenido de C, N, NO_3^- y NH_4^+ extraíbles con K_2SO_4, la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas a lo largo de un periodo de incubación de un mes. La adición de los diferentes residuos al suelo causó, en general, un aumento en la mineralización de C y N y en el contenido y actividad de los microorganismos, pero con diferencias significativas en la cuantía y dinámica de los mismos. La única excepción fue el biocarbón que no causó una variación significativa de los parámetros medidos con respecto al control. Los resultados obtenidos indican que los residuos bioenergéticos pueden representar una alternativa efectiva a los enmendantes más usuales (compost, lodos, etc) para mejorar la calidad del suelo. Los residuos de colza, de producción de bioetanol y el residuo de digestión anaerobia son más indicados para mejorar la fertilidad biológica del suelo, mientras el biocarbón es más apropiado para aumentar el contenido de materia orgánica del suelo y favorecer el secuestro del C.

Palabras clave

Emisión de CO_2, enmendantes, residuos bioenergéticos, secuestro de C, suelos degradados, bioremediación.

1. Introducción

El interés en el uso de fuentes de energía renovables como alternativa a los combustibles fósiles está en constante aumento. La intensificación de la producción de bioenergía está provocando en consecuencia un aumento de los residuos bionergéticos que conlleva una necesidad inminente de minimizar su impacto medioambiental y de su reutilización. Por tanto, su uso como como enmendantes o fertilizantes para la recuperación de suelos degradados es de primordial importancia.

La recuperación de espacios y suelos degradados, como las escombreras, suele exigir, entre otros tratamientos, la incorporación de materiales que realicen una función correctora de las principales deficiencias de los suelos a recuperar. Estos materiales deben aportar elementos biogénicos, materia orgánica y sobre todo actividad microbiana. Estos suelos se caracterizan, desde el punto de vista de fertilidad, por un bajo contenido en materia orgánica y desbalance en los nutrientes que dificulta o impide el establecimiento de las especies vegetales. Una de las estrategias más efectivas para contrarrestar esta deficiencia de materia orgánica es la enmienda del suelo con residuos orgánicos (LAL et al., 1999). Sin embargo, la eficacia de esta estrategia requiere una evaluación exhaustiva del impacto de los residuos en la calidad del suelo. Tal evaluación es esencial para optimizar su potencial como enmendantes y para evitar efectos ambientales adversos. Los residuos orgánicos presentan grandes variaciones en sus propiedades físico-químicas y por tanto afectan al ecosistema del suelo de manera diversa. En particular, hay muy poca información disponible hasta la fecha acerca del impacto de los residuos bioenergéticos en el suelo y en el medio ambiente.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es investigar los efectos de diferentes residuos de procesos bioenergéticos en la mineralización de C y N y en el contenido y actividad de los microorganismos en un suelo de una explotación minera.

3. Metodología

Los experimentos se realizaron con un suelo procedente de las minas de Alquife (Granada). Es un suelo franco arenoso, de bajo contenido en carbono orgánico (0.18% CO) y N (0.09%) y de pH alcalino (8.5). Además contiene metales pesados como Cd (1.3 mg/kg), Cr (43.9 mg/kg), Cu (44.5 mg/kg), Ni (43.8 mg/kg), Pb (7.7 mg/kg), Zn (103.5 mg/kg).

Para los ensayos de incubación se seleccionaron cuatro residuos bioenergéticos: residuo obtenido tras la producción de bioetanol (BET) a partir de almidón de trigo, residuo de colza (CZ) usada para producción de biodiesel, residuo de digestión anaerobia (DA) (purín de cerdo), y biocarbón (BCB) producido por pirólisis continua lenta a 550 ˚C. Las características de estos residuos bioenergéticos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Características de los residuos bioenergéticos empleados en las incubaciones.

Residuo	Proceso	Materia prima	COT (%)	NT (%)	COT/NT
Residuo bioetanol (BET)	Producción bioetanol	Almidón de trigo	48.5	6.2	7.8
Residuo colza (CZ)	Producción biodiesel	Colza	45.9	6	7.7
Residuo digestión anaerobia (DA)	Digestión anaerobia	Purín de cerdo	37.9	4.4	8.6
Biocarbón (BCB)	Pirólisis	Restos vegetales	86.3	0.3	287.7

El suelo se pre-acondicionó al 40% de la capacidad de campo y a 20 ºC bajo condiciones aerobias durante 5 días. Posteriormente se enmendó con los residuos a una dosis del 0.5% (p/p) y se incubó en el laboratorio durante 30 días a 20 °C. Durante la incubación se midió la evolución del CO_2 del suelo de forma continua cada 4 horas. A los 2, 7 y 30 días de incubación se tomaron muestras de suelo para análisis de NH_4^+, NO_3^-, C orgánico (EOC) y N (EN) extraíbles y actividades enzimáticas (Arilsulfatasa, β-glucosidasa, fosfatasa alcalina, fosfatasa ácida, leucina aminopeptidasa y esterasa). La biomasa microbiana del suelo se analizó también tras 2 y 30 días de incubación.

La evolución del CO_2 se determinó mediante un sistema automático de muestreo y análisis continuo de gases (MONDINI et al., 2010). NH_4^+, NO_3^-, C orgánico y N extraíbles se determinaron en un extracto 1:4 (p/v) en K_2SO_4 0.5M. NH_4^+ extraíble se determinó mediante un método colorimétrico modificado basado en la reacción de Berthelot (SOMMER et al., 1992). El contenido de NO_3^- del extracto se midió leyendo la absorbancia a 220 nm y restando la absorbancia a 275 nm causada por la materia orgánica. EOC y EN se determinaron mediante un analizador TOC-VCSN (Shimadzu). El contenido de C de la biomasa microbiana del suelo (B_C) se determinó mediante el método de fumigación-extracción (VANCE et al., 1987). Las diferentes actividades enzimáticas se determinaron en extractos de suelo utilizando un método de fluorescencia.

Los cambios en la emisión de CO_2, así como en los otros parámetros químicos y bioquímicos, se evaluaron calculando la diferencia entre el valor del parámetro obtenido para el suelo enmendado menos el correspondiente del suelo control.

4. Resultados y discusión

4.1. Mineralización de C y N

La dinámica y cuantía de las emisiones de CO_2 del suelo se vieron afectadas por los diferentes residuos (Figura 1). Las principales emisiones se produjeron dentro de los 10 primeros días de incubación. Cabe destacar la alta tasa de emisión de CO_2 causada por el residuo de bioetanol y por el residuo de colza. Por el contrario, la tasa de respiración en el suelo enmendado con el BCB no fue significativamente diferente de la del control (suelo sin enmendar).

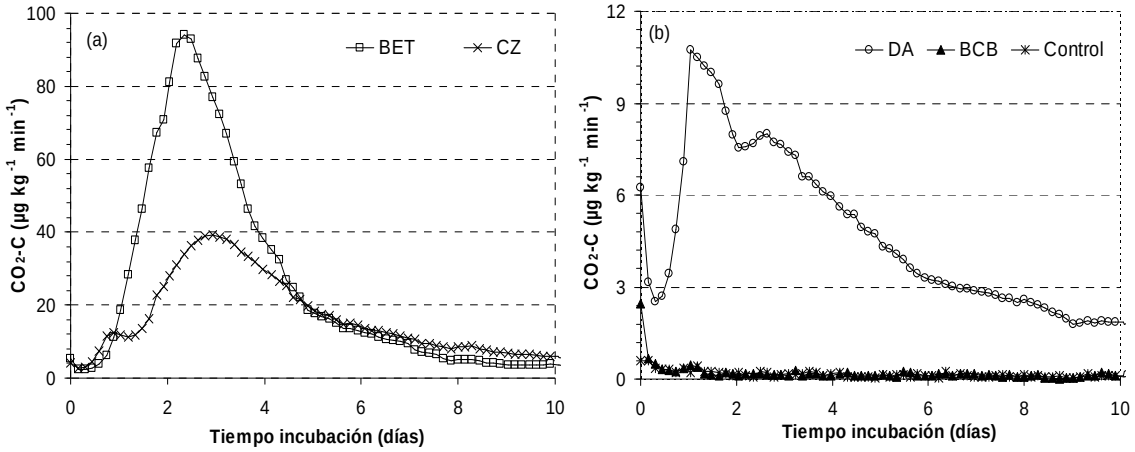


Figura 1. Emisiones de CO_2 durante los primeros 10 días de incubación del suelo enmendado.

El CO_2-C extra acumulado tras 30 d de incubación varió entre 0.01% y el 16.8% del C añadido con los residuos (Tabla 2).

Tabla 2. Balance de C y mineralización de N en el suelo enmendado tras 30 d de incubación. El CO_2-C extra es la diferencia en respiración acumulada entre el suelo enmendado y el suelo control. El N mineral neto es la diferencia entre NO_3^- + NH_4^+ del suelo enmendado y del suelo control.

Residuo	CO_2-C extra		N mineral neto	
	(µg g^{-1})	(% de C añadido)	(µg g^{-1})	(% de N añadido)
BCB	0.55	0.012	0.47	3.1
DA	92	4.9	10	4.6
CZ	282	12	33	11
BET	401	17	30	9.8

Todos los residuos causaron un aumento en el N mineral ($NO_3^- + NH_4^+$) neto, que varió, al final del experimento, entre el 0.2% y el 11% del N añadido (Tabla 1). Estos valores se corresponden con un aumento en el N disponible en el rango de 0.91-132 kg N Ha^{-1}. Los mayores valores se obtuvieron con los residuos de CZ y BET.

Los residuos, excepto el biocarbón, causaron también un incremento en la cantidad de EOC y EN aunque en una dinámica y cuantía significativamente diversa (datos no mostrados).

El aumento de la mineralización produce un efecto positivo sobre la fertilidad del suelo, ya que la mineralización representa el principal proceso implicado en la liberación de los elementos nutritivos. En este sentido los mejores resultados se obtuvieron con los dos residuos de producción de biocombustible (residuo de colza y residuo de bioetanol) con un aporte de N mineral disponible para la nutrición de la planta.

Por otra parte, una baja tasa mineralización de la materia orgánica exógena en el suelo lleva a una mayor estabilización de la materia orgánica, contribuyendo así a una menor emisión de CO_2 y a combatir el cambio climático. Bajo esta perspectiva, el BCB mostró ser más eficaz en cuanto a potencial de secuestro de C. Prácticamente todo el C añadido con el biocarbón se quedó en el suelo después de 30 días de incubación (99.99%).

4.2. Biomasa microbiana del suelo y actividad enzimática

En la Figura 2 se muestra la evolución de B_C en el suelo enmendado con cada uno de los residuos. La enmienda del suelo con residuos orgánicos causó, con la excepción del biocarbón, un aumento de la biomasa microbiana del suelo, aunque con diferencias muy significativas entre los residuos. El mayor incremento en B_C se obtuvo con el suelo enmendado con el residuo de bioetanol tras 2 días de incubación, aunque descendió drásticamente al final de la incubación. A pesar de este descenso siguieron obteniéndose valores significativamente más altos que el control. El resto de los residuos causaron un aumento menor de B_C tras 2 días de incubación, pero este aumento se mantuvo durante todo el período de incubación.

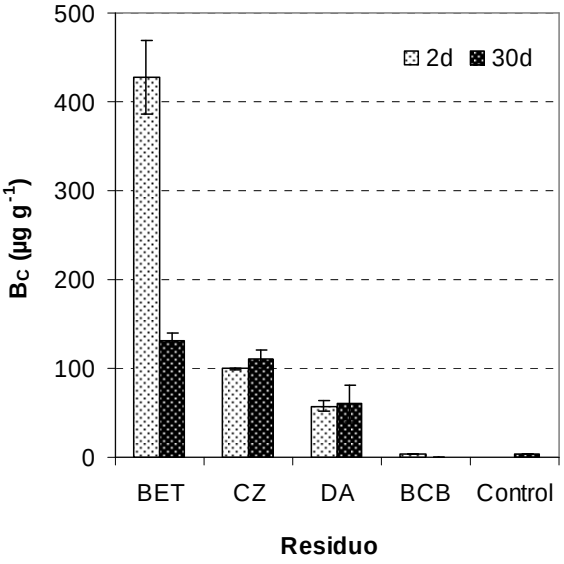


Figura 2. C de la biomasa microbiana (B_C) tras 2 y 30 días de incubación.

La biomasa microbiana, a pesar de representar sólo un bajo porcentaje (1-3%) de la materia orgánica total del suelo, ejerce un papel fundamental en las propiedades del suelo de importancia agronómica y ambiental. Además, este parámetro es el más sensible a las variaciones en el equilibrio bioquímico del suelo, por lo que es un indicador eficaz de las modificaciones en el suelo como consecuencia de su gestión. La alta tasa de B_C que presentan es, probablemente, debido al mayor contenido de C fácilmente biodegradable presente en estos residuos, como se evidencia también de la dinámica y de la cuantía de la respiración del CO_2 y de los valores de EOC y EN. La bajada del contenido de biomasa registrado tras 30 d de incubación en el caso del suelo enmendado con el residuo de bioetanol fue probablemente debido al agotamiento del C y N fácilmente disponible (datos no mostrados).

Por otro lado, los mayores valores de actividad enzimática se obtuvieron con el residuo de colza y el residuo de bioetanol. En la Figura 3 se muestran los valores de la actividad de la β-glucosidasa y esterasa como ejemplo de la respuesta típica de las actividades enzimáticas medidas en el suelo enmendado.

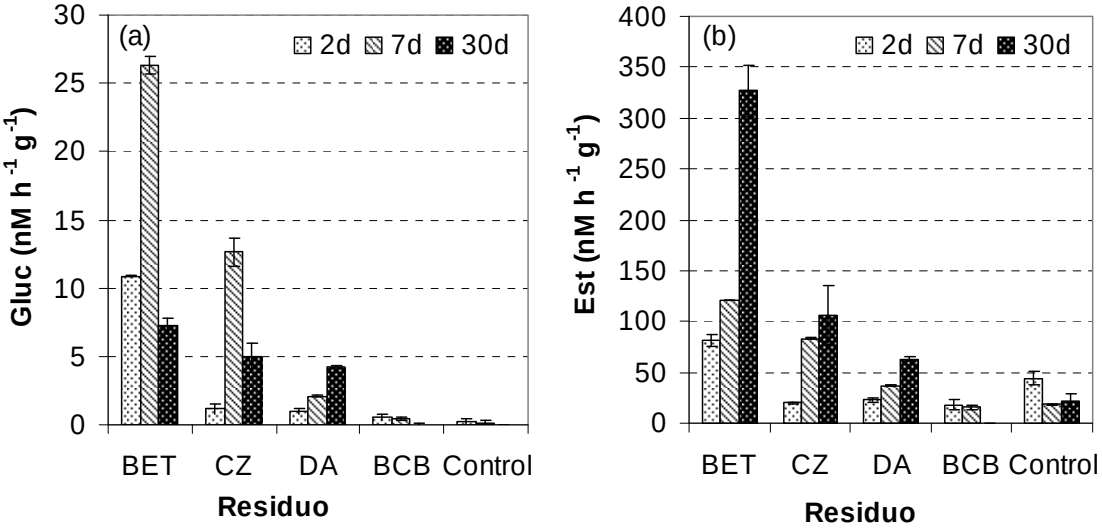


Figura 3. Actividad de la β-glucosidasa (a) y esterasa (b) tras 2, 7 y 30 días de incubación.

Estos dos residuos se caracterizaron por un alto contenido de C fácilmente disponible, estimado como C orgánico soluble en agua. La actividad para estos dos residuos fue evidentemente mayor a los 7 d de incubación para el caso de la β-glucosidasa (Figura 3a) y a los 30 d para la esterasa (Figura 3b), siendo en todos los casos muy superiores a los del control. La actividad del BCB no presentó diferencias significativas con respecto al control.

El aumento en la actividad enzimática hidrolítica es indicativo del aumento del potencial del suelo para llevar a cabo sus principales funciones en el ecosistema, como recuperación de sus propiedades físicas, degradación de la materia orgánica, acumulación de los elementos nutritivos, regulación del agua disponible o protección de las plantas frente a enfermedades. También en el caso de la actividad enzimática, el efecto de cada residuos estuvo relacionado con las características de los mismos, sobretodo por cuanto se refiere al grado de degradabilidad de la materia orgánica.

En general todos los residuos, con la única excepción del biocarbón, provocaron un aumento de la mineralización de C y de N y un incremento de la cantidad y actividad de la biomasa microbiana. Esto evidencia una acción positiva del uso de los residuos como enmendantes del suelo en relación a la recuperación de su fertilidad. Sin embargo, el efecto de los residuos orgánicos en las propiedades bioquímicas del suelo resultó fuertemente influenciado por las características físico-químicas y estructurales de los residuos.

Resumiendo, y de acuerdo con su efecto beneficioso en las propiedades bioquímicas del suelo, los residuos se pueden agrupar y jerarquizar de la siguiente forma: residuo de colza, bioetanol> residuo de digestión anaerobia > biocarbón.

Los residuos de colza, de producción de bioetanol y el residuo de digestión anaerobia son más indicados como fertilizantes orgánicos para mejorar la fertilidad biológica del suelo, mientras que el biocarbón es más apropiado para el aumento de la materia orgánica en suelos degradados y para promover el secuestro de C.

5. Conclusiones

Los resultados obtenidos indican que los residuos bioenergéticos pueden representar una alternativa efectiva a los enmendantes comunes para la recuperación de suelos degradados y para mejorar la calidad y el balance de nutrientes del suelo.

Los residuos empleados presentan características diversas y por tanto son indicados para diferentes propósitos. El biocarbón es más apropiado para el aumento de la materia orgánica en suelos degradados y para promover el secuestro de C. El aumento de la materia orgánica del suelo generalmente requiere grandes cantidades de materia orgánica exógena. Sin embargo, en el caso del biochar, su carácter inerte con respecto a los equilibrios del suelo permite que se pueda aplicar en mayores dosis sin alterar el equilibrio del suelo.

Los residuos de colza, de producción de bioetanol y el residuo de digestión anaerobia son más indicados como fertilizantes orgánicos para mejorar la fertilidad biológica del suelo ya que proporcionan cantidades significativas de N disponible así como C y N fácilmente disponible. Los residuos ricos en N como el residuo de colza y el de bioetanol pueden causar la liberación de cantidades relevantes de NO_3^- y N_2O y por tanto la aplicación al suelo de estos residuos debe ser investigada en profundidad con objeto de identificar una gestión apropiada que aumente su potencial y evite impactos ambientales negativos.

6. Agradecimientos

El trabajo fue financiado por la Fundación Ramón Areces (Madrid, España) a través de una beca postdoctoral y por la Junta de Andalucía (RNM303). Los autores agradecen la ayuda técnica de Emanuela Vida en los análisis de laboratorio.

7. Bibliografía

LAL, R., FOLLET, R.F., KIMBLE, J., COLE, C.V., 1999. Managing US cropland to sequester carbon in soil. *J. Soil Water Conserv.* 54, 374 – 381.

MONDINI, C., SINICCO, T., CAYUELA, M.L., SANCHEZ-MONEDERO, M.A., 2010. A simple automated system for measuring soil respiration by gas chromatography. *Talanta* 81, 849 – 855.

SOMMER, S.G., KJELLERUP, V., KRISTJANSEN, O., 1992. Determination of total ammonium nitrogen in pig and cattle slurry: sample preparation and analysis. *Acta Agric. Scand. B Soil Plant Sci*. 42, 146 – 151.

VANCE, E.D., BROOKES, P.C., JENKINSON, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703 – 707.

Sellado de suelo en la Comunidad de Madrid entre 1989 y 2009. Estudio a partir de imágenes TM

GARCÍA RODRÍGUEZ, Mª P.[1] y PÉREZ GONZÁLEZ, Mª E.[1]

[1]Dep. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Facultad de Geografía e Historia. Universidad Complutense de Madrid.
C/Prof. Aranguren s/n. Ciudad Universitaria. 28040 Madrid.
mpgarcia@ghis.ucm.es

Resumen
En este trabajo se analiza la evolución del sellado de suelo en la Comunidad de Madrid entre los años 1989 y 2009. Para ello se utilizan imágenes del sensor TM del satélite Landsat que permiten medir el área urbanizada en ambas fechas y conocer su distribución espacial. Los cálculos obtenidos por distintos métodos muestran una importante pérdida de suelo, próxima a 40.000 ha. El sellado se produce fundamentalmente en el área metropolitana y al E, SW y NW de la capital. Esta pérdida de suelo se han relacionado con los mapas de capacidad potencial de uso agrícola y asociaciones de suelos de la Comunidad de Madrid detectando que las mayores pérdidas corresponden a las clases agrológicas B y C y a las asociaciones de Luvisoles con Cambisoles, Regosoles, Calcisoles y Fluvisoles.

Palabras clave
Sellado, Madrid, Landsat TM, suelo

Summary
This paper analyses the evolution of soil sealing in Madrid Community between 1989 and 2009. For this study are used TM Landsat images to measure the urbanized area on both dates and show geographical distribution. Estimates obtained by different methods show a significant loss of soil, close to 40,000 hectares. The sealing occurs mainly in the metropolitan area and the E, SW and NW of the capital. This loss of soil have been linked with potential maps for agricultural use and soil associations of the Madrid Community, detecting that the largest losses are agrologic classes B and C and associations of Luvisols with Cambisols, Regosols, Calcisols and Fluvisols.

Key word
Sealing, Madrid, Landsat TM, soil

1. Introducción

Uno de los problemas más graves de degradación del suelo en Europa es el sellado. Este problema afecta especialmente a países con una gran presión demográfica como Holanda y Alemania y a los países de la cuenca mediterránea; es menos intenso en los países del este de Europa, si bien se está incrementando en los últimos años. En toda Europa el cambio más importante en el uso del suelo es el debido al incremento de la edificación y obras públicas (VAN-CAMP *et al*. 2004), aunque no existe una correlación entre el crecimiento de la

población y el de la edificación, ya que éste último es mucho mayor. Basta observar una imagen nocturna de satélite para ver cómo las aglomeraciones urbanas se distribuyen en determinadas áreas de la tierra y es ahí donde la desaparición del suelo adquiere una gran importancia.

El problema del sellado afecta especialmente a España (tercer país más poblado de la U.E., aunque no tiene una alta densidad de población) en las áreas costeras y en las proximidades de las grandes ciudades (CASTILLO *et al*. 2004; GARCÍA y PÉREZ, 2007). El gran desarrollo urbanístico que implica la construcción de numerosas viviendas, edificios de oficinas, industrias e infraestructuras viarias es el responsable de que el sellado sea la mayor causa de degradación de suelos en España. El auge de la construcción en las últimas décadas ha conducido a un gran sellado en todos los núcleos urbanos. Además, el elevado precio del suelo ha hecho que muchas de estas edificaciones se desplacen del centro de las ciudades a áreas periurbanas o núcleos próximos. A esto se añade el que la construcción de numerosas residencias secundarias incrementa el sellado del suelo, al ser éstas, viviendas unifamiliares que se extienden en amplias superficies.

El sellado es un problema prácticamente irreversible: aquellos suelos que desaparecen ya no tienen posibilidad de volverse a recuperar, con la consiguiente pérdida de todos los elementos que constituyen ese ecosistema, incluyendo la diversidad faunística y de vegetación.

Numerosos autores han realizado investigaciones sobre el sellado del suelo en las proximidades de grandes ciudades (EFFLAND y POUYAT, 1997; NIZEYIMANA *et al*., 2001; BIASIOLI *et al.* 2006; BOUMA, 2006 y SCALENGHE y AJMONE-MARSAN, 2009) y los efectos que esto conlleva, tanto por modificaciones en los diferentes elementos de los ecosistemas, como por costes sociales.

En este trabajo se analiza el sellado en la Comunidad de Madrid, una de las comunidades más afectadas por este problema, ya que es la que tiene mayor densidad de población y ha sufrido un importante incremento de la población en las últimas décadas. Así, la densidad de población ha pasado de 618'4 hab/km^2 en 1989 a 781'2 en 2008, muy superior a la de España que es 76'8 y 91'4 respectivamente. Algunos proyectos y publicaciones han analizado el uso de suelo en la Comunidad de Madrid, utilizando técnicas de fotointerpretación (NAREDO y GARCÍA, 2008) o estableciendo modelos de desarrollo urbano en relación a la capacidad potencial de uso agrícola de los suelos, el grado de urbanización de los distintos municipios y su clasificación urbanística (GARCÍA ALVARADO, 1997 y 2000).

2. Metodología

Para analizar los cambios en el uso del suelo y el sellado del mismo se han utilizado las imágenes del sensor TM del satélite LANDSAT 5, con fechas del 25 de marzo de 1989 y 20 de junio de 2009. Son imágenes georreferenciadas y corregidas atmosféricamente.

En estas imágenes se han cartografiado los suelos sellados por edificaciones e infraestructuras viarias, dibujando los polígonos correspondientes. Para ello se han utilizado

diferentes combinaciones de bandas con el fin de delimitar en ellas aquellos suelos sellados que mejor se discriminan en cada una.

Las imágenes obtenidas al cortar estos polígonos se han tratado para obtener una nueva imagen en la que se representen sólo los polígonos correspondientes al incremento del sellado entre ambas fechas.

Esta nueva imagen se ha superpuesto a los mapas de clases agrológicas y de asociaciones de suelos (MONTURIOL y ALCALÁ, 1990 a y b) obteniéndose dos imágenes que muestran las clases agrológicas y las unidades de suelos que han desaparecido durante estos veinte años. Para poder efectuar esta superposición y recortar los suelos se han georreferenciado ambos mapas a coordenadas UTM. Se han escogido estos mapas porque la escala a la que están realizados 1:200.000 es la más adecuada para superponerla a las imágenes TM con resolución espacial de 30 m.

Las imágenes de Madrid de ambas fechas y las imágenes obtenidas al representar sólo las áreas selladas por acción antrópica se han clasificado mediante clasificaciones sin supervisar y supervisadas. Para hacer la clasificación supervisada se ha utilizado el algoritmo de mínima distancia ya que es el que ha mostrado mayor fiabilidad.

Los datos de población total y relativa de la Comunidad de Madrid se han extraído del Instituto Nacional de Estadística de los años 1989 y 2008.

3. Resultados

Para discriminar bien los suelos sellados se han realizado diversos tratamientos digitales de las imágenes Landsat. De ellos, los que nos ofrecen mayor información son:

Combinaciones de bandas que permitan identificar y cartografíar las infraestructuras viarias y edificaciones
Detección de cambios entre las dos fechas seleccionadas
Clasificaciones supervisadas del suelo sellado

Otros tratamientos digitales de imágenes (componentes principales, tasselet cup, NDVI, etc.), no dan buenos resultados ya que confunden los suelos sellados con otras clases como agua, suelos desarrollados sobre yesos y/o materiales calizos, etc.

Entre las combinaciones de bandas las que discriminan mejor los suelos sellados son la mezcla 5-3-1, 5-3-2 y 7-5-1, asignándole los cañones rojo-verde-azul respectivamente. La primera combinación se representa en la figura 1; en ella destacan en tonos azulados los núcleos urbanos, industriales e infraestructuras. Además se observa el gran incremento del suelo sellado en los últimos veinte años.

Las combinaciones de bandas en las que se utiliza el infrarrojo próximo, imprescindibles para detectar vegetación (banda 4 del TM), no resultan útiles para discriminar las infraestructuras y diferentes edificaciones. Por el contrario, el empleo de las bandas infrarrojas 5 y 7, en combinación con las del visible (1,2,3) permiten discriminar con bastante exactitud cualquier superficie construida dentro de las limitaciones que impone la resolución espacial (30 m en

los satélites Landsat). Asimismo, el uso de la banda térmica en el cañón rojo, también resulta adecuado para discriminar las superficies construidas, no siendo así si la banda térmica se coloca en los cañones verde o azul. El canal térmico también permite diferenciar los tipos de sellado: carreteras, pistas de aeropuerto, edificios en bloque, viviendas residenciales con arbolado y/o jardín, polígonos industriales, etc. Aún cuando en estas combinaciones de bandas se pueden cartografiar con bastante exactitud las áreas urbanizadas, se limita a la resolución espacial de las imágenes (30 m). No obstante es mucho más fácil diferenciar los núcleos urbanos sobre los materiales paleozoicos y las arcosas terciarias (norte, oeste y centro de la Comunidad) que sobre los materiales margo yesíferos, arcillosos y carbonatados del este y sur de la Comunidad, ya que en estas áreas se confunden con frecuencia los suelos desnudos con suelos sellados. Utilizar diferentes combinaciones de bandas al hacer la cartografía permite, en gran parte, solventar este problema.

A partir de la identificación visual de los espacios construidos se extraen los polígonos que corresponden a suelo sellado en las dos fechas seleccionadas, 1989 y 2009. Se obtienen así dos imágenes de las áreas selladas en la Comunidad de Madrid (Fig. 2) en las que se visualizan los distintos tipos de sellado: en colores azules las edificaciones más compactas, en colores rojizos las urbanizaciones con áreas ajardinadas y parques urbanos y, en negro las infraestructuras viarias. La comparación de las imágenes refleja el gran incremento de la capital, núcleos urbanos de su área metropolitana y ejes E, SW y NW. La extensión de los suelos sellados en la Comunidad de Madrid en 1989 era aproximadamente de 68.229 ha y en 2009 de 110.338 ha.; esto es, se ha producido una pérdida de suelo de 42.110 ha.

Fig. 1. Imágenes Landsat TM del 25-03-1989 y del 20-06-2009, bandas 5-3-1 (R-V-A)

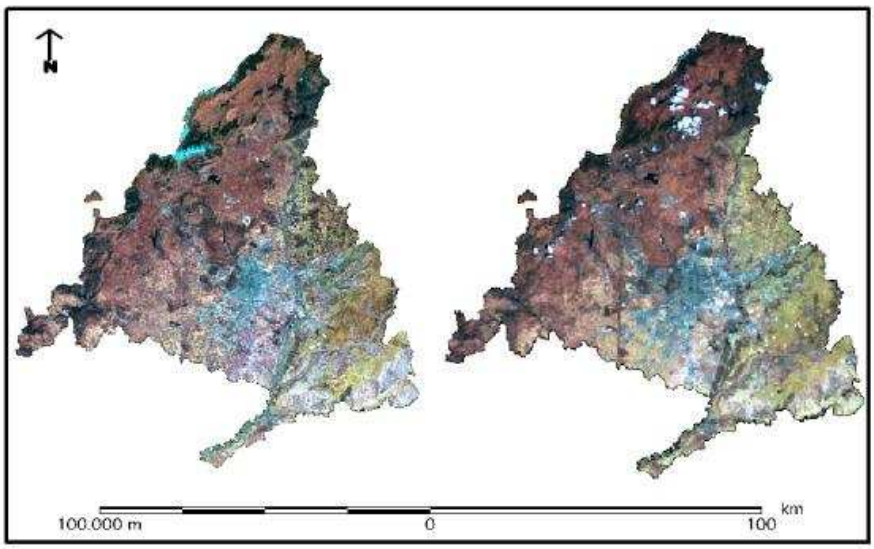
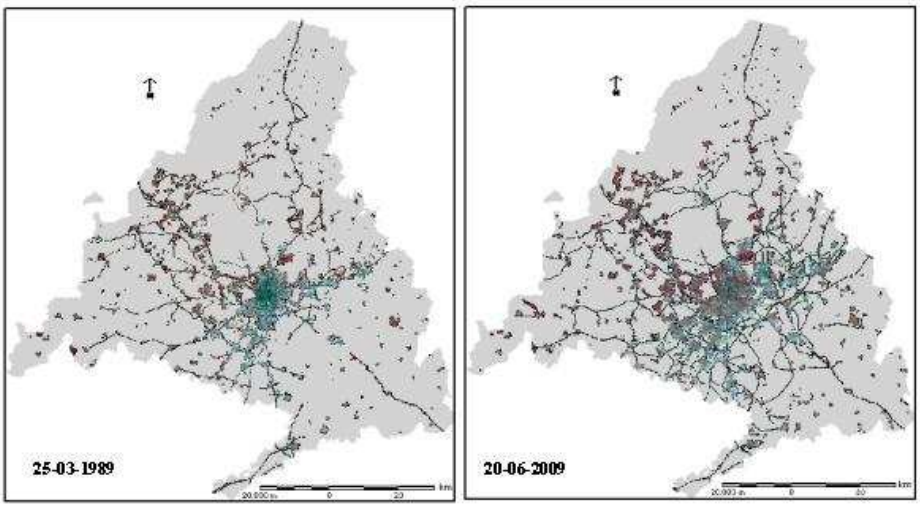
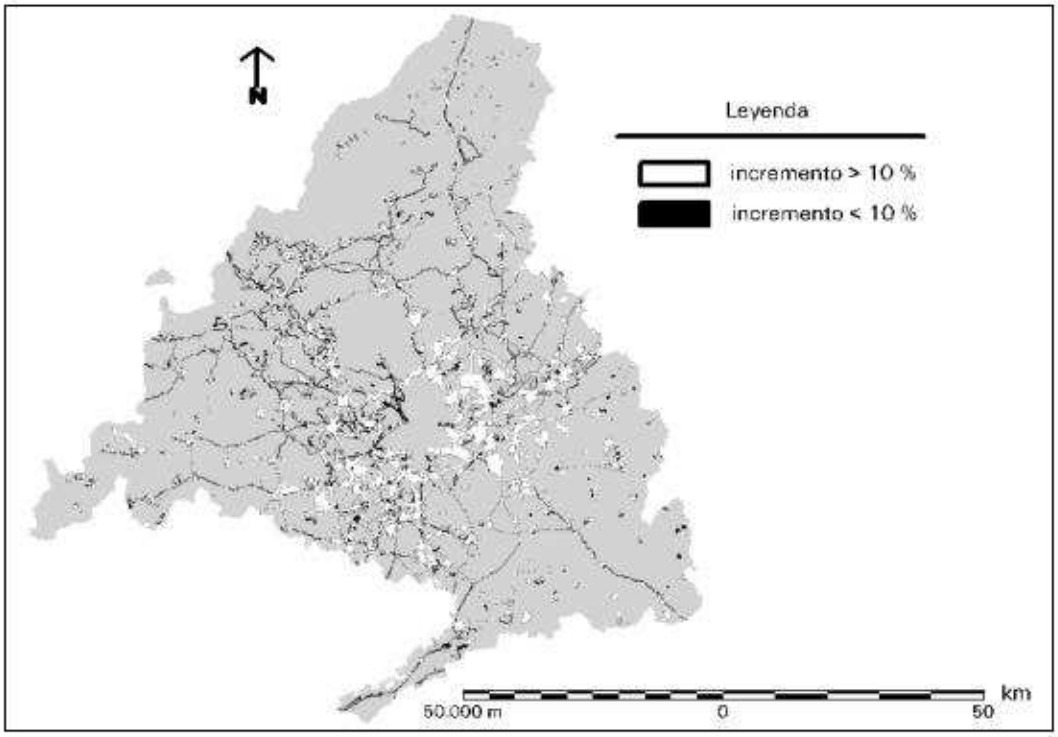


Fig. 2. Suelo sellado en la Comunidad de Madrid a partir de las imágenes TM, bandas 4-3-2 (R-V-A)



A partir de estas dos imágenes se calculan las diferencias entre ellas y se obtiene una nueva imagen en la que se puede observar la extensión del área sellada en estas décadas, destacando en blanco el incremento superior al 10 % y en negro el menor a él (Fig. 3). En esta figura se ve muy clara la distribución del incremento del suelo sellado: al sur y este de Madrid, proximidades de la A6 en el noroeste y en el norte de la capital. Asimismo hay sellado por mejora y construcción de nuevas carreteras y autopistas en toda la Comunidad, especialmente por la construcción de nuevas autopistas radiales. También hay incremento del sellado, aunque con menor extensión, en los principales municipios turísticos de la sierra y de las proximidades del río Tajo. Al analizarla en detalle se observa claramente como el incremento del sellado es debido a dos causas fundamentalmente: incremento de construcciones (tanto viviendas como naves industriales o edificios para oficinas) e infraestructuras (carreteras, autovías, ferrocarril y ampliación del aeropuerto de Barajas).

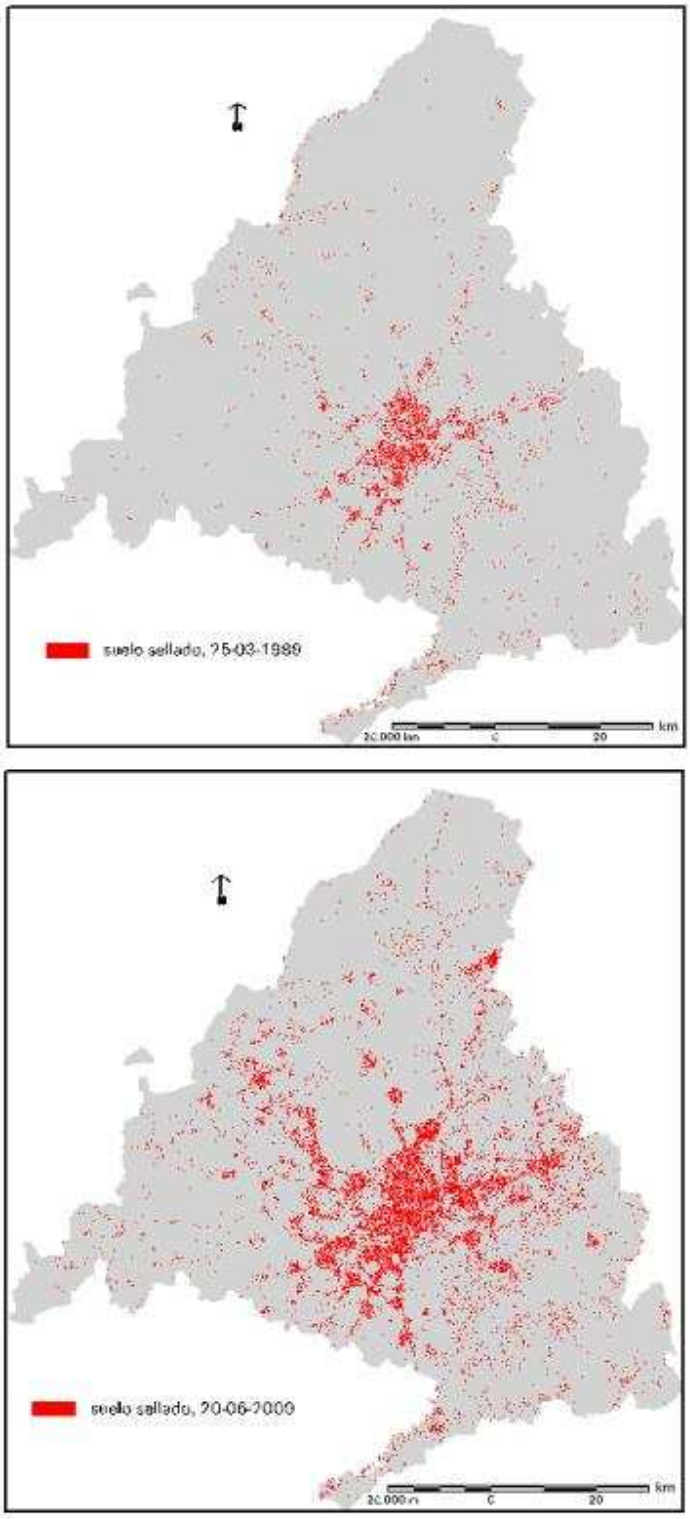
Fig. 3. Cambios entre las imágenes TM del 25-03-1989 y 20-06-2009



Con el fin de conocer la precisión de las clasificaciones automáticas en la detección del sellado se han realizado clasificaciones tanto sin supervisar como supervisadas y se han comparado los resultados con los obtenidos mediante la cartografía manual a partir del análisis visual.

Al realizar las clasificaciones sin supervisar los resultados (independientemente del número de clases que asignemos) son poco fiables, ya que mezclan los suelos sellados con suelos que tienen vegetación natural e incluso, suelos desnudos desarrollados sobre yesos y margas. Además, no clasifica dentro de suelos sellados muchos que sí lo son. Por tanto, con las imágenes TM es necesario realizar clasificaciones supervisadas. De todas ellas la clasificación más fiable es la que se realiza sin ninguna regla paramétrica y con el algoritmo de mínima distancia (Fig. 4). Las clasificaciones realizadas con los algoritmos de máxima probabilidad y de la distancia de Mahalanobis introducen numerosos errores.

Fig. 4. Clasificación supervisada: suelo sellado



Pero aún ofreciendo bastante fiabilidad las clasificaciones automáticas tienen limitaciones. En la imagen de 1989 se confunde la nieve de la sierra con áreas urbanas, aunque es posible diferenciarlas con la banda térmica. En la imagen de junio de 2009 se confunden algunos suelos urbanos con suelos yesíferos y con algunos suelos desnudos

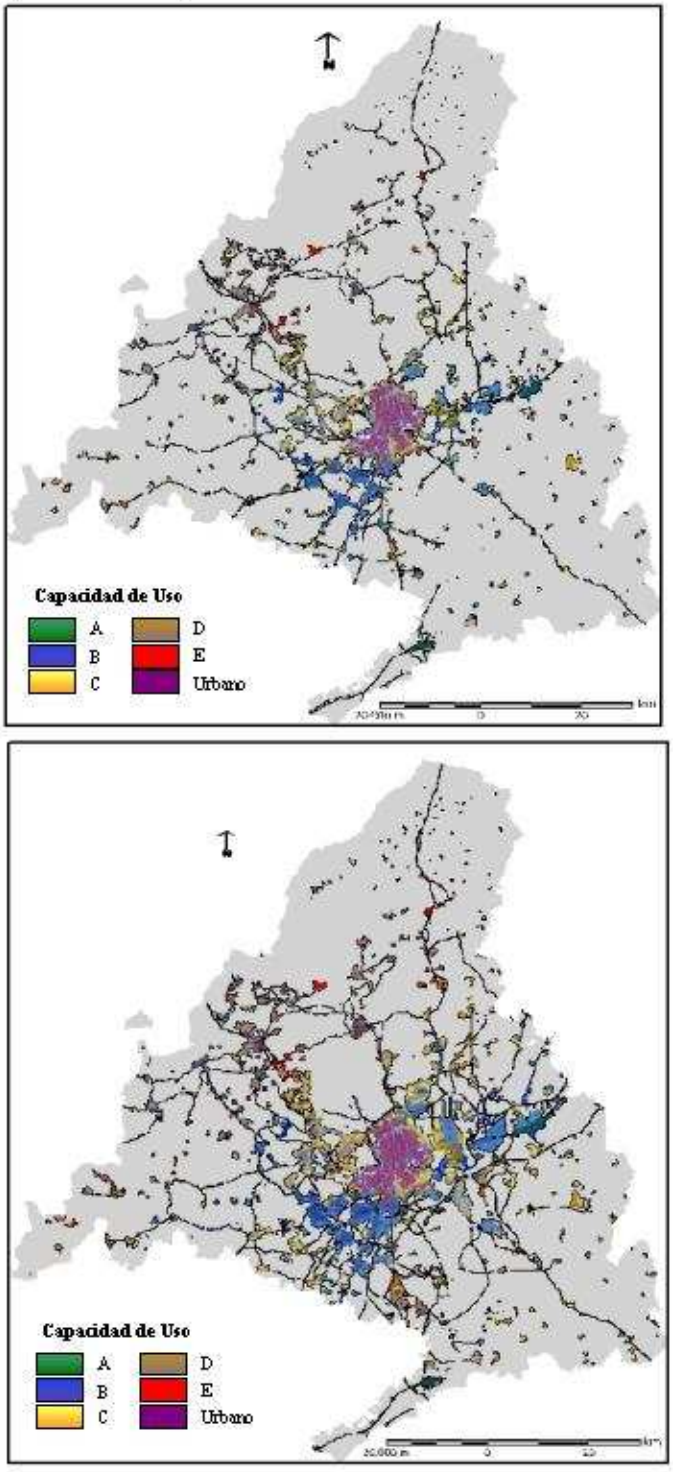
desarrollados sobre otros materiales neógenos. También hay problemas cuando las imágenes tienen algunas nubes ya que no permiten obtener los valores digitales de los municipios que están debajo, por lo que algunos pueblos quedan sin clasificar como suelos urbanos. En estos casos es mejor la cartografía tradicional, ya que permite obviar estos errores. De hecho al hacer la clasificación supervisada la diferencia del área sellada entre las dos fechas es algo mayor (45.198 ha) que al calcularla con las imágenes originales (42.110 ha); esto es debido principalmente a que en el sudeste de la Comunidad de Madrid la clasificación supervisada confunde los suelos sellados con los sedimentos yesíferos.

Analizando el conjunto de imágenes obtenidas mediante los diferentes tratamientos digitales se concluye que el mayor sellado de suelo corresponde a los alrededores de Madrid. Desde 1989 se ha incrementado mucho el sellado en el área comprendida entre grandes núcleos urbanos del sur: Alcorcón-Fuenlabrada-Leganés y Getafe, en el este en las proximidades de los ríos Jarama y Henares, al norte entre Alcobendas-La Moraleja y al noroeste, a lo largo de la autovía A6. Esto es debido al notable incremento de población en el área metropolitana de Madrid y sus alrededores.

Según datos del I.N.E. la población en la Comunidad de Madrid ha pasado de 4.964.486 en 1989 a 6.271.638 en 2008. De los 1.307.152 nuevos habitantes sólo 104.808 corresponden al municipio de Madrid, frente al gran número de municipios que presentan un cambio muy notable. Entre 1989 y 2008 hay 171 municipios que aumentan su población. De ellos, en 1989 había 6 núcleos urbanos con más de 100.000 habitantes, que se localizan al sur de Madrid (Móstoles, Leganés, Alcorcón, Getafe y Fuenlabrada) y al este (Alcalá de Henares). En veinte años el desarrollo urbano se ha intensificado en todos estos núcleos y dos municipios alcanzan una población superior a 200.000 habitantes (Móstoles y Alcalá de Henáres). Además, ha aumentado el número de núcleos urbanos con más de 100.000 habitantes (10), incluyéndose Torrejón de Ardoz, Parla y Alcobendas, al E, S y N de la capital. Así, los municipios del área metropolitana han incrementado mucho su población en estos años. También han aumentado otros municipios situados a más distancia, aunque la presión demográfica en ellos es mucho menor. Por el contrario, sólo hay ocho núcleos rurales en toda la Comunidad que disminuyen su población y están situados, la mayoría en las áreas más alejadas de la capital.

Una vez cartografiadas las áreas selladas y conocido el incremento y distribución de este proceso, el objetivo del estudio es conocer a qué clases agrológicas y unidades de suelos correspondían los suelos que han desaparecido (Fig. 5). Para ello se han superpuesto las imágenes en las que se representan los polígonos del incremento de sellado, con los mapas de capacidad potencial de uso agrícola (Monturiol y Alcalá, 1990 a) y asociaciones de suelos (Monturiol y Alcalá, 1990 b), estableciéndose los siguientes resultados:

Fig. 5. Capacidad potencial de uso agrícola: suelo sellado en la Comunidad de Madrid en 1989 y 2009.



La clase agrológica A, de máxima calidad, se localiza en la vega del río Tajo y dos de sus principales afluentes, Jarama y Henares. El sellado del suelo por edificaciones ha afectado

sobre todo al corredor industrial del Henares donde se han construido numerosas naves en la llanura de inundación y primeras terrazas fluviales. No obstante este sellado ya era importante en los años ochenta. Por el contrario en las vegas de los ríos Jarama y Tajo el impacto por sellado en esta clase agrológica es minoritario y se mantienen los usos agrícolas, incluso en las proximidades de la capital. Esta clase agrológica corresponde, en su mayoría, a una asociación de fluvisoles (con cambisoles, regosoles y luvisoles y calcisoles).

La clase agrológica B es de buena calidad y se corresponden a asociaciones dominadas por luvisoles. La principal subclase es la Be que se extiende por el sureste y este de Madrid. En ellos los principales límites se producen por erosión ligera con riesgo muy moderado en zonas llanas (Be1), por erosión e hidromorfismo (Be2) y en pequeña proporción por hidromorfía ligera (Bh1). Estos suelos han experimentado un intenso y extenso sellado por el crecimiento muy rápido de los grandes núcleos del sur, sudeste (Getafe, Alcorcón, Móstoles, Leganés y Fuenlabrada) y este de la capital de España (Torrejón de Ardoz y Alcalá de Henares). El área metropolitana del sur y sudeste de Madrid supera en la actualidad el millón de habitantes, siendo los núcleos que más han crecido en la Comunidad de Madrid.

La clase agrológica C de calidad intermedia está condicionada principalmente por la erosión y por el escaso espesor del suelo. Esta clase está ampliamente distribuida por la Comunidad de Madrid en los sedimentos terciarios (arcosas, arenas, calizas, margas, arcillas, etc.) y se corresponden con cambisoles, regosoles, luvisoles y calcisoles. Junto a la clase agrológica B es la que muestra mayor incremento en el sellado en los últimos 20 años. La clase agrológica C ha desaparecido del entorno de la ciudad de Madrid y los ejes de comunicaciones del noroeste, en las proximidades de la Autovía A6 (Pozuelo, Las Rozas, Majadahonda, etc.) y del norte, junto a la autovía A1 (San Sebastián de los Reyes, Alcobendas, Algete, Guadalix de la Sierra, etc.). Las principales subclases que han experimentado sellado de suelos por crecimiento urbano (residencial e industrial) son Ce (limitante en el uso agrícola por erosión) y Cx (limitante por escaso espesor), Ch (limitante por hidromorfismo) y Cf (limitante por propiedades físicas).

La clase agrológica D, de muy baja productividad agrícola, se localiza fundamentalmente en los materiales paleozoicos del Sistema Central y en los sedimentos margoyesíferos de la cuenca del Tajo, al sudeste de la Comunidad de Madrid. Los principales límites de los suelos en la sierra se produce por erosión (De) y poco espesor (Dx) y en menor medida por hidromorfía (Dh). Sin embargo, al sudeste y suroeste de la Comunidad el límite se debe a la erosión, con relieves muy acarcavados y elevada pérdida de suelo. En la sierra las unidades de suelo pertenecientes a esta clase corresponden a las asociaciones de leptosoles y cambisoles. Por el contrario, en la campiña se localizan regosoles y gipsisoles. Debe destacarse que al estar estos suelos localizados a mayor distancia de la ciudad de Madrid y debido también a sus características litológicas y geomorfológicas es más difícil el desarrollo urbano sobre ellos. No obstante, el incremento de la construcción entre 1989 y 2009 es notable en algunos núcleos alejados de la capital, pero con buenas comunicaciones viarias.

La clase agrológica E dominada por leptosoles, es de nula calidad agrícola y se localiza principalmente en sectores aislados de la sierra. Se corresponde con las subclases Ee, con límites por erosión y Ex, limitados por su reducido espesor. Pese a ser suelos poco espesos y con numerosos afloramientos rocosos hay algunos núcleos, próximos a las principales vías de comunicación, que han experimentado un notable incremento del sellado

en los últimos veinte años (Manzanares el Real, Torrelodones, Collado Villalba, etc.). El proceso de urbanización se produce por construcción de la vivienda habitual, en núcleos cada vez más alejados de la capital, debido a los altos precios del suelo y por segunda residencia en algunos municipios turísticos de la región.

Por tanto, el mayor incremento en el sellado de los suelos de la región corresponde a las clases B y C, en áreas próximas a la capital y a sus principales carreteras. No obstante, cerca de la capital hay sectores que han sufrido menos el problema del sellado debido a que están protegidos por diversas leyes y normas. Es el caso de los suelos de El Pardo (aunque con otros problemas como acarcavamiento por erosión) y de los situado en el Parque Regional del Manzanares.

4. Conclusiones

El sellado de suelos en la Comunidad de Madrid ha sido muy importante en los últimos veinte años, próximo a las 40.000 ha. Esto es debido en gran medida al incremento de la población, especialmente en el área metropolitana y a la favorable situación económica de las últimas décadas, con gran desarrollo industrial y del sector de la construcción.

La disponibilidad y el acceso gratuito de las imágenes Landsat permite calcular los cambios por sellado de suelo en ciudades grandes y con rápido crecimiento, como es el caso de Madrid. Para cartografiar los suelos sellados a partir de imágenes del satélite Landsat las mejores combinaciones de bandas corresponden a las mezclas de los canales 5 y/o 7 con canales del visible. A partir de estas combinaciones se puede hacer una cartografía basada en el análisis visual que es más precisa que la automática, ya que ésta produce alguna confusión, especialmente en los suelos desarrollados sobre materiales margo-yesíferos y carbonatados del sudeste de la Comunidad.

El sellado en estos últimos veinte años afecta sobre todo a las áreas próximas a la capital (corona metropolitana) y a los ejes Este, Sudeste y Noreste.

Los suelos que han desparecido pertenecen la mayoría a las clases agrológicas B y C. Amplias extensiones de la clase A ya habían desaparecido con anterioridad, aunque ahora se han sellado gran parte de estos suelos en el corredor del Henares. Las unidades de suelo que han desaparecido pertenecen a luvisoles, seguido de cambisoles, regosoles, calcisoles y fluvisoles.

5. Bibliografía

BIASIOLI, M.; BARBERIS R. and AJMONE F. 2006. The influence of a large city on some soil properties and metals content. Sci. Total Environ. 356: 154–164.

BOUMA J. 2006. Soil functions and land use. En Soils. Basic Concepts and Future Challenges(G. Certini and R. Scalenghe, Editors), Cambridge University Press. 211–221. Cambridge:

CASTILLO, V.; VANDEKERCKHOVE, L.; JARMAN, R. 2004 Working Group on Soil Erosion Introduction. Final report. European Commision. 23 pp.

EFFLAND, W.R. y POUYAT, R.V. 1997. The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas, Urban Ecosyst. 1: 217–228.

GARCÍA ALVARADO, J.M. 1997 Propuesta teórico-metodológica para la valoración de la calidad urbano ambiental. Anales de Geografía de la Universidad Complutense, 17:11-25.

GARCÍA ALVARADO, J.M. 2000. Capacidad potencial de uso agrario y urbanización: contribución a la geografía de la sostenibilidad de la región de Madrid. Anales de Geografía de la Universidad Complutense, 20: 419-436.

GARCÍA, M.P. y PÉREZ, M.E. 2007. Changes in soil sealing in Guadalajara: Cartography with Landsat images. Science of the Total Environment, 378: 209-213

MONTURIOL, F. y ALCALÁ, L. 1990 a. Mapa de capacidad potencial de uso agrícola de la Comunidad de Madrid. Escala 1:200.000. C.S.I.C., Comunidad de Madrid. 1ª edición. 31 pp. Madrid.

MONTURIOL, F. y ALCALÁ, L. 1990 b. Mapa de asociaciones de suelos de la Comunidad de Madrid. Escala 1:200.000. C.S.I.C., Comunidad de Madrid. 1ª edición.. 71 pp. Madrid

NAREDO, J.M. y GARCÍA, R. 2008. Estudio sobre la ocupación de suelo por usos urbano-industriales, aplicado a la Comunidad de Madrid. Informe Final. Documentos http:// habitat.aq.upm.es/oscam/

NIZEYIMANA, E.L.; PETERSEN, G.W.; IMHOFF, M.L.; SINCLAIR JR.,H.R.; WALTMAN, S.W.; REED-MARGETAN, D.S.; LEVINE, E.R. y RUSSO, J.M. 2001. Assessing the impact of land conversion to urban use on soils with different productivity levels in the USA, Soil Sci. Soc. Am. J. 65: 391–402.

SCALENGHE, R. Y AJMONE-MARSAN, F. 2009. The anthopogenic sealing of soils in urban areas. Landscape and Urban Planning, 9,0 1-2: 1-10.

VAN-CAMP, L.; BUJARRABAL, B.; GENTILE, A.R.; JONES, R; MONTANARELLA, L.; OLAZÁBAL, C. y SELVARADJON, S.K. 2004. Reports of the technical working groups. Established under the thematic strategy for soil protection. EUR 21319 EN/6 872. Office for Official Publ. Of the European Communities. Vo. VI. Luxembourg.

http://www.ine.es/

Efecto de tratamientos selvícolas de aclareo sobre las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo en un bosque de pinar en Chelva (Valencia)

LULL NOGUERA, C.[1], BAUTISTA CARRASCOSA, I.[1], LADO MONSERRAT, L.[1], LASALA GONZÁLEZ, I.[2], LIDÓN CEREZUELA, A.L.[1], LLINARES PALACIOS, J.V.[3]

[1] Grupo de Investigación en Ciencia y Tecnología Forestal del Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia, Camino de Vera s/n, 46022, Valencia, España.
[2] Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad Politécnica de Valencia, Camino de Vera s/n, 46022, Valencia, España.
[3] Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras, Universidad Politécnica de Valencia, C/ Paranimf 1, 46730 Grao de Gandia (Valencia), España.

Resumen
En este trabajo se realiza un análisis comparativo de las propiedades biológicas y bioquímicas de un suelo cuyas masas forestales fueron sometidas hace doce años a distintos tratamientos selvícolas. Se realizaron dos tratamientos consistentes en la eliminación total de la masa de pinar en un caso, y en un aclareo sucesivo uniforme en el que se respetaron el 50% de los pies, en el otro. El estudio se ha llevado a cabo mediante la medición, en tres épocas del año 2009, de diferentes parámetros biológicos y bioquímicos del suelo en parcelas tratadas y en una parcela control en la que no hubo intervención. Los resultados muestran una gran variabilidad temporal en los valores de carbono orgánico oxidable correspondientes a las distintas fechas de muestreo no apreciándose una tendencia clara en el comportamiento de esta variable. Aún así, la media anual indica mayores valores de carbono orgánico oxidable, carbono orgánico soluble, carbohidratos, carbono de la biomasa microbiana y respiración en la parcela de aclareo sucesivo uniforme. En cuanto a la actividades enzimáticas, se observa que en general los valores medios del período considerado siguen la secuencia aclareo sucesivo > entresaca por bosquete > control. La comparación de las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo entre tratamientos selvícolas se ve dificultada por la alta heterogeneidad espacial y temporal presente en los suelos forestales.

Palabras clave
Suelos forestales, aclareos, actividad enzimática, carbono orgánico soluble, biomasa microbiana.

1. Introducción

El monte mediterráneo se caracteriza por ser un monte estructuralmente complejo. Ello es debido en gran medida a las condiciones ambientales en las que se desarrolla (baja pluviometría, suelos pedregosos y superficiales, episodios de precipitación intensa, riesgos de erosión) y a la presión humana a la que se ve sometido, con alta incidencia de incendios forestales. Una manera adecuada de reducir su vulnerabilidad es realizar una gestión de la masa forestal encaminada a aumentar la riqueza de especies y la resiliencia del bosque. Ello requiere de unos tratamientos selvícolas adecuados para que, en un periodo relativamente corto, se pueda conducir una masa arbórea monoespecífica de pinar hacia una masa arbórea mixta de buena calidad forestal y ambiental (GOBERNA et al., 2007). En este sentido, los

tratamientos selvícolas de aclareo crean huecos en la masa aumentando los niveles de luz en el piso inferior, lo que favorece el desarrollo de la vegetación herbácea y arbustiva, que de acuerdo con recientes estudios sería lo más adecuado para los montes de zonas semiáridas mediterráneas (GOBERNA et al., 2007).

Sin embargo, en condiciones de fuerte insolación como las de la Comunidad Valenciana, la apertura excesiva de la masa podría tener efectos negativos al aumentar demasiado la radiación incidente y las condiciones de estrés hídrico y térmico, lo que podría repercutir en la pérdida de biodiversidad. Por este motivo, es interesante saber como influyen los tratamientos selvícolas sobre la composición de la vegetación y el desarrollo de las diferentes especies, ya que la competencia por la luz, agua y nutrientes, que ocasiona la colonización de ciertas especies con mayor capacidad de crecimiento, puede impedir el desarrollo de otras. Estos tratamientos suelen provocar cambios en la materia orgánica y en la biodiversidad de la biomasa microbiana, lo cual tiene influencia en las propiedades físicas, químicas, biológicas y bioquímicas del suelo (PRESCOTT, 1997).

Por otra parte, los ecosistemas forestales pueden almacenar cantidades sustanciales de carbono, tanto en el suelo como en la biomasa. El manejo forestal intensivo, al alterar las propiedades y condiciones ambientales del suelo, puede repercutir en la actividad de los microorganismos y, por tanto, en la descomposición de la materia orgánica (CORTINA & VALLEJO, 1994) y en la dinámica del carbono (BRUMME, 1995), pudiendo representar el suelo una fuente importante de CO_2 y otros gases invernadero a la atmósfera. Estos flujos de CO_2 procedentes del suelo son el segundo mayor componente del ciclo global del carbono (SCHLESINGER et al., 2000) y juega un importante papel en el cambio climático. Cabe destacar el importante potencial para aumentar los sumideros de carbono de los bosques mediante la reforestación, la forestación y la gestión forestal.

2. Objetivos

El objetivo de este estudio es el análisis de las propiedades microbiológicas (carbono de la biomasa microbiana y respiración basal) y bioquímicas (actividad enzimática) de suelos cuyas masas forestales han sido sometidas a distintos tratamientos silvícolas con el fin de tener más información a la hora de realizar futuras actuaciones. Se han determinado también propiedades físicas y químicas de los suelos, teniendo en cuenta que la acción que ejercen los microorganismos se va a ver influenciada por dichas propiedades (un buen microhábitat conlleva un óptimo desarrollo microbiano). Con objeto de evaluar la influencia que tienen los distintos tratamientos sobre las fracciones más biodisponibles para la biota del suelo, se obtuvieron las formas más lábiles de la materia orgánica del mismo, en las que se incluyen carbono orgánico oxidable (COO), carbono soluble en agua (COS) y carbohidratos solubles en agua (CH).

3. Metodología

3.1. Área de estudio, parcelas y muestreo

Las parcelas se encuentran en el monte de Chelva (Valencia) (Figura 1), a una altitud de unos 900 m, con pendientes suaves (<5%), y sobre sustratos calizo y margoso. Las orientaciones son fundamentalmente noroeste y norte. La precipitación media anual es de

unos 441 mm, con un régimen térmico que tiende al continental, de temperatura media anual de 13,2 ºC. Desde el punto de vista del piso bioclimático, el territorio está situado en el piso mesomediterráneo con ombroclima seco. La vegetación del territorio corresponde a un pinar de *Pinus halepensis* con estrato arbustivo dominado por los arbustos, *Quercus coccifera, Juniperus phoenicea, Juniperus oxycedrus,* etc., perteneciente a la asociación *Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae*, que a su vez forma parte de la serie *Querceto rotundifoiae sigmetum*.

Los tratamientos selvícolas se efectuaron en 1997 y consistieron en cortas finales de entresaca por bosquete (en adelante Bosquete) en las que se eliminó totalmente el estrato arbóreo y cortas con criterio de aclareo sucesivo uniforme (en adelante ASU) en la que se respetaron el 50% de los pies; en dicho monte se utiliza como control una parcela sin intervención con el 100% de la espesura inicial (Figura 2). Las dimensiones de las parcelas son: Control (30 m x 30 m), Bosquete y ASU (45 m x 45 m). En estas parcelas se ha realizado la caracterización dasonómica y florística de la masa forestal antes y después de los tratamientos (GALIANA et al., 2001a; ESCRIG et al., 2005), la caracterización lumínica sobre el sotobosque a través de la medida de la radiación PAR (GALIANA et al., 2001b; SORIA et al., 2005), y la evolución del crecimiento diametral de la masa de pinar (GONZÁLEZ et al., 2005).

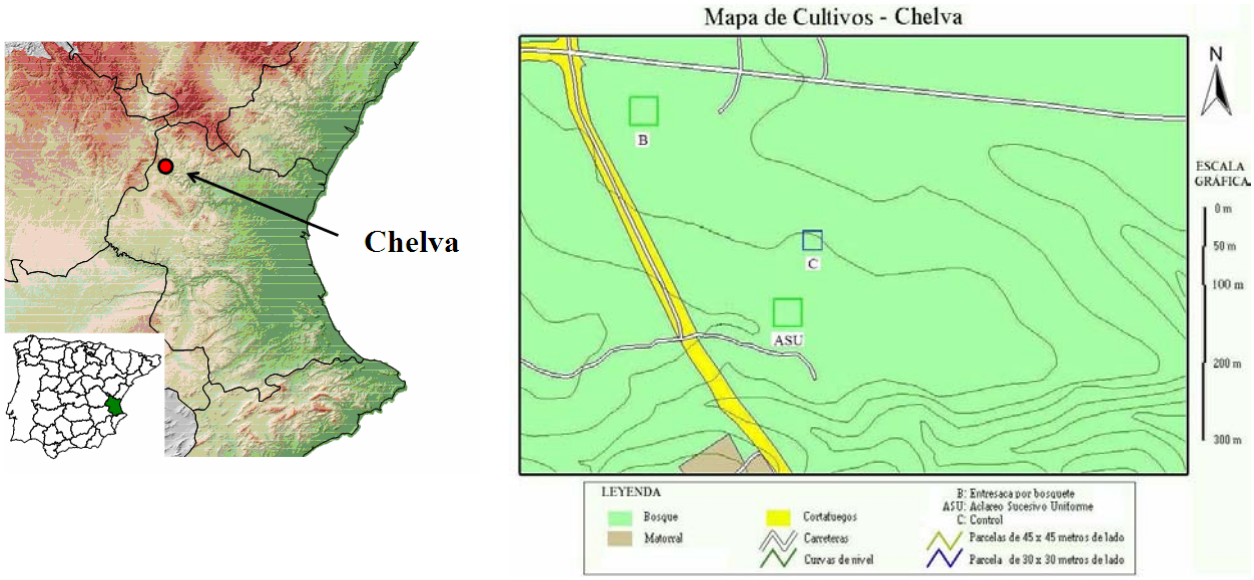


Figura 1. Localización de las parcelas de estudio


Control


Entresaca por Bosquete


Aclareo Sucesivo Uniforme

Figura 2. Parcelas de estudio

En diferentes épocas del año, se recogieron muestras del suelo superficial (0-10 cm), una vez retirada la hojarasca. En cada parcela se tomaron 3 muestras. Las muestras se guardaron en bolsas de plástico cerradas herméticamente y al llegar al laboratorio se almacenaron a 4º C. Una submuestra se secó al aire para el análisis de las propiedades generales. Se han realizado tres muestreos: uno en primavera a finales de abril; otro en verano a principios de julio y otro en otoño a principios de noviembre, todos ellos durante el año 2009.

3.2. Análisis de las propiedades físicas y químicas

Se utilizó suelo seco al aire tamizado por 2 mm para todos los análisis excepto para el COO, para los cuales se utilizó suelo tamizado por 500 µm. La conductividad eléctrica y el pH se midieron en una solución acuosa 1:2,5 (w/v), en un conductímetro Crison 522 y un pH-metro Crison micropH 2001 respectivamente. Los carbonatos totales se determinaron en un calcímetro de Bernard. La textura se determinó por densímetro. La capacidad de retención hídrica se midió en placas Richard a 1/5 de atmósfera. El COO se determinó mediante oxidación con K_2CrO_7 1 N en medio ácido y valoración del exceso de dicromato con sulfato ferroso 0,5 N (WALKLEY & BLACK, 1934). El COS y los CH se extrajeron con agua destilada (1:2,5, sólido:líquido), agitando 30 min y 2 h respectivamente. Los extractos se separaron por centrifugación y filtrado. El COS se determinó colorimétricamente midiendo la absorbancia a 590 nm (YAKOVCHENKO & SIKORA, 1998). Los CH se determinaron por el método de la antrona (BRINK et al., 1960). Las propiedades físicas y químicas de los suelos quedan reflejadas en la tabla 1.

Tabla 1. Características de los suelos

	Control	Bosquete	ASU
% arena	28,3 (13,3)	32,0 (7,7)	27,5 (12,0)
% limo	54,2 (6,8)	52,2 (5,8)	53,3 (6,8)
% arcilla	17,5 (6,5)	15,8 (1,9)	19,2 (5,2)
Textura	Franco-limoso	Franco-limoso	Franco-limoso
pH (H_2O)	7,21 (0,35)	7,12 (0,25)	7,88 (0,18)
Conductividad eléctrica (dS m^{-1})	0,140 (0,04)	0,166 (0,04)	0,361 (0,15)
Carbonatos (g 100 g^{-1})	1,01 (0,15)	0,88 (0,09)	3,01 (2,61)
Capacidad de retención hídrica (%)	13,43 (4,39)	17,55 (3,99)	25,19 (5,37)

Valores entre paréntesis indican la desviación estándar de n = 3 muestras para textura y carbonatos, n = 9 para pH, CE y capacidad de retención hídrica.

3.3. Análisis microbiológico

Para los análisis microbiológicos y las actividades enzimáticas las muestras de suelo fresco se tamizaron (< 2 mm) y se almacenaron en cámara fría a 4º C. El carbono de la biomasa microbiana (CBM) se determinó mediante el método de fumigación-extracción (VANCE et al., 1987), utilizando el suelo fresco correspondiente a 25 g de suelo seco y humedecido al 60% de su capacidad de retención hídrica a 1/5 de atmósfera. El carbono de las muestras fumigadas y de las no fumigadas se extrajo con 100 ml de K_2SO_4 0,5 M, posteriormente el extracto se filtró (Whatman 42) y se determinó el carbono mediante el método de YAKOVCHENKO & SIKORA (1998). El CBM se obtuvo aplicando a la

diferencia entre el carbono extraído de las muestras fumigadas y las muestras no fumigadas un factor (Kc) de 0,38.

La respiración microbiana se midió a través de la determinación del CO_2 desprendido al cabo de 14 días a 25 ºC, para ello se emplearon recipientes de 250 mL, donde se colocó el suelo fresco correspondiente a 10 g de suelo seco y humedecido al 60% de su capacidad de retención hídrica a 1/5 de atmósfera y un vial con 2 mL NaOH 1 M. Tras precipitar los carbonatos con 0,8 mL de $BaCl_2$ 2,5 N, se valoró con HCl 0,2 M.

3.4. Actividades enzimáticas

Las actividades β-glucosidasa y fosfomonoesterasa ácida se determinaron después de la incubación de los suelos con sustratos que contienen *p*-nitrofenil mediante medida de la cantidad de *p*-nitrofenol liberado durante la hidrólisis enzimática con espectrofotómetro. Las actividades enzimáticas fueron cuantificadas con referencia a curvas de calibración correpondientes a patrones de *p*-nitrofenol. En el caso de la β-glucosidasa los patrones se incubaron con suelo. La actividad ácida fosfomonoesterasa se determinó utilizando *p*-nitrofenil-fosfato (25 mM) como sustrato e incubando a pH 6,5 (Tampón Universal Modificado) y 37 ºC. Después de 1 h se añadió $CaCl_2$ 0,5 M y el *p*-nitrofenol liberado se extrajo con NaOH 0,5 M (TABATABAI & BREMNER, 1969). La actividad β-glucosidasa se determinó como se describe para la actividad fosfomonoesterasa excepto que el sutrato utilizado fue *p*-nitrofenil-β-D-glucopiranósido (25 mM), el pH del tampón fue 6 y el *p*-nitrofenol se extrajo con Tris(hidroximetil)aminometano-NaOH 0,1 M de pH 12 (EIVAZI & TABATABAI, 1988). La actividad deshidrogenasa se analizó siguiendo el procedimiento descrito por CAMIÑA et al. (1998), utilizando 2-*p*-iodofenil-3-*p*-nitrofenil-5-feniltetrazolio (INT) como aceptor artificial de electrones, el cual es reducido a iodonitrotetrazolio formazán (INTF). El INTF se extrajo con etanol:*N*,*N*-dimetilformamida (1:1) y se determinó colorimétricamente a 490 nm. La curva de calibrado de INTF se prepara en presencia de suelo. La actividad ureasa se determinó de acuerdo con NANNIPIERI et al. (1980). Para ello se utiliza como sustrato urea al 6,4 % y se incuba a 37 ºC durante 1,5 h en tampón fosfato 0,1 M (pH 7,0) y midiendo el amonio liberado mediante un electrodo selectivo (Fiastar 5000 Analyzer). Las determinaciones se llevaron a cabo por triplicado salvo para los controles que se hicieron por duplicado. Los correspondientes controles para cada suelo y actividad enzimática siguieron el mismo procedimiento que las muestras pero sin adición de sustrato antes de iniciarse la reacción enzimática.

3.5. Análisis estadístico

Los análisis estadísticos consistieron en análisis de la varianza y comparación de medias que se realizaron con el software Statgraphics 5.1 plus.

4. Resultados

Las características de los suelos de las tres parcelas se muestran en la tabla 1. A pesar de la cercanía de éstas, la parcela sometida al tratamiento ASU, situada en la parte superior de la ladera, presenta una mayor heterogeneidad en las propiedades del suelo con un contenido

ligeramente superior de arcilla, un pH más alto y una conductividad eléctrica y capacidad de retención de agua mayor.

La tabla 2 recoge los valores de las diferentes fracciones del carbono en cada parcela en las fechas muestreadas y el valor medio del período de estudio. Cabe resaltar la gran variabilidad temporal encontrada en los valores de COO correspondientes a las distintas fechas de muestreo no apreciándose una tendencia clara en el comportamiento de esta variable. Aún así, la media anual indica mayores valores en la parcela ASU. Estos resultados podrían indicar que el número de muestras tomadas en cada parcela (tres puntos) y época del año no recoge adecuadamente toda la variabilidad espacial existente, la cual se añadiría a la posible variabilidad temporal. La dependencia del resto de variables analizadas con el contenido de COO determina un comportamiento en cuanto a variabilidad similar en las otras fracciones del carbono, observándose valores más altos de las fracciones lábiles en la parcela ASU, que duplican los observados en las otras dos parcelas.

Tabla 2. Fracciones del carbono orgánico del suelo en diferentes estaciones

	Primavera	**Verano**	**Otoño**	**Media**
COO (%)				
Control	0,94 (0,30)	0,74 (0,18)	3,74 (0,02)	1,81
Bosquete	1,57 (0,46)	1,66 (0,16)	4,09 (0,59)	2,44
ASU	3,06 (2,07)	2,37 (0,46)	2,93 (0,47)	2,79
COS (μg C g^{-1} suelo)				
Control	82,84 (22,79)	74,69 (20,46)	67,78 (2,55)	75,10
Bosquete	59,70 (10,25)	164,90 (30,88)	40,30 (20,39)	88,30
ASU	180,70 (93,28)	172,80 (51,37)	145,8 (9,66)	166,45
CH (μg C g^{-1} suelo)				
Control	13,41 (6,41)	18,39 (9,47)	15,54 (1,04)	15,78
Bosquete	9,40 (4,19)	49,10 (15,30)	11,00 (3,90)	23,18
ASU	55,5 (27,21)	49,7 (23,25)	33,80 (10,01)	46,34
CBM (μg C g^{-1} suelo)				
Control	129,4 (67,5)	110,7 (38,7)	262,5 (45,0)	167,5
Bosquete	124,9 (17,5)	379,0 (131,9)	272,9 (144,4)	258,9
ASU	347,3 (188,5)	327,3 (91,8)	682,3 (121,0)	452,3

Valores entre paréntesis indican la desviación estándar de n = 3 muestras.

En las figuras 3 y 4 se presenta la evolución en el tiempo de las propiedades biológicas y bioquímicas en cada una de las parcelas. En la figura 3 se observa un comportamiento similar en cuanto a contenido en CBM y respiración. Los mayores valores de ambos parámetros se encuentran en la parcela ASU, observándose además un aumento significativo de la respiración en la época de verano en las parcelas Bosquete y Control coincidiendo con el aumento de temperatura del suelo, mientras que en la parcela ASU la respiración fue similar en las tres épocas consideradas. En cuanto a la actividades enzimáticas, se observa que en general los valores medios del período considerado siguen la secuencia ASU > Bosquete > Control. Las variaciones estacionales muestran mayor actividad enzimática en primavera (Figura 4), siguiendo un patrón de evolución temporal que depende de la enzima considerada; así mientras que las enzimas relacionadas con los ciclos del nitrógeno y del fósforo (ureasa y fosfatasa) alcanzan mínimos en otoño, la deshidrogenasa y β-glucosidasa alcanzan el mínimo en verano, reduciendo su valor a la mitad en esta época del año.

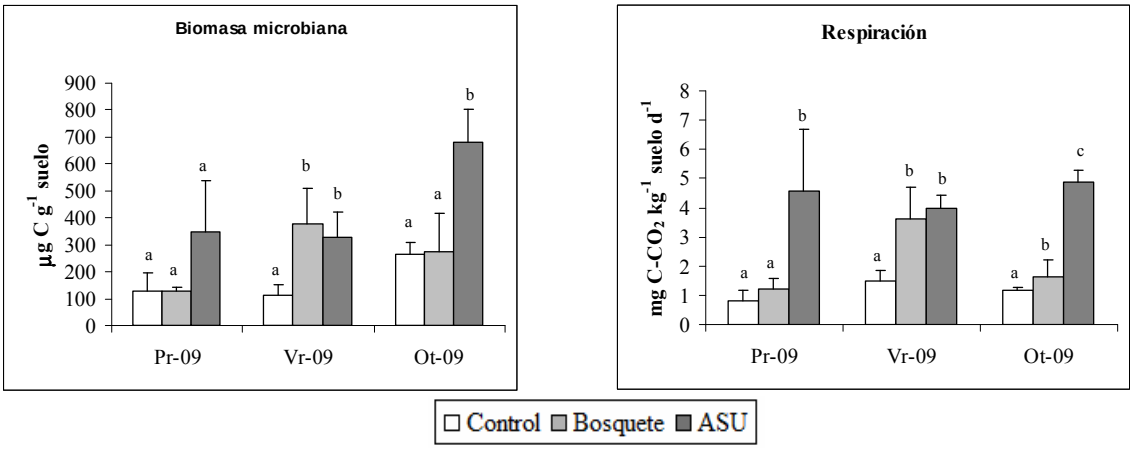


Figura 3. Biomasa microbiana y respiración en los suelos estudiados en diferentes estaciones. Para cada parámetro y estación, los datos seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes de acuerdo con el test LSD ($P \leq 0,05$)

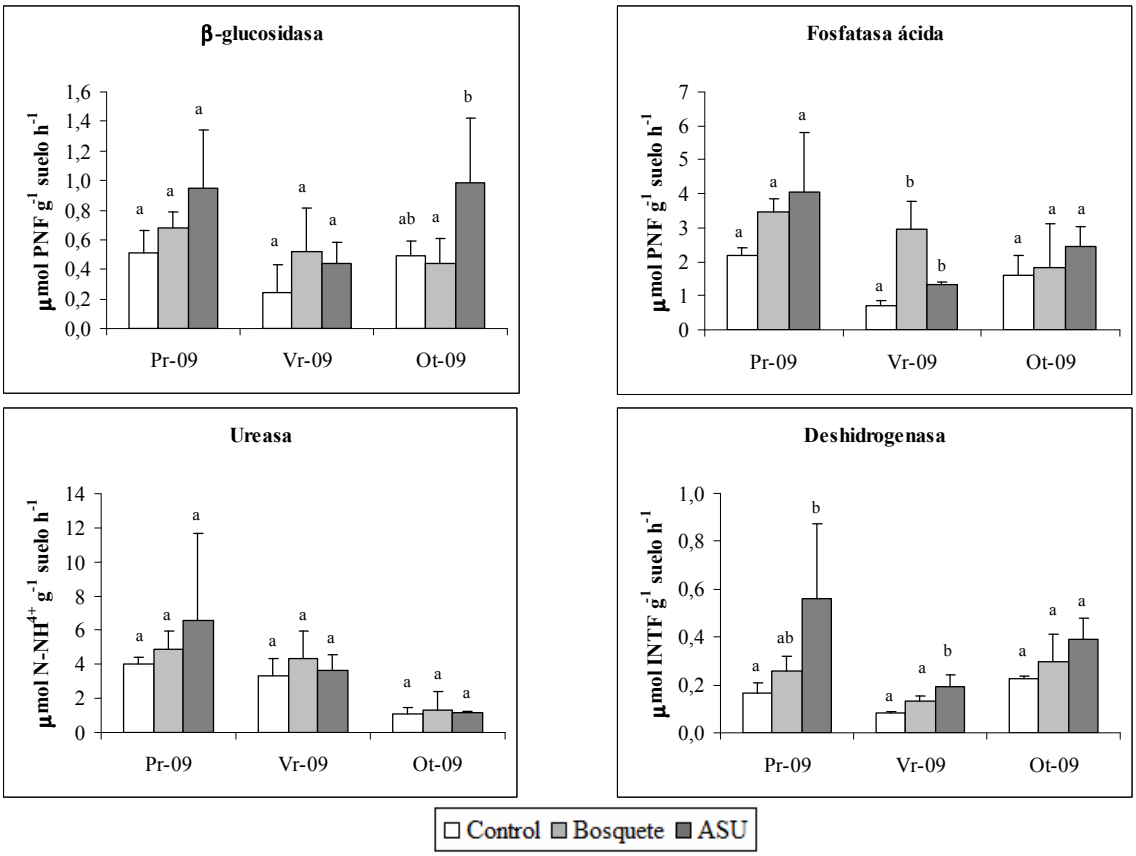


Figura 4. Actividades enzimáticas en los suelos estudiados en diferentes estaciones. Para cada parámetro y estación, los datos seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes de acuerdo con el test LSD ($P \leq 0,05$)

En la tabla 3 se muestran las correlaciones de todas las variables consideradas en el trabajo en las diferentes épocas del año. Cabe resaltar que no existe relación significativa entre el COO y el COS lo que puede indicar que la relación entre ambos dependa de condiciones ambientales lo que implicaría diferencias según la época del año. Algo similar ocurre con los carbohidratos, lo que era esperable al ser la variable CH una fracción importante del COS, siendo la correlación más alta la que presenta el carbono orgánico soluble con los carbohidratos (0,93 con $P \leq 0,001$).

Se observan correlaciones positivas (mayores del 0,75 con $P \leq 0{,}001$) de la capacidad de retención hídrica con la respiración, la biomasa microbiana, la deshidrogenasa y la β-glucosidasa. La actividad fosfatasa correlaciona positivamente con las otras tres enzimas estudiadas (mayores del 0,68 con $P \leq 0{,}001$). La respiración del suelo correlaciona positivamente con el contenido de carbohidratos, de carbono orgánico soluble y con la biomasa microbiana (mayores del 0,75 con $P \leq 0{,}001$). La actividad deshidrogenasa correlaciona positivamente con el contenido de carbono orgánico oxidable, con la actividad β-glucosidasa, fosfatasa y con la capacidad de retención hídrica (mayores del 0,69 con $P \leq 0{,}001$).

Tabla 3. Matriz de correlación entre los parámetros del suelo considerando las tres estaciones del año

	COO	CH	COS	RESP	CBM	DH	βGLUC	UREASA	FOSF
CH	NS								
COS	NS	0,93***							
RESP	0,36**	0,78***	0,87***						
CBM	0,52**	0,51**	0,64***	0,80***					
DH	0,72***	NS	0,47*	0,59**	NS				
βGLUC	0,42*	NS	0,47*	0,57**	0,65***	0,75***			
UREASA	NS	0,43*	0,58**	0,39*	NS	0,44*	NS		
FOSF	NS	NS	0,52**	0,52**	0,39*	0,70***	0,70***	0,69***	
CRH	0,63***	0,46*	0,60***	0,78***	0,83***	0,80***	0,76***	NS	0,57**

*, ** y *** significativa a $P \leq 0{,}05$, $P \leq 0{,}01$ y $P \leq 0{,}001$, respectivamente. NS, no significativa.
COO: carbono orgánico oxidable, CH: carbohidratos, COS: carbono orgánico soluble, RESP: respiración, CBM: carbono de la biomasa microbiana, DH: deshidrogenasa, βGLUC: β-glucosidasa, FOSF: fosfatasa.

En la tabla 4 se muestran los valores de las diferentes fracciones de carbono expresadas respecto al COO. La proporción de carbono orgánico soluble respecto a COO es máxima en verano para todos los tratamientos, representando casi el 1% del COO, mientras que los valores mínimos se producen en otoño (0,3%). El máximo crecimiento de la solubilidad del carbono orgánico se produce en el tratamiento de Bosquete, debido a la mayor temperatura del suelo en esta parcela y época del año como consecuencia de una mayor radiación neta por el tratamiento recibido (sin cubierta arbórea) (SORIA et al., 2005). Sin embargo la parcela ASU se caracteriza por una menor variación del COS, con una disminución en otoño mucho menos acusada. La misma tendencia se observa en la relación CH/COO. En la relación CBM/COO también se producen diferencias estacionales, si bien la variación no es tan

acentuada. Cabe destacar el comportamiento de la parcela ASU en otoño, con valores significativamente más altos en todas las relaciones consideradas.

Tabla 4. Fracciones del C y CBM frente al COO en el suelo en diferentes estaciones

	Primavera	Verano	Otoño
COS/COO			
Control	89,02 (3,86)	101,77 (29,42)	18,13 (0,62)
Bosquete	39,38 (9,39)	100,30 (24,85)	9,54 (3,54)
ASU	54,88 (10,47)	72,58 (13,78)	50,31 (5,74)
Promedio	*61,09*	*91,54*	*25,99*
CH/COO			
Control	14,12 (4,23)	25,99 (14,53)	4,16 (0,27)
Bosquete	6,45 (3,51)	26,38 (15,87)	2,64 (0,71)
ASU	18,04 (9,10)	20,61 (8,14)	11,40 (2,25)
Promedio	*12,87*	*24,33*	*6,06*
CBM/COO			
Control	132,81 (26,46)	161,78 (91,62)	70,28 (12,19)
Bosquete	81,81 (11,84)	226,03 (70,65)	64,23 (25,91)
ASU	102,74 (5,90)	137,92 (25,00)	234,03 (36,30)
Promedio	*105,79*	*175,24*	*122.85*

Valores entre paréntesis indican la desviación estándar de n = 3 muestras.

5. Discusión

En este trabajo se ha encontrado que los valores de las fracciones de carbono orgánico están relacionados tanto con los tratamientos selvícolas como con las épocas del año. Las diferencias observadas en las fracciones de carbono entre la parcela ASU y las otras parcelas (Control y Bosquete) podría estar relacionada no sólo con las pequeñas diferencias encontradas en las propiedades físicas y químicas del suelo (Tabla 1), sino con variaciones de la temperatura y humedad del suelo como consecuencia del tratamiento selvícola realizado (LIDÓN et al., 2008).

Las actividades enzimáticas medidas presentan valores máximos en primavera. Las enzimas relacionadas con el ciclo del nitrógeno y del fósforo disminuyen a lo largo del año, mientras que las relacionadas con el ciclo del carbono presentan un valor mínimo en verano. Un patrón similar de comportamiento en la evolución de la enzima deshidrogenasa en suelos forestales fue encontrado por QUILCHANO & MARAÑON (2001). Estos autores relacionan la diferente actividad enzimática a lo largo del año con el contenido de humedad del suelo, lo que confirma la importancia de los factores ambientales en la actividad biológica del suelo.

En el tratamiento donde se ha eliminado la cubierta arbórea (Bosquete) se producen grandes diferencias estacionales en los parámetros de actividad biológica (CBM y respiración) presentando valores altos en verano y bajos en primavera y otoño, efecto que puede estar asociado a la mayor amplitud térmica que se produce en esta parcela como consecuencia del tratamiento realizado. Los valores más altos de parámetros biológicos y bioquímicos se encuentran en general en la parcela ASU, lo que indicaría que en las condiciones estudiadas, la combinación óptima de cubierta vegetal respecto a la calidad biológica del suelo es la que proporciona este tratamiento ASU, que combina estrato arbóreo y arbustivo. Resultados similares fueron encontrados por GOBERNA et al. (2007), que al estudiar el efecto del maquis y de plantaciones de *P. halepensis* maduras sin arbustos sobre la biomasa microbiana y su actividad, obtuvieron que las plantaciones de pino sin arbustos no

restauran los niveles de dichos parámetros. Así mismo, BASTIDA et al. (2006a) en un estudio sobre el efecto de la eliminación de la vegetación en una zona semiárida con vegetación típica Mediterránea: *Pinus halepensis* Mill. y arbustos encontraron que la eliminación de la vegetación producía una disminución del carbono de la biomasa microbiana, de la actividad deshidrogenasa y proteasa, concluyendo que el mantenimiento de una cubierta vegetal adecuada es vital para preservar la salud de los suelos.

A pesar de la aparición en los últimos años de diversos índices microbiológicos de calidad de suelo (BASTIDA et al., 2006b; TRASAR-CEPEDA et al., 1998; ZORNOZA et al., 2007; ZORNOZA et al., 2008), no se ha llegado a un acuerdo unánime sobre las variables a incluir en dichos índices. Ello puede estar relacionado con la importante variabilidad espacial y temporal existente en la mayoría de las variables implicadas en los procesos biológicos y bioquímicos del suelo; dicha variabilidad está asociada a condiciones ambientales y/o propiedades físicas y químicas del suelo. El posible efecto de los distintos tratamientos podría enmascararse por la alta variabilidad encontrada para los distintos parámetros tanto biológicos como bioquímicos. TRASAR-CEPEDA et al. (2008) concluyen que debido al elevado grado de variabilidad espacial y temporal de las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo se requiere un mayor número de muestras para resolver la incertidumbre estadística.

6. Conclusiones

La comparación de las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo entre tratamientos silvícolas se ve dificultada por la alta heterogeneidad espacial presente en los suelos forestales. En las condiciones de este estudio, el tratamiento forestal que produce mayores valores de las fracciones lábiles del carbono del suelo y, por tanto, mayor actividad biológica es el aclareo sucesivo uniforme (ASU). Independientemente del tratamiento realizado, la proporción de fracciones lábiles del carbono varía con la época del año, siendo máxima en verano. Los valores de actividad enzimática obtenidos varían según la época del año, presentando valores máximos en primavera. Por ello, las condiciones ambientales son un factor a tener en cuenta en la utilización de las variables biológicas y bioquímicas como indicadoras de la calidad del suelo.

7. Agradecimientos

El estudio ha sido realizado en el marco del Proyecto *Caracterización biológica y bioquímica de suelos bajo distintos tratamientos selvícolas en Tuejar (Valencia)* (PAID-06-08), de la Universidad Politécnica de Valencia.

16. Bibliografía

BASTIDA, F., MORENO, JL., HERNÁNDEZ, T., GARCÍA, C., 2006a. Microbiological activity in a soil 15 years after its devegetation. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2503-2507.

BASTIDA, F., MORENO, JL., HERNÁNDEZ, T., GARCÍA, C., 2006b. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. *Soil Biol. Biochem.* 38, 3463-3473.

BRINK RH., DUBACH, P., LYNCH, DL., 1960. Measurements of carbohydrates in soil hidrolyzates with anthrone. *Soil Sci.* 89, 157-166.

BRUMME, R., 1995. Mechanisms of carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. III. Environmental regulation of soil respiration and nitrous oxide emission along a microclimatic gradient. *Plant Soil* 168/169, 593- 600.

CAMIÑA, F., TRASAR-CEPEDA, C., GIL-SOTRES, F., LEIRÓS, C., 1998. Measurement of dehydrogenase activity in acid soils Rich in organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1005-1011.

CORTINA, G., VALLEJO, VR., 1994. Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation. *For. Ecol. Manage.* 70, 299- 310.

EIVAZI, F., TABATABAI, MA., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 20, 601-606.

ESCRIG, A., PÉREZ BADIA, R., ESTRUCH, V., GALIANA, F., 2005. Evolución de la estructura y diversidad de la vegetación en un tratamiento selvícola experimental sobre pinar de carrasco en Tuéjar y Chelva (Valencia). S.E.C.F. IV Congreso Forestal Español. Zaragoza.

GALIANA, F., PÉREZ BADÍA. R., REYNA, S., SANCHO, J., PRATS, G., GONZÁLEZ LÓPEZ, E., 2001a. Efectos sobre la diversidad y estructura de la Vegetación de tratamientos selvícolas por cortas finales en pinares de *Pinus halepensis*. En: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente (Ed.). *Actas del III Congreso Nacional Forestal*. Granada-2001.

GALIANA, F., PÉREZ BADÍA, R., CAMARERO, E., ESTRUCH, V., CURRÁS, R., 2001b. Estimación de la radiación solar incidente en pinares de *Pinus halepensis* sometidos a tratamientos selvícolas de cortas finales. En: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente (Ed.). *Actas del III Congreso Nacional Forestal*. Granada-2001.

GOBERNA, M., SÁNCHEZ, J., PASCUAL, JA., GARCÍA, C., 2007. *Pinus halepensis* Mill. plantations did not restore organic carbon, microbial biomass and activity levels in a semi-arid Mediterranean soil. *Appl. Soil Ecol.* 36, 107-115.

GONZÁLEZ, N., GONZÁLEZ, E., GALIANA, F., 2005. Variación del crecimiento diametral de la masa de pinar de carrasco en cortas finales experimentales, en los montes de Tuejar y Chelva (Valencia). *Actas del IV Congreso Forestal Español*. T1 pg. 259. Documento electronico 4CFE05-265.

LIDÓN, AL., LADO, L., LLINARES, JV., BAUTISTA, I., GALIANA, G., 2008. Efectos de diferentes tratamientos selvícolas sobre la temperatura del suelo en un pinar de carrasco. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 25: 261-266.

NANNIPIERI, P., CECCANTI, C., CEVERLLI, S., MATARESE, E., 1980. Extraction of phosphatase, urease, protease, organic carbon and nitrogen from soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 1011-1016.

PRESCOTT, CE., 1997. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferus forest. *For. Ecol. Manage.* 95, 253-260.

QUILCHANO, C., MARAÑÓN, T., 2001. Actividad biológica del suelo forestal: efectos de rozas y aclareos. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente (Ed.). *Actas del III Congreso Nacional Forestal*. Granada-2001.

SCHLESINGER, WH., WINKLER, JP., MEGONIGAL, JP., 2000. Soils and the global carbon cycle. En: Eigley, TMI., Schimel, DS. (eds.): The Carbon Cycle. 93-101. Cambridge University Press. Cambridge.

SORIA, A., MOLLA, S., CURRÁS, R., LIDÓN, AL., 2005. Caracterización de la radiación P.A.R. en un pinar de carrasco (*Pinus halepensis*) sometido a diferentes tratamientos selvícolas en Tuejar y Chelva (Valencia). Actas del IV Congreso Forestal Espanol. T1 Pg. 232. Documento electronico 4CFE05-211.

TABATABAI, MA., BREMNER, JM., 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301-307.

TRASAR-CEPEDA, C., LEIRÓS, MC., GIL-SOTRES, F., SEOANE, S., 1998. Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils* 26, 100-106.

TRASAR-CEPEDA, C., LEIRÓS, MC., GIL-SOTRES, F., 2008. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2146-2155.

VANCE, ED., BROOKES, PC., JENKINSON, DS., 1987. An extraction method for measuring soil microbiol biomass-C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703-707.

WALKLEY, A., BLACK, IA., 1934. An examination of Degtjareff method for determining organic carbon in soils: effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63, 251-263.

YAKOVCHENKO, VP., SIKORA, LJ., 1998. Modified dichromate method for determining low concentrations of extractable organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant. Anal.* 29, 421-433.

ZORNOZA, R., MATAIX-SOLERA, J., GUERRERO, C., ARCENEGUI, V., GARCÍA-ORENES, F., MATAIX-BENEYTO, J., MORUGAN, A., 2007. Evaluation of soil quality using multiple lineal regression based on physical, chemical and biochemical properties. *Sci. Total Environ.* 378, 233-237.

ZORNOZA, R., MATAIX-SOLERA, J., GUERRERO, C., ARCENEGUI, V., MATAIX-BENEYTO, J., GÓMEZ, I., 2008. Validating the effectiveness and sensitivity of two soil

quality indices based in natural forest soils under Mediterranean conditions. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2079-2087

Gestión medioambiental de purines y su uso como enmienda orgánica

GÓMEZ GARRIDO, M. [1], ESTEVEZ RODRIGUEZ, M.D[1]. , FAZ CANO, A. [1], OLIVARES MARTÍNEZ, A.B. [2], , CLIMENT TALAVERA, V[2].

[1]Dpto. Ciencia y Tecnología Agraria Grupo de Investigación: Gestión y Aprovechamiento de Suelos y Aguas. Universidad Politécnica de Cartagena, Murcia, España.
[2]Federación de Cooperativas Agrarias de Murcia (FECOAM) Murcia, España. aolivares@fecoam.es

Resumen

La ganadería porcina ha sufrido un importante crecimiento e intensificación en los últimos años en la Región de Murcia, lo que la ha llevado a convertirse en la tercera provincia productora de porcino por detrás, únicamente, de Lérida y Huesca (Mercolleida, 2009). Este hecho conlleva un mayor volumen de residuos generados, sobre todo purines, que precisan de una adecuada gestión, máxime si se tiene en cuenta que el mayor numero de explotaciones se encuentran concentradas y localizadas en el Valle del Guadalentin.

De esta forma, y con la finalidad de mejorar la eficacia de los sistemas productivos agrarios, se planteó estudiar los efectos de la aplicación de purines en bruto sobre las propiedades y características del sistema suelo-agua-planta. Se evaluó así su capacidad para aumentar y mantener la fertilidad del suelo, controlando sus posibles efectos contaminantes, con el fin de establecer la viabilidad de un adecuado uso agrícola de estos residuos ganaderos.

Se estableció un proyecto piloto de aplicación de purines siguiendo un modelo de gestión en común, de forma que se pusieron en contacto ganaderos productores de porcino con agricultores como demandantes/usuarios de purines, diseñándose las rutas más adecuadas para el sistema de recogida y distribución. Igualmente, se calcularon los volúmenes de purines generados y la capacidad de almacenamiento de cada productor, así como las demandas de purines de las explotaciones de cultivo, conociendo los cultivos y los momentos de aplicación de cada uno de ellos así como el tipo de suelo.

Al inicio y final de cada ciclo de cultivo se recogen muestras de suelo, purin y planta. Los resultados físico-químicos obtenidos en combinación con las recomendaciones de la Legislación vigente, permitirán diseñar el modo de aplicación del purín, dosis y periodicidad. Con ello se pretende conseguir un doble fin: aprovechamiento agronómico sostenible de los purines porcinos y protección del medio ambiente.

Palabras clave
Purin, aprovechamiento agronómico, enmienda orgánica, gestión sostenible.

Introducción

Tradicionalmente, las explotaciones ganaderas constaban de estercoleros y depósitos para almacenar los residuos que se producían en la crianza del ganado, utilizándolos después como abono para los cultivos, ya que la producción porcina se caracterizaba por un número

relativamente pequeño de animales localizados en granjas próximas a la producción de cultivos como fuente primaria de alimentos. Actualmente, la producción de cerdos es más intensiva y concentrada, lo que supone un cambio en el manejo de los residuos de forma que, al utilizar agua a presión en la limpieza de los establos, provoca su dilución y el incremento en el volumen final obtenido, apareciendo problemas de acumulación (Vervoot et al., 1998).

La producción ganadera intensiva provoca, en consecuencia, un desequilibrio de la agricultura y la ganadería al no disponer de base territorial, con lo que se añaden problemas de almacenaje adecuado; y puede llegar a provocar contaminación de suelo y agua por el uso agrícola inadecuado o por el vertido directo.

La utilización de estas deyecciones como fertilizante es, seguramente, la solución más usada, al requerir inversiones de bajo coste y proporcionar grandes beneficios económicos, considerando los precios crecientes de los fertilizantes minerales. No obstante, existen limitaciones a su uso en cuanto al almacenaje, transporte y aplicación de grandes cantidades de purin se refiere.

En la región de Murcia, la mayor parte de las explotaciones ganaderas de porcino se concentran en el suroeste, sobre todo en la zona del Valle del Guadalentín (Lobera *et al.,* 1998), siendo Lorca el municipio que posee actualmente un mayor número de explotaciones, con 1.062 (47% del censo de explotaciones regional), llegando a producir actualmente cerca de los 4 millones de m^3 de purín al año. Al mismo tiempo, Lorca es una de las principales áreas agrícolas de Murcia en cuanto a la producción hortícola se refiere. De esta forma, teniendo en cuenta el volumen de purín generado en la Región de Murcia, así como la superficie total cultivable y considerando la legislación vigente, RD 261/1996, en la que se permite una aplicación máxima de 170 kg de N/ha y año, en zonas declaradas vulnerables, se puede estimar que para aplicar los purines generados en la Región en un año solamente se necesitaría la mitad de la superficie cultivable dedicada al regadío.

Se confirma, así, la necesidad de desarrollar un sistema de gestión de purines que sea beneficioso para ganaderos y agricultores, en tanto en cuanto permita la retirada de excedentes de las explotaciones ganaderas y su valorización controlada como fertilizante en suelos agrícolas, de una forma sostenible para el medio ambiente. Así, se ha creado un sistema de reutilización de purines tras su valorización, de tal forma que se han puesto en contacto agricultores que cuentan con tierras cultivables para utilizar el purín como abono, con ganaderos, cuyas explotaciones se encuentran próximas y que ceden su purín para dicho uso.

Objetivos

De esta forma se plantean como objetivos primordiales:

1.-Hacer el seguimiento del efecto que produce la aplicación de purines de cerdo, en concentraciones recomendadas, sobre las propiedades y características químicas, físicas y biológicas de suelos.

2.-Determinar la influencia de los purines sobre la reserva de la materia orgánica en cada uno de estos cultivos, estableciéndose así la capacidad de almacenar carbono del suelo en las dosis de aplicación empleadas.

3.-Establecer, como consecuencia de los objetivos anteriores, un sistema piloto de gestión de estos residuos ganaderos de acuerdo con medidas preventivas que permita su aprovechamiento óptimo, sin riesgos de contaminación para el sistema agua-suelo-planta, en los suelos agrícolas del Valle del Guadalentín.

No obstante, el principal objetivo del proyecto es gestionar de manera sostenible los residuos generados en las explotaciones de porcino contribuyendo de este modo al impacto ambiental producido, de acuerdo con la Directiva IPPC, al tiempo que se aprovechan las ventajas económicas del uso sostenible del purin como fertilizante orgánico

Metodología

Las explotaciones participantes, tanto agrícolas (A) como ganaderas (G), se encuentran ubicadas en la Zona del Valle de Guadalentín, debido a que, como ya se ha mencionado, en dicha zona se concentran el 50% de las explotaciones porcinas de la Región de Murcia. La elección de ganaderos y agricultores y las relaciones establecidas entre ellos se han basado, sobre todo, en la proximidad de sus explotaciones, estimándose un radio medio inferior a 5 km de distancia.

Se realiza la toma de muestras de purin, por triplicado, en las balsas de cada explotación porcina participante. De igual forma, se hace también un muestreo de suelo de las explotaciones agrícolas en las que se pretende aplicar el purin, de tal manera que se recogen muestras tanto de superficie (0-30cm), como de profundidad (30-60cm). Al mismo tiempo se toman muestras de suelo de *Zonas blanco*, o puntos en los que no se va a realizar aplicación, para tenerlos como referencia. Todas las áreas productoras y receptoras del purín, son visitadas y georreferenciadas mediante sistemas de información geográfica (SIG) y sistemas de geoposicionamiento global (GPS).

Las muestras de purín son procesadas y analizadas en el laboratorio, mediante métodos estándar para su caracterización física (humedad, densidad y materia seca) y química (pH, conductividad eléctrica (CE), N total y amoniacal, P total y oligoelementos) con la finalidad de establecer la dosis de aplicación.

En cuanto a las muestras de suelo, son igualmente procesadas y analizadas para determinar la idoneidad del suelo para la aplicación de purines, y la posible influencia de dicha aplicación. Para ello es necesario realizar el análisis granulométrico para obtener la clase textural (método de la pipeta de Robinson), así como el conocer el contenido de N total (Duchafour, 1970), pH (Peech, 1965), conductividad eléctrica (CE) (Bower y Wilcox, 1965), C orgánico (Duchaufour, 1970), y P total (Watanabe y Olsen 1965).

Las dosis de aplicación se establecen, principalmente, en función de los datos de contenido de N siguiendo las directrices marcadas por la Legislación (RD 261/1996 y RD 324/2000). Para evitar problemas de acumulación en suelos agrícolas se ha tomado como referencia la dosis establecida para *Zonas Vulnerables*, es decir 170kg de N/ha/año, frente a la dosis de 210 kg de N/ha/año, más permisiva y establecida como máximo en las *Zonas no Vulnerables.*

El sistema de distribución de purin elegido, debido a las ventajas económicas y disponibilidad de maquinaria por parte de los participantes, es a través de cubas preparadas

con la proporción indicada de purin. La aplicación se realiza con dispersores en forma de abanico, a modo de riego en cobertera, al inicio del ciclo de cultivo.

Resultados

En este apartado se presentan los resultados obtenidos para los diferentes parámetros en cada tipo de muestra analizado (purines y suelo), de tal forma que los datos expuestos son los valores promedio calculados para cada ganadero y agricultor.

En las muestras de suelo se diferencia entre las muestras recogidas en las parcelas con y sin aplicación de purín, así como entre superficiales, S (0-30cm) y profundas, P (30-60cm). Las zonas sin aplicación de purin se denominan Zonas blanco, y son consideradas de referencia para la comparativa de los diferentes parámetros analizados una vez realizada la aplicación. Estos valores blanco son indicativos del estado del suelo de partida, previo a la utilización de los purines.

Purin:

Tabla 1: Caracterización físico-química del purin: datos de pH, conductividad eléctrica (CE), densidad (D), humedad (Hum), materia seca (MS), nitrógeno total (NT), N amoniacal (NT), fósforo (PT y PO4-3) y oligoelementos (cu, Zn, Fe y Mn) Las unidades viene especificadas en cada caso.

Ganad.	pH	CE	D. g/ml	Hum. %	MS g/l	NT g/l	NA g/l	PT mg/l	PO4-3 mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l)
G1	7,10	33,00	1,06	89,40	106,00	2,51	2,15	75,50	288,33	0,90	4,49	4,62	2,75
G2	7,80	55,10	1,01	93,70	62,60	2,50	3,15	322,33	943,33	1,42	12,85	6,24	4,36
G3	7,40	26,50	1,01	92,10	78,60	3,12	2,79	397,00	1173,33	0,92	3,40	6,06	1,74
G4	7,70	29,00	1,00	97,90	21,30	2,93	2,48	110,67	286,67	2,68	13,43	8,14	2,30
G5	7,70	41,70	1,04	91,60	83,80	6,64	5,58	277,67	813,33	1,61	0,00	8,00	3,73
G6	8,20	37,80	1,00	99,20	8,30	1,33	1,04	54,33	163,33	0,70	1,79	0,66	1,73
G7	7,30	18,30	1,01	87,00	130,00	4,25	2,49	759,00	2410,00	0,65	5,70	5,15	1,36
G8	7,40	39,70	1,01	97,10	29,50	7,35	4,15	106,67	310,00	0,85	2,54	6,13	1,28
G9	7,50	20,40	1,00	99,00	10,00	1,46	1,19	419,00	1273,33	1,30	3,10	3,22	1,34
G10	7,70	9,70	1,00	99,00	10,00	1,18	0,91	108,67	353,33	0,37	2,21	2,37	0,56
G11	7,40	9,80	1,00	99,00	10,00	1,18	0,91	108,67	353,33	0,37	2,21	2,37	0,56
G12	7,40	14,30	0,95	98,70	12,50	1,47	1,23	117,67	360,00	0,67	3,36	3,77	0,42
G13	7,10	33,90	1,02	96,70	33,30	3,29	3,22	219,00	670,00	0,45	1,29	3,14	1,35
G14	7,80	14,20	1,00	93,10	68,70	1,38	1,18	80,33	246,67	0,56	3,86	2,77	0,72
G15	7,30	37,10	1,04	88,90	110,90	7,09	5,39	652,00	1986,67	0,91	4,43	10,45	1,31
G16	7,80	29,80	1,02	93,80	61,50	5,20	3,89	666,67	2033,33	1,39	4,62	8,41	1,98
G17	7,00	7,20	1,00	98,80	11,70	0,62	0,41	149,67	426,67	0,47	2,40	4,39	1,08
G18	7,50	31,60	1,01	95,20	47,90	3,82	3,01	293,00	866,67	1,42	14,02	8,24	1,74
G19	7,70	13,00	1,00	99,10	9,30	1,30	1,15	97,67	280,00	0,14	1,11	2,19	0,08
G20	7,50	37,70	1,02	96,80	32,20	2,71	2,33	316,00	946,67	4,23	16,10	20,54	1,45

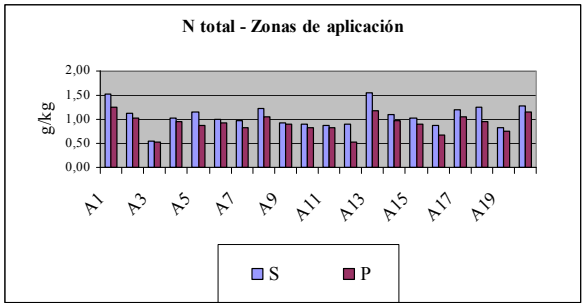
Suelo:

Tabla 2: Análisis granulométrico de las muestras de suelo: Clasificación textural.

	TEXTURA	
Agric.	**S**	**P**
A1	FRANCO-ARCILLOSO	FRANCO-ARCILLOSO
A2	ARCILLO-LIMOSO	ARCILLOSO
A3	ARENOSO-FRANCO	ARENOSO-FRANCO
A4	ARCILLO-LIMOSO	ARCILLO-LIMOSO
A5	ARCILLO-LIMOSO	ARCILLO-LIMOSO
A6	FRANCO-ARCILLOSO	FRANCO-ARCILLOSO
A7	FRANCO-LIMOSO	FRANCO-LIMOSO
A8	ARCILLO-LIMOSO	FRANCO-ARCILLO-LIMOSO
A9	ARCILLO-LIMOSO	ARCILLO-LIMOSO
A10	FRANCO-ARCILLO-LIMOSO	FRANCO-ARCILLO-LIMOSO
A11	FRANCO-ARCILLOSO	FRANCO-ARCILLOSO
A12	FRANCO-ARCILLOSO	FRANCO-ARCILLOSO
A13	ARCILLO-LIMOSO	ARCILLO-LIMOSO
A14	FRANCO-ARCILLOSO	FRANCO-ARCILLOSO
A15	ARCILLO-LIMOSO	ARCILLO-LIMOSO
A16	ARCILLO-LIMOSO	FRANCO-ARCILLO-LIMOSO
A17	FRANCO-ARCILLO-LIMOSO	FRANCO-ARCILLO-LIMOSO
A18	FRANCO-ARCILLO-LIMOSO	ARCILLO-LIMOSO
A19	FRANCO-LIMOSO	FRANCO-LIMOSO
A20	FRANCO-ARCILLO-LIMOSO	FRANCO-ARCILLO-LIMOSO

Tabla 3. Datos promedio de pH y C. E. de las muestras de suelo analizadas

	pH H2O		pH KCl		C.E.	
AGRIC.	S	P	S	P	S	P
A1	8,01	8,06	7,35	7,38	0,38	0,4
A2	8,74	8,04	7,51	7,52	0,95	1,02
A3	8,66	8,68	7,89	7,93	0,18	0,20
A4	8,23	8,16	7,37	7,44	0,35	0,45
A5	8,16	8,16	7,56	7,46	1,8	1,59
A6	8,14	8,12	7,46	7,43	0,51	0,75
A7	8,08	8,02	7,46	7,42	0,37	0,50
A8	8,08	7,90	7,23	7,21	0,59	0,83
A9	7,89	7,91	7,35	7,37	0,97	1,15
A10	8,09	8,11	7,62	7,66	0,48	0,6
A11	7,83	7,88	7,45	7,45	0,83	1,11
A12	7,97	8,31	7,37	7,36	0,27	0,33
A13	7,12	7,53	7,28	7,12	0,65	0,59
A14	8,07	8,14	7,56	7,58	0,92	0,80
A15	7,67	7,85	7,21	7,24	0,56	0,38
A16	8,28	8,24	7,50	7,54	0,59	0,83
A17	7,98	8,10	7,34	7,39	0,30	0,38
A18	8,05	8,08	7,59	7,49	0,81	1,01
A19	8,30	8,32	7,69	7,82	0,58	0,65
A20	8,13	8,14	7,61	7,59	0,78	0,81



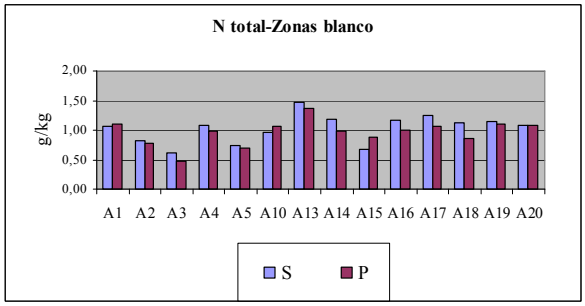
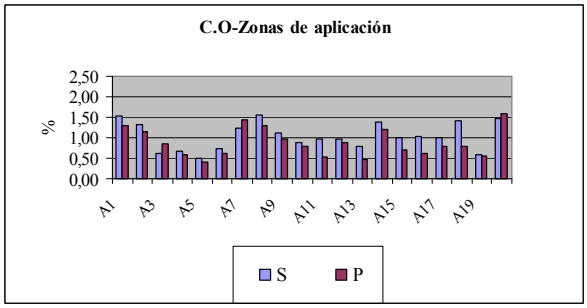


Figura 1. Representación gráfica del contenido de N total en las muestras de suelo con aplicación de purin y en las recogida sen las Zonas blanco.



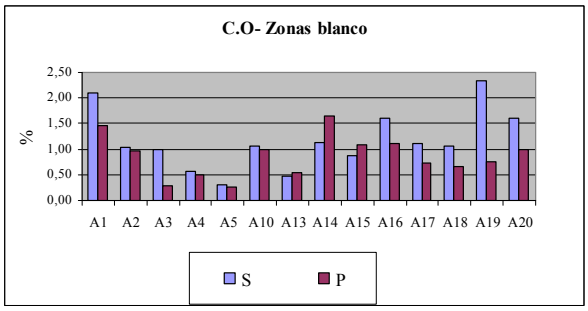
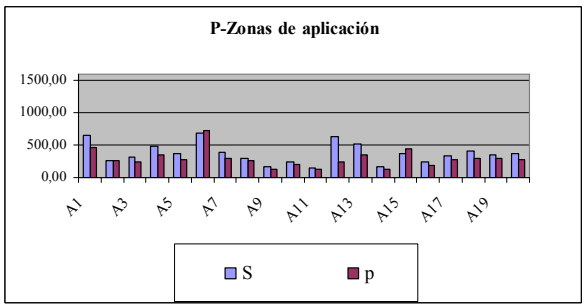


Figura 2. Representación gráfica del contenido de carbono orgánico (C.O.) en las muestras de suelo con aplicación de purin y en las recogidas en las Zonas blanco.



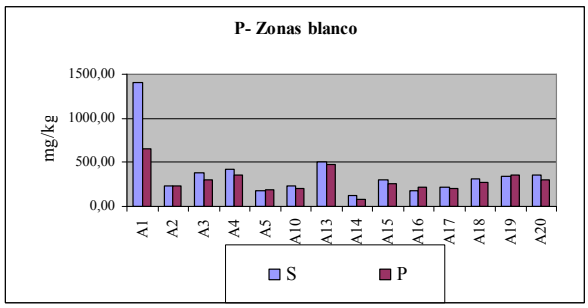


Figura 3. Representación gráfica del contenido de P total en las muestras de suelo con aplicación de purin y en las muestras recogidas en las Zonas blanco.

Discusión

Purin

Los datos de humedad se localizan entre el 92-97,3%, indicando el gran contenido en agua de las muestras recogidas (Tabla .1), lo que demuestra su idoneidad para la valorización y aplicación sobre suelos agrícolas, y por tanto, para su utilización en este proyecto, ya que para este estudio interesaba que el purin fuese líquido para facilitar el manejo, análisis y determinación de dosis y aplicación.

Los valores de densidad, próximos a los del agua, concuerdan con la elevada humedad determinada en las muestras (superior al 90%), siendo el porcentaje restante el referente al contenido en materia seca del purín. Este alto % de humedad indica que la salinidad y restantes características del agua usada en el cebadero, en la labores de manejo y limpieza de instalaciones y animales, marcarán notablemente la del purín. También pueden verse influidos

estos datos por el manejo del propio purín, el tiempo de almacenamiento en la balsa, forma y disposición de las mismas, e incluso la zona de recogida de las muestras.

En cuanto al pH, la bibliografía consultada muestra valores medios de: 7,69 (Lobera et al., 1998), 6,9 (CEMAGREF 1985) y 7,92 (Costa Yagüe, 1987). Así, se puede observar en la Tabla 1 como los datos obtenidos para este parámetro, están dentro del rango mencionado. En general, el pH de los purines es elevado (entre 7,0 y 8,2, en las muestras analizadas), por lo que pueden considerarse como correctores de la acidez; aunque a largo plazo pueden acidificar el suelo debido a la oxidación del amonio a ácido nítrico. Sin embargo, en los suelos donde se están aplicando estos purines el riesgo de acidificación es nulo por su contenido de carbonato cálcico.

En lo que a conductividad eléctrica (C.E.) se refiere, los datos encontrados en la bibliografía sobre este parámetro indican una conductividad eléctrica media de 14,81 mS/cm (Lobera *et al*, 1998), y 20,04 mS/cm (Costa Yagüe, 1987).

La elevada conductividad eléctrica (Tabla 1) obtenida en este estudio, entre 7,2 y 55,1 mS/cm, se debe principalmente al contenido en sales incorporadas en el pienso. La mayor parte de estas sales son eliminadas por el animal en la excreta y la orina. Se observa una correlación negativa entre la conductividad eléctrica y el pH. De esta forma, se ha de considerar que el purín de cerdo contiene cantidades considerables de sales, por lo que su aplicación continua al suelo puede provocar una acumulación excesiva. Es importante destacar que el riesgo de salinización del suelo es especialmente alto en condiciones semiáridas, donde la lixiviación está muy limitada por la escasez de lluvias y la elevada evapotranspiración (Bernal et al., 1992), características a tener muy en cuenta en nuestra región.

Se determinó el contenido de nitrógeno amoniacal y nitrógeno total que contenían las muestras de purines. Del nitrógeno total, entre el 50 y el 75% es nitrógeno amoniacal (Tabla 1) datos semejantes a los obtenidos por Bernal (1990) y Sánchez (2001) que obtuvieron resultados que no sobrepasan el 60% de nitrógeno amoniacal.

El cálculo de la dosis de aplicación del purin se ha basado principalmente en el contenido de este parámetro en las diferentes muestras analizadas. La cantidad final a aplicar en cada caso se ha establecido de forma que no se sobrepase el valor de referencia (170kg de N/ha/año), citado en el RD 324/2000, que es la cantidad máxima permitida para las denominadas *Zonas vulnerables*.

En general, el N inorgánico está principalmente en forma amoniacal y consiste en un 60 a 70% del nitrógeno total. Esta forma de nitrógeno resulta igual de asimilable que el de la fertilización mineral (Cerrato y Blackmer, 1990; Bullock y Bullock, 1994; Smith y Chambers, 1993). Los datos obtenidos muestran un rango de contenido de N total de 0,62-7,35g/L, mientras que los valores de N amoniacal varían entre 0,41-6,33g/L.

La eficiencia del purín no depende sólo del coeficiente de utilización sino también de las pérdidas de nutrientes que pueden producirse al aplicarlo al suelo. De éstas, las más importantes son las que afectan al N, bien por desnitrificación, bien por pérdida de amoníaco a la atmósfera, bien por lavado de nitratos. Las pérdidas por volatilización del amoníaco a la atmósfera han de ser consideradas, ya que varían según la estación del año, siendo mayores en primavera que en verano. Estas pérdidas se producen en las 24 horas siguientes a la aplicación del purín al suelo, disminuyendo luego de forma muy acusada. Naturalmente en los suelos calizos las pérdidas por volatilización son mucho mayores. La forma de evitar estas pérdidas es aplicando el purín por inyección o enterrándolo después de aplicado, ya que la dispersión

aérea favorece la volatilización, sobre todo en días de viento.

El contenido de fósforo varía entre 3,8 g L^{-1}, en granjas de producción de lechones, 4,7 g L^{-1} en granjas de ciclo cerrado y 5,9 g L^{-1} en purín de cebadero (Europactizyme, 1999). Los valores obtenidos en este ensayo están muy por debajo de estos datos. Se ha de tener en cuenta que el animal excreta entre el 60 al 70% del fósforo ingerido y se encuentra sobre todo en la fracción sólida (Sánchez, 2001). El valor fertilizante o eficacia inmediata del purin, en cuanto al P se refiere, es del 85% en relación con el superfosfato del 45% (Ziegler y Heduit, 1991). Otros investigadores han demostrado, en experiencias agronómicas a largo plazo, que todo el fósforo puede ser comparable al de un abono mineral, puesto que la parte orgánica, no disponible en un primer momento, también se mineraliza muy lentamente y pasa a ser utilizable por los cultivos. Como la fertilización fosfórica se plantea a largo plazo, el valor fertilizante o eficacia del fósforo aportado por el purín se considera del 100%, es decir idéntica a la de un abono mineral.

Suelo

El conocimiento del pH del suelo permite dar una primera aproximación a sus características químicas, y, en particular, al grado de saturación de bases (Cobertera, 1993). El pH influye en una serie de procesos que tienen lugar en el suelo como desarrollo de la estructura, grado de meteorización química, humificación y/o mineralización de la materia orgánica, disponibilidad de nutrientes e intercambio iónico, movilidad de elementos tóxicos, contenido en microorganismos, etc. (Porta *el al*, 1999). Los valores comunes de pH obtenidos en regiones áridas y semiáridas varían desde algo menos de 7 (alcalinidad débil) hasta 9 (alcalinidad moderada) (Navarro y Navarro, 2000). En este estudio (Tabla 3) los valores obtenidos se encuentran en este rango, como cabría esperar, debido a la ubicación geográfica y condiciones meteorológicas de nuestra región.

Los suelos cuya CE del extracto de saturación es inferior a 2 dS/m, se denominan suelos no salinos. Aquellos en los que la CE oscila entre 2 y 4 dS/m, se denominan suelos ligeramente salinos (afecta a cultivos sensibles). Cuando la CE oscila entre 4 y 8 dS/m, se consideran suelos con una salinidad media (afecta a todos los cultivos menos resistentes). Si la CE se encuentra entre 8 y 16 dS/m, se consideran suelos con una salinidad muy elevada (sólo variedades y cultivos aleatorios muy resistentes) (Cobertera, 1993). Como se puede observar en la Tabla 3, los resultados obtenidos no superan en ningún caso estos valores límite. La mayoría de autores obtienen como resultados un aumento de la conductividad eléctrica al incorporar purín de cerdo (Bernal et al. 1992). Sin embargo, otros como Plaza (2002), obtienen un incremento a mayor dosis de purín, aunque menos acusado en los últimos años de experimentación. Murcia (2003a y 2003b), observaron descensos en la conductividad eléctrica tras la aplicación de purín en cultivos de brócoli cuya aplicación de purín se realizó en la misma zona y de igual forma que en el presente estudio.

En cuanto al N, es el principal nutriente que el suelo debe proporcionar para garantizar el crecimiento adecuado y la producción óptima de los cultivos. Con excepción de las leguminosas que pueden fijar N de la atmósfera, la mayoría de los cultivos es altamente dependiente de la disponibilidad de N del suelo. Así la fertilización nitrogenada es el componente dentro del sistema de producción, con más incidencia dentro del coste de producción. A la hora de aplicarlo se ha de tener en cuenta las condiciones de suelo y clima,

ya que son las que delimitan la aplicación de un estiércol u otro, el manejo del mismo, la variedad de cultivo a utilizar, etc.

El N se encuentra presente en el suelo en forma orgánica e inorgánica. Las formas en las que se encuentra son como nitratos (NO^-_3), nitrito (NO^-_2), amonio (NH_4^+) y amoníaco libre (NH_3), disueltas en la solución del suelo. Sin embargo, la mayor parte del N del suelo se encuentra en forma orgánica; formando parte del humus, los microorganismos del suelo y también los compuestos orgánicos solubles, como aminoácidos y amidas.

Mediante el método Kjeldahl se determina el nitrógeno constituyente de la materia orgánica del suelo más el nitrógeno de la fracción mineral circunstancialmente en forma del ión amonio. El contenido total de nitrógeno en los suelos varía entre menos de 0,2 g/kg en los subsuelos a 25 g/kg en las turbas. La capa arable de la mayoría de los suelos cultivados contiene entre 0,6 y 5 g/Kg de nitrógeno (Andrades, 1996).

Se consideran cifras mínimas imprescindibles para mantener un adecuado nivel de fertilidad orgánica de los suelos cultivados en régimen de secano y regadío los del 1.5% y 2% respectivamente, con una relación de C/N próxima a 10. En estas condiciones, el contenido de N de la materia orgánica del orden de 5%, lo que representa entre el 0.75 y 1% respectivamente del peso del suelo seco. Los resultados obtenidos nos permiten apreciar que todas las muestras de superficie se encuentran dentro del rango establecido por la bibliografía para la capa arable de suelos agrícolas 0,6 y 5 g/kg, (Andrades, 1996). El valor más alto obtenido es de 2,5 g/kg, el cual también se localiza en dicho rango y, por tanto, en ningún caso supone un exceso.

Se observa, claramente, como los niveles de N son más elevados en superficie que en profundidad (Figura 1) sin sobrepasar los contenidos de referencia según el autor citado (Andrades, 1996). Si se comparan las gráficas donde se representan los datos obtenidos en zonas con aplicación y zonas blanco (Figura 1), se observa como el contenidos de N ha aumentado en las primeras (aplicación) con respecto a las segundas (blanco). No obstante, el incremento no es significativo y en ningún caso se sobrepasa el nivel para suelos agrícolas de 0,6 y 5 g/kg, (Andrades, 1996). También se ha de tener en cuenta que son necesarias aplicaciones continuadas para poder valorar el posible efecto acumulativo de este nutriente en el suelo.

El mantenimiento de un nivel adecuado de materia orgánica en los suelos agrícolas precisa de la adición de fuentes externas. Como fuente de materia orgánica pueden utilizarse materiales orgánicos de muy diverso origen, y resultan de gran interés el uso de materiales residuales o subproductos de bajo coste, así como los composts. En suelos agrícolas la intervención antrópica produce un aumento en la tasa de mineralización de la materia orgánica, produciendo un aumento en la concentración de elementos nutritivos asimilables en el suelo, lo que provoca a medio-largo plazo un empobrecimiento del suelo (Cobertera, 1993). Este hecho es la razón fundamental por la que se realiza la incorporación de materia orgánica. Los suelos con menos de un 0,58% de carbono orgánico son muy mineralizados de mala calidad, los suelos comprendidos entre 0,58%-0,87% son suelos mineralizados, los comprendidos entre 0,87%-1,16% son suelos mineral orgánicos, y por último, los suelos con más de 1,16% de carbono orgánico son suelo orgánicos de muy buena calidad. Los resultados presentados en las gráficas muestran que en este estudio se parte de suelos con diferentes contenidos de CO que permite clasificarlos en los cuatro grupos anteriormente mencionados, con lo que se podrá observar la evolución o no que sufren estos suelos tras la aplicación de purin. Si se comparan los resultados obtenidos en la Zona de aplicación, frente a los obtenidos en las Zonas blanco (Figura 2), se observa un incremento en el contenido de materia orgánica

en las zonas de aplicación respecto a las zonas blanco, pasando las clasificadas como suelos mineralizados a ser clasificados como mineral-orgánico. No obstante, se ha de tener en cuenta que muchos de estos agricultores han declarado que ya aplicaban purin con anterioridad.

Si valoramos el P, hay que considerar que el aporte superficial de fertilizantes junto con los restos vegetales que se acumulan en la superficie pueden enriquecer los primeros centímetros del perfil, provocando una estratificación del fósforo que contrasta con la uniformidad del horizonte labrado convencionalmente. Esta especial disposición del fósforo podría dar lugar a un deficiente suministro; sin embargo no se conocen deficiencias provocadas por el distinto manejo de suelos y rastrojos. No todo el P que forma parte de los fertilizantes, ya sean naturales o artificiales pasa al suelo en una forma asimilable por la planta, dependiendo de su eficacia; el coeficiente de utilización es aproximadamente del 50 al 60% para el N, del 60 al 80% para el P y del 90 al 100% para el K. Por consiguiente habrá un efecto residual que se manifestará en los años subsiguientes al del aporte del purín, aunque se verá a muy largo plazo. Tanto la eficiencia del N orgánico del purín como la del P son análogas a la de los fertilizantes minerales (Carballas, 1991). En general, y como se aprecia en los resultados mostrados en la Figura 3, los datos obtenidos son mayores en las muestras de suelo superficiales que en las de profundidad. Según Cobertera 1993, los valores se consideran altos entre 75 y 100 mg/kg, y muy elevados cuando son superiores a 100 mg/kg. En este caso los contenidos iniciales de fósforo asimilable fueron muy elevados (mayores de 100 mg/kg) en todas las muestras de suelo analizadas. Se aprecia un efecto acumulativo de dicho parámetro, observándose una gran diferencia entre las concentraciones en muestras superficiales respecto a las profundas, siendo en todos los casos un contenido muy alto de fósforo (Cobertera 1993). De igual forma, se observa en las zonas blanco la ausencia de ese efecto acumulativo. Este hecho puede deberse a que el fósforo se asimila por la planta a más largo plazo que el nitrógeno (Cobertera, 1993; Zanuzzi, 2007).

De igual forma si comparamos la concentración de P en el purin aplicado con las concentraciones del P halladas en suelo, se observa como no existe una relación directa entre la aplicación de purin y el contenido de P en suelo, ya que purines con mayor concentración no implican un aumento de P en suelo. Esto se debe probablemente al coeficiente de utilización del P procedente de fertilizantes orgánico (entre 60 y 80%).

Conclusiones

Las conclusiones se pueden abordar desde varios puntos de vista:

Caracterización de los purines: Los valores de pH se localizan dentro del rango establecido por la bibliografía, en el caso de niveles más elevados, se debe al exceso de humedad y a una menor carga de materia orgánica.

Los valores de CE presentan variaciones mínimas, corroborando las similares prácticas de manejo de las explotaciones; en cuanto a los valores de N, muestran como el N amoniacal supone entre un 50 y un 75%. El contenido de N total es muy similar para todas las muestras oscilando entre 3 y 6 g/L, lo que permite la elaboración de la mezcla purín-agua de riego a dosis similares.

Los valores de P obtenidos son inferiores a los hallados en la bibliografía, lo que se deberá tener en cuenta a la hora de suplementar con otro tipo de abono.

Evolución de las propiedades y características edáficas. Los valores de pH son más elevados en profundidad que en superficie. Después de 2 años de estudio no se observan variaciones significativas. Los datos de conductividad eléctrica se corresponden a suelos no

salinos, no obstante tras la aplicación, se observa que la conductividad eléctrica disminuye ligeramente en todos los casos

En cuanto a los valores de N, son más elevados en superficie que en profundidad. No se observa un efecto acumulativo de nitrógeno producido por la aplicación de purín, del mismo modo que tampoco es apreciable la variación de nitrógeno comparando las parcelas blanco con las parcelas con aplicación de purín.

Los valores de fósforo asimilables son más elevados en superficie que en profundidad. Se manifiesta un efecto acumulativo de fósforo en los dos años de estudio en las parcelas con aplicación de purín, el cual no se aprecia en las zonas blanco.

El carbono orgánico presenta un mayor contenido en las muestras superficiales debido al aporte de purín. El contenido de carbono orgánico aumenta en el segundo año de estudio, factor a tener en cuenta dado que mejora la fertilidad del suelo, lo cual es muy importante para esta zona de estudio.

Perspectivas agrarias y medioambientales y proyección de futuro. Los resultados preliminares, correspondientes a los dos primeros años de estudio, muestran la idoneidad de la utilización del purín de cerdo como abono orgánico. No obstante, es necesario continuar llevando a cabo un seguimiento analítico. La dosis de aplicación de purín se calculó, como ya se ha comentado a lo largo de la memoria, atendiendo a la dosis máxima indicada para zonas vulnerables a la contaminación por nitratos como indica la normativa, ANEJO 3, del RD 261/1996 sobre protección de las aguas (170 kg/ha/año de N). Pero en la actualidad esta será la dosis máxima permitida en dicha zona debido a su cambio de clasificación, declarada desde la publicación en el BORM el día 3 de julio de 2009 de la Orden de 26 de junio de 2009, de la Consejería de Agricultura y Agua por la que se designa la *zona vulnerable* a la contaminación por nitratos del Valle del Guadalentín, en el término municipal de Lorca.

Este hecho implica un control más exhaustivo, si cabe, en cuanto al muestreo y seguimiento de la calidad de las aguas en tanto en cuanto pueden ser afectadas por nitratos procedentes de fuentes agrarias.

Bibliografía

ANDRADES, M. 1996. Prácticas de edafología y climatología. Universidad de la Rioja.

BERNAL, M.P. 1990. Utilización de purines de cerdo en la fertilización de suelos calizos en condición de regadío. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Murcia. 102 pp.

BERNAL, M.P., ROIG, A., MADRID, R. Y NAVARRO, A.F. 1992b. Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. Soil Use and management. 8: 125-130.

BOWER C.A. AND WILCOX L.V. 1965. Soluble salts. In C. A. Black (ed.). Methods of Soils Analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 933-940.

BULLOCK, D.G. Y BULLOCK, D.S. 1994. *Quadratic and quadratic plus plateu models for predicting optimal nitrogen rate of corn: a comparison. Agronomic Journal*, 86: 191-195.

CARBALLAS, T. 1991. (Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia-CSIC) UTILIZACIÓN DE RESIDUOS GANADEROS EN GALICIA. Residuos Ganaderos. Fundación "La Caixa", 1991. Págs: 157-169.

CEMAGREF, 1985. L'exploitation des lagunages naturels, Guide technique à l'usage des petites collectivités. Documentation technique, F.N.D.A.E., N°1, 67 p.

CERRATO, M.E. Y BLACKMER, A.M. 1990. *Comparison of model for describing corn yield response to nitrogen fertilizer. Agronomic Journal*, 82: 138-143.

COBERTERA, E. 1993. Edafología aplicada. Ediciones Cátedra SA. Madrid. 326 pp

COSTA YAGÜE F., MORENO JI. Utilización agrícola de lodos de depuradora. Dialnet. Editores: Murcia : Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, 1987.

DUCHAUFOUR PH. 1970. Precis de Pedologie. Masson. Paris. 481 pp.

Europactizyme. 1999. Plan estratégico para la gestión y el tratamiento de los purines de cerdo producidos por la ganadería porcina en la Provincia de Valencia, Estudio IV. Diputació de València, Medi Ambient. 91 p.

LOBERA LÖSSEL, J.B., MARTÍNEZ RANGEL, P., FERNÁNDEZ FERRÁNDIZ, F. Y MARTÍN GÁMEZ, J. 1998. Reutilización agronómica de los purines de cerdo.(Reedición actualizada). Serie técnica y de estudios nº 21. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Consejería de Agricultura Agua y Medio Ambiente (CAAMA).

Mercolleida. El sector porcino en 2009. Anuario 2009.

MURCIA, A.J. 2003a. Principales riesgos derivados de la aplicación de purines en el Valle del Guadalentin, Lorca. Proyecto fin de carrera, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad Politécnica de Cartagena.

MURCIA, J.F. 2003b. Utilización del purín para fertilización en cultivo de bróculi y su comparación con la fertilización química convencional. Proyecto fin de carrera, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad Politécnica de Cartagena.

NAVARRO, S.; NAVARRO, G. (2000). Química Agrícola. El Suelo y los Elementos Químicos Esenciales para la Vida. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 488 pp.

Peech, M. 1965. Hidrogen-ion. In C.A. Black (ed). Methods of soil Analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. 2, 914-916.

Plaza, C. 2002. Aprovechamiento agrícola del purín de cerdo en agroecosistemas semiáridos: efectos sobre suelos y plantas. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.

Porta, J., López-Acevedo, M. y Roquero, C. (1999). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 2ª Edición.

Pratt, M. 1965. Potassium and sodium. In C. A. Black (ed.). Methods of Soil Analysis American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA. 2, 1022-1030.

Sánchez, M. 2001. Utilización agrícola del estiércol licuado de ganado porcino: método rápido de determinación del valor fertilizante. Establecimiento de bases para el diseño de un óptimo plan de fertilización (Tesis Doctoral). Universidad de Valladolid. 364 pp.

SMITH, K.A. Y CHAMBERS, B.J. 1993. *Utilizing the nitrogen content of organic manures on farms: problems and practical solutions.* Soil Use Manage, 9:105-112.

VERVOOT R.W., RADCLIFE D.E.; CABRERA M.L.; LATIMORE JR. M. 1998. Nutrient losses in surface and subsurface flow from pasture applied poultry litter and composted poultry litter. Nutrient Cycling Agroecosystem 50, 287-290

WATANABE, F. S. Y OLSEN, S. R. 1965. Test of ascorbic acid method for determining phosphorus in water and $NaHCO_3$ extracts from soil. Soil Science Society of America Proceedings. 677-678.

ZANUZZI, A. 2007. Reducción de impactos ambientales asociados a suelos contaminados por metales pesado mediante el uso de residuos antropogénicos. Tesis doctoral, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad Politécnica de Cartagena.

ZIEGLER, D., HEDUIT, M. 1991. Engrais de ferme, valeur fertilisante, gestion et environment. ITCF. Pp 1-35.

USO AGRONÓMICO DEL PURÍN Y CONTROL DE LA EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

FAZ A. [1], GALLARDO R. [1], MUÑOZ M.A. [1], YANARDAG I. [1], BRETÓN J. [2]

[1] Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52. 30203-Cartagena. Murcia. España. angel.fazcano@upct.es

[2] Environmental Department, CEFU, SA. Paraje La Costera, s/n. 30840 Alhama de Murcia. Murcia. España. Apdo. 55. jorge.breton@cefusa.com

Resumen

Los purines de cerdo son usados regularmente como fertilizantes orgánicos gracias a su contenido en nutrientes. Sin embargo, resulta necesario estudiar su impacto en recursos naturales como el suelo y la atmósfera, con el fin de conservarlos frente al cambio climático. En este sentido, los objetivos de este estudio fueron: (i) caracterizar el purín de cerdo como fertilizante orgánico, (ii) determinar la concentración de gases en naves de producción, según el tipo de alimentación animal, así como en las balsas de almacenamiento de purín y (iii) estudiar las emisiones de gases durante la aplicación agronómica del purín, desde la óptica de salubridad humana, bienestar animal y contribución a la atmósfera. Se seleccionó una explotación porcina situada en la provincia de Albacete. Se tomaron muestras de purín en las diferentes naves de producción, según el tipo de alimentación, sólida o convencional y líquida (mezcla de pienso y suero lácteo), estudiando diferentes parámetros químicos. El control de gases (CO_2, NH_3, H_2S y CH_4) se realizó con un equipo DRÄGER X-AM 7000 a tres alturas en las naves, y a nivel de superficie o suelo en las balsas de almacenamiento y durante la aplicación agronómica. Los resultados preliminares mostraban que el pH era similar en los purines procedentes de ambos tipos de alimentación, mientras que la conductividad eléctrica y el nitrógeno total eran superiores para la alimentación sólida. Las concentraciones de los gases estudiados en las naves se encontraban, generalmente, en el intervalo deseable-admisible. Los niveles de CO_2, NH_3 y H_2S en las balsas se situaban en el nivel deseable. Durante la aplicación del purín se registraron niveles NH_3 y H_2S en los intervalos deseable-admisible y admisible-nocivo, respectivamente. En ninguna de las mediciones se detectó metano. Las conclusiones preliminares indican que la aplicación agronómica de los purines procedentes de alimentación líquida, frente a la convencional, podría resultar más beneficiosa, debido a la menor conductividad eléctrica y contenido en nitrógeno. Las concentraciones de gases en esta explotación porcina no sobrepasan, generalmente, el nivel admisible, alcanzándose los valores máximos cuando el purín es aplicado al suelo, siendo una contribución a la atmósfera puntualmente señalada.

Palabras clave

Purines, alimentación líquida y convencional, control de gases, aplicación agronómica

Introducción

El alto costo de los fertilizantes orgánicos y el deterioro progresivo de la fertilidad natural del suelo debido al empleo desmesurado de los fertilizantes inorgánicos, han propiciado el estudio y uso de residuos orgánicos como fertilizantes agrícolas (Hernández y Martínez, 1987; Delgado *et al*., 1999). Por otro lado, en los estiércoles generados por la actividad ganadera se encuentran elementos esenciales para la nutrición vegetal (Faz *et al*.,

2005; Sánchez y González, 2005; Llona y Faz, 2009; Gómez *et al*., 2009). De esta forma, la utilización agronómica del purín es una práctica que ha adquirido una gran importancia en determinadas zonas, donde conviven la ganadería y agricultura intensivas siendo, ésta última, gran consumidora de nutrientes. Sin embargo, la aplicación descontrolada de este subproducto presenta un riesgo potencial como consecuencia del carácter acumulativo de ciertos elementos, así como su posible transferencia entre los diferentes sistemas terrestres. No obstante, los beneficios pueden ser cuantiosos cuando la aplicación agronómica de los purines se lleva a cabo racionalmente.

Por otro lado, la atmósfera es un bien común indispensable para la vida, en tanto en cuanto, todas las personas tienen el derecho de su uso y disfrute y la obligación de su conservación. El cambio climático es una de las principales amenazas para el desarrollo sostenible y representa uno de los mayores retos ambientales con efectos sobre la economía global, la salud y el bienestar social (MARM, 2009).

Asimismo, la Estrategia Española de Cambio Climático y Energía Limpia define el marco de actuación que deben abordar las Administraciones Públicas en España para asegurar el cumplimiento por nuestro país de sus obligaciones en el Protocolo de Kyoto. Esta estrategia incluye un Plan de Medidas Urgentes de la Estrategia de Cambio Climático y Energía Limpia (EECCEL) y su objeto principal es la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en la gestión de purines (MARM, 2009).

Objetivos

En este sentido, los objetivos de este estudio fueron: (i) caracterizar el purín de cerdo como fertilizante orgánico, (ii) determinar la concentración de gases en naves de producción, según el tipo de alimentación animal, así como en las balsas de almacenamiento de purín y (iii) estudiar las emisiones de gases durante la aplicación agronómica del purín, desde la óptica de salubridad humana, bienestar animal y contribución a la atmósfera.

Metodología

La explotación porcina Madax, propiedad de Cefusa, se localiza en la provincia de Albacete (Castilla La Mancha), en el término municipal de Hellín, concretamente en la pedanía de Cancarix. Presenta un total de 7 núcleos de producción de porcino y cada uno alberga alrededor de 6000 cabezas, en ciclo abierto o de cebo. Los animales de raza ibérica de esta explotación provienen del cruce entre macho ibérico al 50% (Duroc e ibérico) y hembra ibérica. La explotación se sitúa en zona no vulnerable (ITAP-Junta de Castilla La Mancha, 2006) por lo que la dosis máxima a aportar en la explotación de estudio (Madax), no debe superar 210 kg N/ha y año, según el RD 261/1996.

Para este estudio se seleccionaron los núcleos de producción 3 y 4. El primero cuenta con 8 naves de cerdos sometidos a dieta líquida (pienso mezclado con suero lácteo), mientras que el segundo presenta 4 naves con animales sometidos a alimentación convencional o sólida a base de pienso. En cada nave se tomó una muestra de purín en el segundo cuerpo de cada nave y tres puntos de muestreo, a lo largo de las naves de producción, coincidiendo el tercer punto de medida de gases con el punto de toma de muestras de purín (Figura 1). Asimismo,

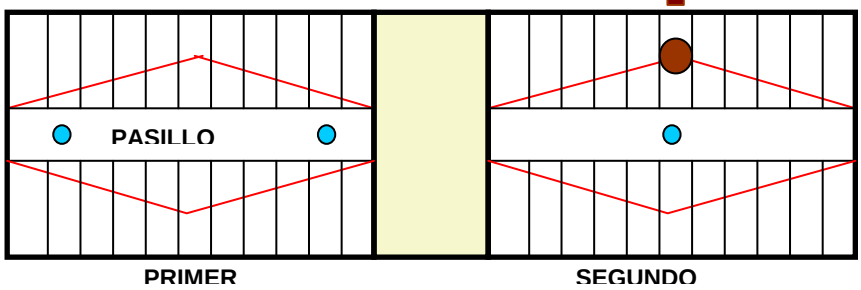
de las 30 balsas de almacenamiento de purín con que cuenta la explotación, se seleccionaron 3 para este estudio.

Para la aplicación en condiciones reales de cultivo, se seleccionó una macroparcela de 8,25 ha de extensión, donde se situaron 25 puntos de sostenibilidad con una malla de muestreo de 70 x 70 m. En la macroparcela se aplicó purín bruto procedente del núcleo 3 y, en todos los casos, las dosis de aplicación fueron determinadas considerando la limitación de N establecida por la legislación. Además, se construyeron 16 parcelas experimentales de 5 x 5 m para la aplicación de los purines bruto y tratado de los núcleos 3 y 4, con 4 parcelas control, una por cada tratamiento. Los purines aplicados procedentes de los núcleos 3 y 4 sufrieron un tratamiento físico-químico en la planta de tratamiento Selco-Ecopurín, localizada en la misma explotación aplicándose, en diferentes parcelas, purín bruto y tratado de ambos núcleos con el fin de establecer las diferencias entre los purines procedentes de la alimentación sólida y líquida. Las determinaciones físico-químicas efectuadas para el caso del purín fueron: pH (Peech, 1965), conductividad eléctrica, nitrógeno total (Duchafour, 1970) y nitrógeno amoniacal (Norma Americana SM-4500-NO_2-C, 1989).

La medición de gases sobre las microparcelas y los puntos de sostenibilidad de la macroparcela, se efectuó directamente al aplicar los purines. La detección y medida de gases presentes en la explotación estudiada se realizó con un equipo DRAGER X-am 7000, con sensores para la medición de los gases CH_4, NH_3, CO_2 y H_2S. Para la medición del H_2S el equipo disponía de dos sensores, uno con rango de medida hasta 100 ppm y otro con un rango hasta 1000 ppm. El rango de sensibilidad fue establecido siguiendo las instrucciones del fabricante.

La medición de gases en las naves se efectuó a tres alturas diferentes: 1,5m (nivel 1), 0,5 m (nivel 2) y a nivel del foso de deyección (nivel 3). En las balsas de almacenamiento de purín, las medidas fueron a nivel de la superficie y en los laterales de las mismas, efectuándose tres medidas por balsa. Cada una de estas medidas precisó de dos minutos aproximadamente, tiempo necesario para que se estabilice la medida del equip





Puntos de medidas de gases.

Punto de toma de purin.

Figura1. Esquema de las naves de producción y puntos de muestreo de purín y gases

Por otro lado, tanto la toma de muestras de purín como las medidas de gases se realizaron de forma mensual y a primera hora de la mañana, desde los meses de noviembre a enero.

Resultados

Caracterización del purín de cerdo

La Tabla 1 presenta los valores medios y desviaciones estándar de los parámetros físico-químicos estudiados para la caracterización del purín, correspondientes al estudio preliminar del purín realizado durante los meses de noviembre, diciembre y enero.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos del purín procedente de los núcleos de estudio

	pH	CE (dS m^{-1})	NT (mg kg^{-1})	N-NH_4 (mg kg^{-1})
Purín bruto núcleo 3	7,2 ± 0,3	22,0 ± 7,2	3,1 ± 1,4	2,2 ± 0,9
Purín tratado núcleo 3	7,5 ± 0,0	20,3 ± 0,2	2,4 ± 0,0	2,2 ± 0,0
Purín bruto núcleo 4	7,1 ± 0,3	27,4 ± 6,2	3,9 ± 1,7	3,0 ± 1,1
Purín tratado núcleo 4	8,1 ± 0,0	14,1 ± 0,4	1,5 ± 0,5	1,2 ± 0,1

Al comparar los resultados correspondientes al purín bruto de los núcleos 3 y 4 (alimentación líquida frente a convencional) , se observa que los valores de pH y CE eran similares en ambos tipos de alimentación (Tabla 1). Sin embargo, la concentración de NT era ligeramente superior en alimentación convencional frente a alimentación líquida (3,9 ± 1,7 mg kg^{-1} frente a 3,1 ± 1,4 mg kg^{-1}), al igual que los valores de N amoniacal (3,0 ± 1,1 mg kg^{-1} frente a 2,2 ± 0,0 mg kg^{-1}).

En la Tabla 1 se puede observar que los valores de pH son similares entre sí, destacando un valor algo superior en el caso del purín tratado del núcleo 4 (8,1 ± 0,0). En cuanto a la conductividad eléctrica, señalar que los valores descendían al tratar el purín, sobre todo en el caso del núcleo 4, situándose en 14,1 ± 0,4 dS m^{-1}. Las concentraciones de NT y N amoniacal disminuían, igualmente, tras el tratamiento físico-químico registrándose los mayores descensos en el tratamiento del purín del núcleo 4, donde se obtuvieron concentraciones de NT y N amoniacal de 1,5 ± 0,5 mg kg^{-1} y 1,2 ± 0,1 mg kg^{-1}, respectivamente.

Concentración de gases en las naves de producción

La Tabla 2 muestra los valores deseables, admisibles y nocivos de cada uno de los gases que se pueden hallar en las fuentes de generación estudiadas (naves de producción, balsas de almacenamiento y la aplicación agronómica del purín empleando cubas con inyección superficial), según establece Díez (2000). Cabe señalar que no se registró CH_4 en ninguna de las fuentes de generación estudiadas.

Tabla 2. Niveles deseables, admisibles y nocivos de gases producidos por residuos ganaderos.

Gas	Deseable (ppm)	Admisible (ppm)	Nocivo (ppm)
NH_3	<25	<100	2.000
H_2S	<5	<10	>30
CO_2	<500	<6.000	30.000
CH_4	--	--	400.000

Fuente: (Diez, 2000)

A continuación, se muestran los gráficos correspondientes a las concentraciones de gases registradas en las naves de producción. De esta forma, las Figuras 2, 3 y 4, muestran la evolución temporal de las concentraciones de gases estudiados.

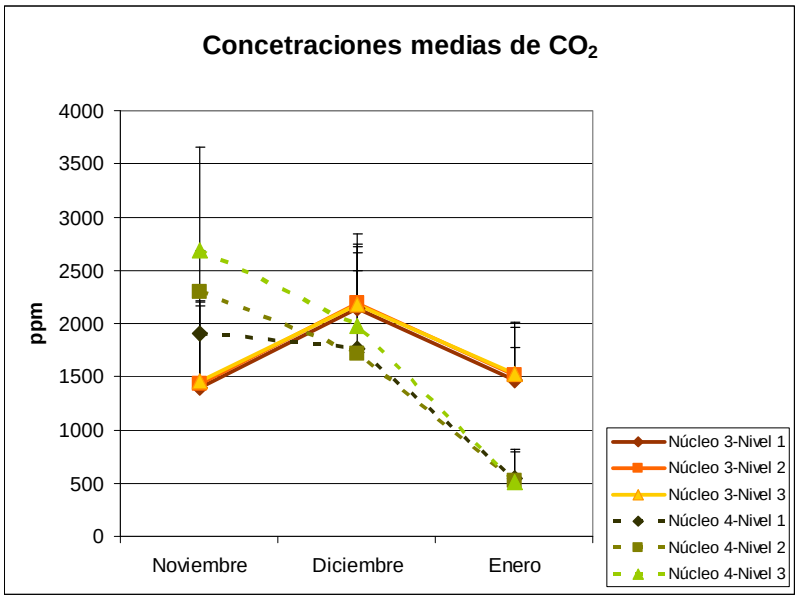


Figura 2. Concentraciones de CO_2 en los distintos niveles durante los meses de noviembre, diciembre y enero

En la Figura 2, se observa que los valores medios de dióxido de carbono relativos a los tres niveles de estudio del núcleo 3 eran coincidentes, presentando una concentración más elevada durante el mes de diciembre. Por su parte, las concentraciones de este gas en el núcleo 4 se reducían a lo largo del período de estudio, disminuyendo notablemente durante el mes de enero debido a que dos de las cuatro naves que conforman este núcleo, se encontraban vacías y limpias en el momento de la medida. Haciendo esta salvedad, podría decirse que el dióxido de carbono no mostraba una evolución temporal clara en los tres meses de estudio.

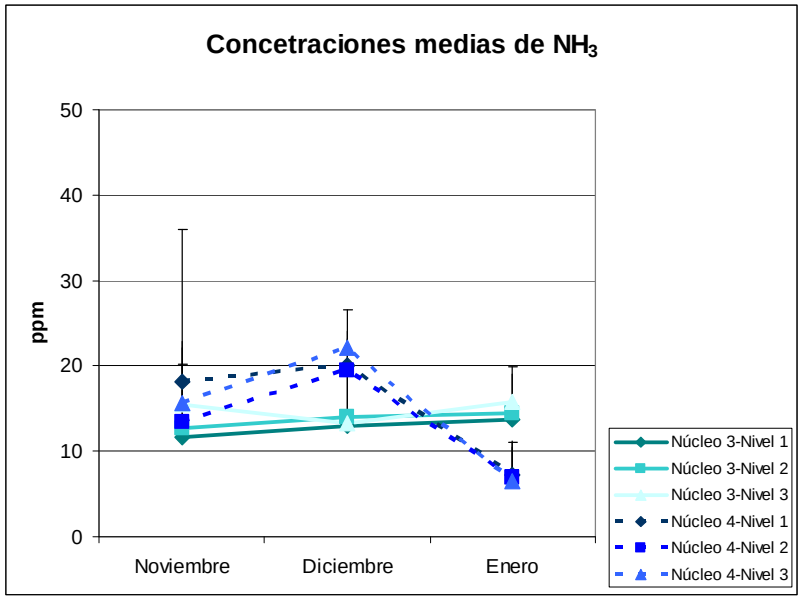


Figura 3. Concentraciones de NH_3 en los distintos niveles durante los meses de noviembre, diciembre y enero

En lo relativo a las concentraciones de amoníaco, la Figura 3 muestra como los valores medios del núcleo 3 son relativamente constantes, mientras que los correspondientes al núcleo 4 presentaban un incremento en diciembre y un descenso más acusado en enero, que se explica por la razón expuesta anteriormente. Por tanto, podría decirse que, durante los meses de invierno, las concentraciones de amoníaco permanecían relativamente constantes, destacando que las del núcleo 3 son similares a las observadas por Wan *et al*. (2009), quienes encontraron cantidades de NH_3 que oscilaban entre 20 y 30 ppm, siendo notablemente inferiores (entre 3 y 18 ppm) tras la aplicación de cierto aditivo (probiotic BioPlus 2B®) en la dieta de los cerdos.

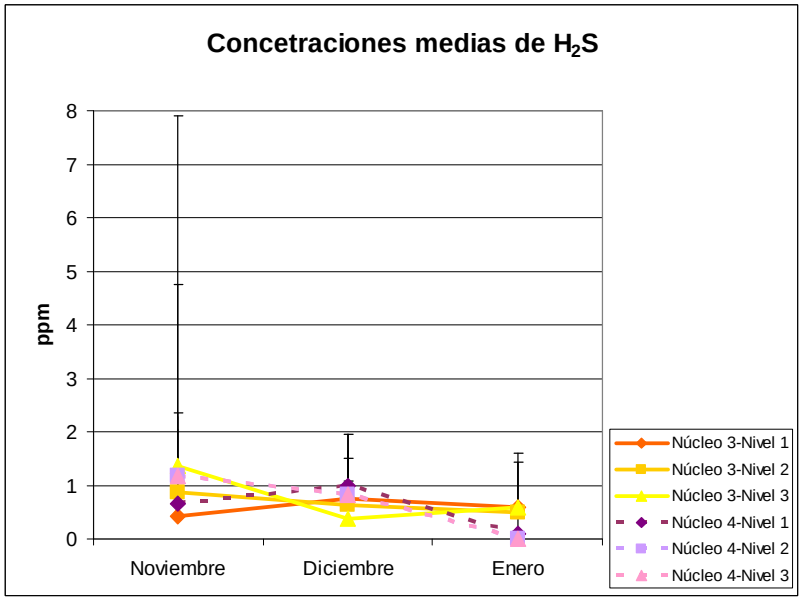


Figura 4. Concentraciones de H_2S en los distintos niveles durante los meses de noviembre, diciembre y enero

En cuanto a las concentraciones de sulfhídrico, la Figura 4, muestra claramente la uniformidad en la distribución temporal de los valores medios registrados de este gas, tanto en el núcleo 3, como en el núcleo 4, sin diferencias aparentes entre ambos. La elevada desviación estándar correspondiente al mes de noviembre en el núcleo 3, se debía a los valores anormalmente elevados detectados en una de las naves, señalando que estos se registraron de forma puntual.

Concentración de gases en las balsas de almacenamiento

La Tabla 3 presenta la concentración de gases registrada en las balsas de estudio durante los meses de noviembre, diciembre y enero.

Tabla 3. Concentración de gases en las balsas de almacenamiento de purín

	Balsa 1	Balsa 2	Balsa 3
Gases		Noviembre	
CO_2	300,0 ± 0,0	300,0 ± 0,0	300,0 ± 0,0
NH_3	4,7 ± 1,2	1,7 ± 1,5	2,7 ± 1,2
H_2S	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
	Balsa 1	Balsa 2	Balsa 3
		Diciembre	
CO_2	300,0 ± 0,0	300,0 ± 0,0	300,0 ± 0,0
NH_3	5,0 ± 2,0	0,7 ± 1,2	0,0 ± 0,0
H_2S	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
	Balsa 1	Balsa 2	Balsa 3
		Enero	
CO_2	300,0 ± 0,0	300,0 ± 0,0	300,0 ± 0,0
NH_3	7,0 ± 2,0	3,3 ± 1,2	2,3 ± 0,6
H_2S	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0

Puede observarse que las concentraciones de los gases estudiados se encontraban por debajo de los límites establecidos por Díez (2000) (Tabla 3), como deseables en los tres casos, 500 ppm para CO_2, 25 ppm para NH_3 y 5 ppm para H_2S. Cabe destacar que no se registró ni sulfhídrico ni metano en ninguna de las balsas.

Emisiones de gases durante la aplicación agronómica de purín

A continuación se muestran las medidas de gases realizadas durante la aplicación agronómica del purín, tanto en los puntos de sostenibilidad (Tabla 4) como en las microparcelas (Tabla 5).

Tabla 4. Mediciones de gases en los puntos de sostenibilidad

Puntos de Medida	Tratamiento Puntos Sostenibilidad			
	Gases medidos			
	CO_2 (ppm)	CH_4 (ppm)	NH_3 (ppm)	H_2S (ppm)
1	300	0	9	2
2	300	0	25	7
3	300	0	27	6
4	300	0	31	7
5	400	0	57	15
6	400	0	66	16
7	400	0	65	17
8	400	0	57	12
9	400	0	52	14
Media	355,6	0,0	43,2	10,7
Desv. Est.	52,7	0,0	20,5	5,3

Los valores representados en la Tabla 4, correspondientes a los 9 puntos de medida de gases tomados en la macroparcela, separados 30 m entre sí longitudinalmente, ponen de manifiesto que las concentraciones de dióxido de carbono son similares en los distintos puntos de medida, no superando 400 ppm; sin embargo, los de amoníaco presentan mayor heterogeneidad, atendiendo al valor de la desviación estándar (20,5), al igual que los de sulfhídrico (5,3). Cabe señalar que las concentraciones medias de NH_3 y H_2S se encontraban en los rangos deseable-admisible y admisible-nocivo, respectivamente (Díez, 2000).

Tabla 5. Mediciones de gases en las microparcelas

Tipo de purín	Tratamiento Microparcelas			
	Gases medidos			
	CO_2 (ppm)	CH_4 (ppm)	NH_3 (ppm)	H_2S (ppm)
Núcleo 3 Tratado	400	0	15	7
Núcleo 3 Bruto	300	0	46	17
Núcleo 4 Tratado	300	0	0	0
Núcleo 4 Bruto	300	0	17	7

En la Tabla 5, aparecen los datos correspondientes a la aplicación de purín en las microparcelas, señalando que los contenidos en dióxido de carbono son muy similares entre sí e inferiores al límite de 500 ppm establecido como deseable por Díez (2000). Por su parte, las concentraciones de amoníaco son elevadas, sobre todo en el purín bruto del núcleo 3 (46 ppm), mientras que esa concentración es nula para el purín tratado del núcleo 4. De igual forma sucede con el sulfhídrico, correspondiendo la mayor concentración al purín bruto del núcleo 3 (17 ppm), sin registrarse este gas en el purín tratado del núcleo 4. De esta forma, los

niveles de amoníaco superan sólo el límite deseable en la aplicación del purín bruto del núcleo 3, mientras que los de sulfhídrico superan este límite en la aplicación del purín bruto y tratado del núcleo 3 y en el purín bruto del núcleo 4, llegando a superar el límite admisible en el caso del purín bruto del núcleo 3, alimentación líquida, por encima de las 10 ppm (Díez, 2000) , sin llegar a ser nocivo. Por tanto, es el purín bruto del núcleo 3 el que presenta altas concentraciones de amoníaco y sulfhídrico en comparación con el resto de purines considerados, siendo el tratado del núcleo 4, alimentación sólida o convencional, el menos contaminante en cuanto a emisión gaseosa se refiere.

Discusión

Los resultados preliminares relativos a la caracterización físico-química del purín, ponen de manifiesto cierta homogeneidad en los parámetros estudiados, con valores de pH similares a los obtenidos por Llona y Faz (2009). Los valores de CE se reducen con el tratamiento físico-químico, sobre todo en el caso de purines procedentes de alimentación convencional, resultando similares a los observados por Sánchez y González (2005). En cuanto a los contenidos en NT y N amoniacal, señalar que resultan ligeramente más elevados en el purín en bruto procedente de la alimentación convencional, con valores similares a los encontrados por Faz *et al*. (2005), cercanos a 2,8 g L^{-1}, disminuyendo considerablemente al tratar el purín, sobre todo el procedente de la alimentación convencional, mientras que las concentraciones de N amoniacal son similares entre sí antes y después de los tratamientos.

En lo relativo a la medida de gases en las naves de producción, cabe destacar que si bien para el caso del CO_2, las concentraciones medidas no superan el límite deseable establecido por Díez (2000), para el caso del amoníaco y sulfhídrico este límite se sobrepasa en la mayoría de las ocasiones. Así, el amoníaco no supera el límite admisible, establecido por Díez (2000) en 100 ppm, mientras que el sulfhídrico se sitúa por encima de este límite sin llegar a ser nocivo, ya que no sobrepasa las 30 ppm. En este sentido, los niveles de dióxido de carbono en el núcleo 3 permanecen constantes dentro del intervalo 1400- 2300 ppm, rango definido como admisible (Diez, 2000), mientras que en el núcleo 4 tendría lugar un descenso de la concentración del gas como consecuencia de una menor cantidad de animales.

Los niveles de amoniaco en las naves de alimentación sólida, permanecen constantes con la evolución temporal en un rango de 11- 18 ppm. Por el contrario, en las naves de alimentación líquida se observa una mayor concentración de amoniaco (18- 22 ppm) hasta el mes de enero, fecha en la que el número de animales desciende y con ellos también disminuye la concentración del gas (5- 9 ppm). En cualquiera de los casos, según los rangos establecidos por Diez (2000) (Tabla 2), se encontraría dentro del nivel deseable. En el caso del sulfhídrico, no existe una diferencia notable entre los niveles detectados en los núcleos 3 y 4, apareciendo siempre en concentraciones bajas que no superan nunca 3 ppm, por lo que esta situación se define como deseable (Díez, 2000).

En las balsas de almacenamiento de purín no se detectaron niveles considerables de los gases estudiados. Sin embargo, durante la aplicación agronómica del purín, el dióxido de carbono se mantiene siempre en unos niveles inferiores a 500 ppm, concentración definida por Díez (2000) como límite deseable, mientras que las concentraciones de amoníaco y sulfuro de hidrogeno alcanzan como valores máximos 66 y 17 ppm, respectivamente. En este caso, se definen como niveles admisibles las concentraciones de amoniaco, mientras que la concentración de H2S se situaría en el intervalo admisible-nocivo (Diez, 2000).

Conclusión

Los resultados preliminares mostraban una carga de NT y N amoniacal ligeramente superior en el purín procedente de la alimentación convencional, así como la eficacia del tratamiento físico-químico del purín en la reducción de la conductividad eléctrica y la carga de NT. Por tanto, el tratamiento físico-químico del purín suponía una mejora de las propiedades del mismo para su valorización agronómica, al reducir su concentración salina y carga de nitrógeno, principales problemas en la utilización de este subproducto como fertilizante.

En definitiva, la concentración de los gases estudiados en el interior de los núcleos de animales muestra que los niveles de dióxido de carbono se mantienen dentro del rango admisible definido por Diez (2000), entre 500 y 6000 ppm, mientras que las concentraciones de amoníaco y sulfhídrico se encuentran en un rango deseable, inferior a 25 ppm para el NH3 y menor a 5 ppm para el H2S. Los niveles de estos gases en las balsas de almacenamiento de purín son muy bajos. Por el contrario, las concentraciones detectadas durante la aplicación agronómica en los puntos de sostenibilidad y las microparcelas, muestran una elevada concentración tanto de amoníaco como de sulfuro de hidrógeno, llegando a alcanzar este último el rango de admisible-nocivo descrito por Díez (2000) (10-30 ppm), poniendo así de manifiesto que las mayores emisiones gaseosas se producen durante el movimiento de purín. Cabe destacar que el purín procedente de las naves de alimentación sólida, tras su paso por la planta de tratamiento físico-químico, carece de emisión de amoniaco y sulfuro de hidrógeno al ser aplicado en las microparcelas. Por último, señalar que no se registró metano en ninguna de las fuentes de emisión.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido desarrollado gracias a la financiación del Centro para el Desarrollo Tecnológico Industrial del Ministerio de Ciencia e Innovación a través del Proyecto "Aplicación agronómica de purines de cerdo ibérico sometidos a dieta líquida".

Bibliografía

DELGADO, M., PORCEL, M., MIRALLES DE IMPERIAL, R., BELLIDO, N., BIGERIEGO, M., BELTRÁN, E., CALVO, R., 1999. Mineralización del nitrógeno procedente de residuos orgánicos. Rev. Internacional de Contaminación Ambiental 15 (1), 19-25.

DÍEZ, A., 2000. Entrevista con D. Agustín Diez Cisneros: los purines y sus tratamientos. Revista Medio Ambiental Econotici@s.com, nº 6, III trimestre

DUCHAUFOUR, P.H., 1970. Precis de Pedologie. Masson. 481 pp. Paris.

FAZ, A., TORTOSA, J., ANDÚJAR, M., LLONA, M., LOBERA, J., PALOP, A., AMAT, S., 2005. Application of Pig Slurry in the Guadalentin Valley for Brocoli and Water Melon production: preliminary results. Advances in Geoecology 36.. 133-148 pp. Catena Verlag. Reiskirchen.

GÓMEZ, M., ESTÉVEZ, M.D., FAZ, A., OLIVARES, A.B., CLIMENT, V., 2009. Valorización agronómica de purines para su utilización en común. Avances en estudios sobre deserficación. Romero, A., Belmonte, F., Alonso, F., López, F. (eds). 689-692 pp. Murcia.

ITAP-JUNTA DE CASTILLA LA MANCHA. Instituto Técnico Agronómico Provincial SA, Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural, Consejería de Agricultura., 2006. Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos en Castilla La Mancha procedentes de fuentes agrarias. Boletín nº 70. Febrero 2006. 8 pp.

LLONA, M., FAZ. A., 2009. Contribution from Pig Slurry to Micro and Macro nutrients Status of Soil Planted with Brocoli. Advances in Ecology 40. Catena Verlag. Reiskirchen. 347-353 pp.

MARM, 2009. Emisiones de gases en la ganadería. En: www.marm.es/es/ganderia/ganderia.htm

PEECH, M., 1965. Hidrogen-ion activity. In C.A. Black (ed.). Methods or Soil Analisis. American Society of Agronomy. Madison. Wisconsin, USA 2, 914-916 pp.

RD 261/1996. Establecimiento de los límites sobre las cantidades de estiércol aplicado al suelo.

SÁNCHEZ, M., GONZÁLEZ, J.L., 2005. The fertilizar value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. Bioresource Tecnology 96, 1117-11123.

WAN, Y., CHO, JH., CHEN, Y.J., YOO, J.S., HUANG, Y., KIM, H.J., KIM I.H., 2009. The effect of probiotic BioPlus 2B® on growth performance, dry matter and nitrogen digestibility and slurry noxious gas emission in growing pigs. Livestock Science, 120 (1-2), 35-42.

A influência de diferentes rotações culturais de regadio na alteração de algumas características químicas do solo

The influence of different irrigated crop rotations in some soil chemical properties

NUNES, J.M.[1,2], LÓPEZ-PIÑEIRO, A.[1,3], COELHO, J.P.[4], ALBARRAN LISO, A.[3], CABRERA, D.[3]

1 Unidade de Investigação de Química Agrícola e Ambiental, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da Ajuda, Lisboa. Portugal. ratonunes@esaelvas.pt

2 Escola Superior Agrária de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre. Av. 14 de Janeiro s/n, Elvas. Portugal.

3 Dpto. Edafologia y Quimica Agrícola, Facultad de Ciências, Universidad da Extremadura,. Av. de Elvas S/N, Badajoz, España

4 Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da Ajuda, Lisboa. Portugal

RESUMO

Com o objectivo de determinar o efeito de diferentes rotações culturais em regadio (1. Monocultura do milho; 2. Monocultura de olival intensivo (300 a 400 árvores/ha); 3. Milho – cevada/aveia/trigo (1 ou 2 anos) – Beterraba; e 4. Tomate – cevada/aveia/trigo (1 ou 2 anos) – Beterraba) sobre o teor de matéria orgânica, pH, condutividade eléctrica e sodicidade do solo, recolhemos, de forma georeferênciada, 6280 amostras da camada superficial dos solos (0 - 20 cm) do Perímetro de Rega do Caia (situado nos Concelhos de Elvas e Campo Maior, distrito de Portalegre, Portugal) ocupados com as referidas rotações. Estas amostras eram misturadas 10 a 10 e a amostra resultante, correspondente a uma área de 11,1 ha, foi enviada para laboratório onde se procedia à análise dos parâmetros acima referidos. Com o recurso a software apropriado (Sistemas de Informação Geográfica – SIG), foi possível relacionar individualmente estas amostras de solo com a rotação cultural e com o grupo de solo presente (Fluvissolos, Luvissolos e Calcissolos). Nos resultados obtidos pudemos constatar que a utilização das rotações supra citadas, ao longo de aproximadamente duas décadas, conduziram a diferenças sensíveis, embora nem sempre significativas do ponto de vista estatístico, nos valores de matéria orgânica, pH, salinidade e sodicidade do solo, sendo que são as rotações que usam maiores quantidades de água e fertilizantes aquelas em se assiste a uma diminuição mais evidente nos valores de pH e percentagem de matéria orgânica, ao mesmo tempo que se verifica um aumento dos valores da condutividade eléctrica e do teor de sódio de troca.

Palavras chave: características químicas, regadio, rotação cultural, solo

ABSTRACT

In order to determine the effect of different irrigated crop rotation (1. corn, 2. intensive olive grove (300-400 trees / ha), 3. Corn - barley / oat / wheat (1 or 2 years) sugar beet and 4. Tomato - barley / oat / wheat (1 or 2 years) - Beet) on the organic matter content, pH, electrical conductivity and soil sodicity, we collect and georeferenced 6280 samples of the surface layer of soils (0-20 cm) in the Caia Irrigation Perimeter (located in Elvas and Campo Maior Counties, Portalegre District, Portugal) occupied with those rotations. These samples were mixed in groups of 10, resulting 1 sample, corresponding to an area of 11.1 ha, the one

was sent to the laboratory where we proceeded to examine the above parameters. With the use of appropriate software (Geographic Information Systems - GIS), it was possible to correlate these individual soil samples with crop rotations and with the group of soil present (Fluvisols, Luvisols and Calcisols). With the results obtained we found that the use of the above-mentioned crop rotations, over about two decades, led to significant differences in soil characteristics, although not always significant from a statistical point of view. The crop rotations using larger water and fertilizers amounts in irrigated crop systems are the ones causing a more evident decrease in soil organic matter and pH and, at the same time, leading to an increase in soil electrical conductivity and exchangeable sodium content.

Key words: chemical characteristics, irrigation, crop rotation, soil

1. Introdução

O clima mediterrânico é caracterizado por possuir um Verão quente e seco e chuvas na estação fria (Azevedo, 1998 e Sousa, 1999). Nestas condições a actividade agrícola sofre fortes limitações. De facto, quando as culturas possuem condições pouco favoráveis, em termos de luminosidade e temperatura para o seu crescimento, as disponibilidades hídricas no solo são elevadas, enquanto, pelo contrário, quando a intensidade luminosa é mais elevada e a temperatura atinge valores susceptíveis de induzirem maiores produtividades, a falta de água impede que as plantas exprimam todo o seu potencial genético (Azevedo, 1998).

Em virtude do que acabamos de dizer, o fornecimento artificial de água durante o final da Primavera e o Verão surge como uma forma de colmatar o principal óbice à obtenção de elevadas produtividades nos países da bacia mediterrânica (estes países ocupam uma área de 4.300.000 km^2 segundo Yaalon, 1997), fazendo coincidir temporalmente as condições mais adequadas ao crescimento e produção das culturas (Santos, 2003).

Nos dias de hoje a área regada a nível mundial situa-se ao redor dos 220 milhões de ha, ocupando cerca de 18% da superfície cultivada e sendo responsável por 35% da produção agrícola mundial. De modo a satisfazer as crescentes necessidades alimentares da humanidade, que se estima possa atingir em 2025 os 8.500 milhões de habitantes, a produção agrícola mundial deveria aumentar 40 a 50% nos próximos 30 a 40 anos, o que só poderá ser conseguido através de um aumento de 2 a 3% ao ano na área regada. Como consequência do que acabamos de dizer, prevê-se que nos próximos anos a área de regadio sofra um importante incremento, crescendo a taxas necessariamente superiores ao 1% ao ano que se verifica actualmente. Portugal não é excepção a este figurino, e embora a sua população permaneça aproximadamente constante, a necessidade de aumentar as nossas produtividades conduz a que novos projectos hidroagrícolas estejam continuamente a ser implementados. Desta forma, Portugal, de acordo com os dados mais recentes que se encontram disponíveis (INE, 2001), possui uma área agrícola de 5.188.938 ha dos quais só 15,2% são zonas potencialmente regáveis (INE, 2001). Contudo, num futuro relativamente próximo (até 2020), nomeadamente com a entrada em funcionamento dos empreendimentos do Alqueiva, Minutos, Xévora, Moinho do Escarvelho, Pardiela e Ribeira de Canção, pensa-se que as zonas irrigáveis passarão a constituir mais de 20% da área agrícola total (Faria, 1996; Sousa, 1999; INE, 2001 e Instituto da Água e Administração Hidrográfica do Alentejo, 2009).

Contudo, o regadio, dependendo de vários factores como a qualidade da água de rega utilizada, solo, técnicas culturais, fertilização, tratamentos fitossanitários, cultura praticada e clima, pode degradar severamente o solo, fazendo com que o aumento de produtividade registado inicialmente não seja sustentável e, após um período de tempo maior ou menor,

dependendo das circunstâncias, apareçam graves problemas de fertilidade física, química e biológica que, no limite, poderão pôr em causa a própria actividade agrícola (Hulugalle et al., 1997 e Zalidis et al., 2002). Longe de pretendermos ser alarmistas, são contudo inúmeros os exemplos do que acabamos de dizer, e vastas regiões do globo antigamente férteis são, hoje, quase completamente estéreis, devido à deterioração do solo provocada pelo regadio (Dunjó et al., 2003). É neste âmbito que desenvolvemos o presente trabalho, cujo principal objectivo é determinar, para as condições prevalecentes no Sul de Portugal e para alguns dos principais tipos de solo aí existentes, qual o impacte das diferentes rotações culturais de regadio, vulgarmente praticadas nos Perímetros de Rega localizados nesta parte do nosso país, sobre algumas das características químicas do solo, nomeadamente matéria orgânica, pH, condutividade eléctrica e percentagem de sódio de troca, tidas como aquelas que sofrem um maior impacte da prática continuado ao regadio (Santos, 2003).

2. Material e métodos

Breve caracterização da área de estudo

A área em estudo localiza-se nos Concelhos de Elvas e Campo Maior, na confluência dos rios Caia e Guadiana (Figura 1). Corresponde de forma genérica ao Perímetro de Rega do Caia e áreas imediatamente adjacentes, as quais, em anos de boa disponibilidade hídrica, são igualmente submetidas a regadio. Este Perímetro de Rega entrou em funcionamento em 1969, tendo mantido a sua actividade desde então.

A geologia da zona corresponde essencialmente a formações câmbricas e silúricas, com pequenas áreas onde existem rochas eruptivas associadas a rochas alcalinas e hiper-alcalinas (Carta Geológica de Portugal à escala 1:50.000, 1969).

Os grupos de solos mais comuns na área de estudo são: Fluvissolos (42,7%), Luvissolos (21,7%), Calcissolos (16,1%), Cambissolos (6,1%), Vertissolos (1,8%) e Regossolos (0,6%) (Nunes, 2003).

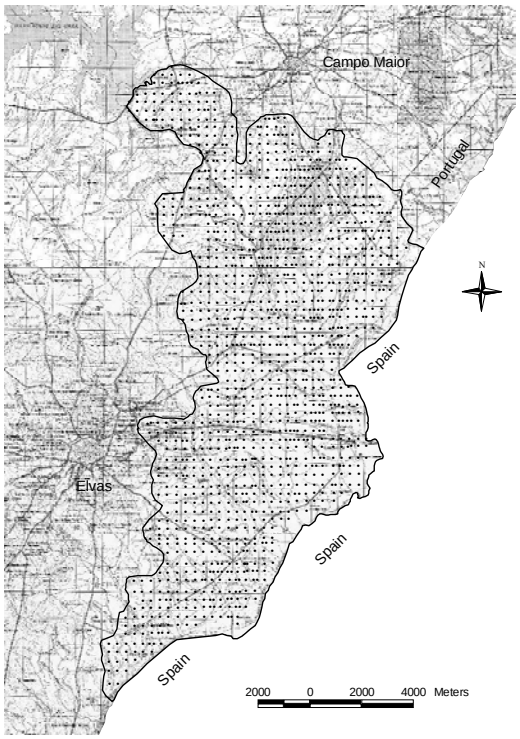


Figura 1 – Mapa de localização da área em estudo

Nota: A linha a negro delimita a área de estudo

Os dados climáticos da região em análise foram obtidos na Estação Meteorológica de Elvas, situada a 38º53´ N e 7º 9´ W. A precipitação média anual situa-se nos 490,9 mm. O mês mais chuvoso na região é Novembro com uma precipitação média de 73,2 mm e o mês em que chove menos é Agosto com uma precipitação média de 4,1 mm. A temperatura média anual é de 16,7 °C, sendo o mês mais quente na região do Perímetro de Rega do Caia Julho com uma temperatura média de 24,7 °C, enquanto o mês mais frio é Janeiro com uma temperatura média de 8,8 °C.

A água de rega utilizada no Perímetro de Rega do Caia é de boa qualidade, classificada segundo a FAO (Food and Agriculture Organization) como "utilizável na rega sem restrições" (Ayers and Westcot, 1985) e segundo a USDA (United States Departement of Agriculture) como C1S1 (USDA, 1954). A composição média da água utilizada no Perímetro de Rega do Caia é-nos dada no Quadro 1 (resultados de análises realizadas à água utilizada no Perímetro de Rega do Caia – amostras recolhidas semanalmente, em 10 pontos distintos e equitativamente distribuídos ao longo dos canais que constituem o Perímetro de Rega, durante as épocas de regadio de 2000 e 2001).

Caracterização das rotações culturais mais frequentes no Perímetro de Regado do Caia

As rotações culturais mais frequentes no Perímetro de Rega do Caia na última década são, segundo dados obtidos junto da Associação de Beneficiários do Caia, as seguintes:

Rotação 1 – monocultura de milho grão

Rotação 2 – monocultura de olival intensivo (300 a 400 árvores/ha)
Rotação 3 – milho – cevada/aveia/trigo
Rotação 4 – tomate – cevada/aveia/trigo/girassol ou feno (1 ou mais frequentemente 2 anos)

QUADRO1 – Composição média da água de Rega utilizada no Perímetro de Rega do Caia

Parâmetro	Média	Variação
pH	7,89	7.37 – 8.50
CE (dS m^{-1})	0,20	0.19 – 0.22
Ca (mg L^{-1})	18,72	16.35 – 23.40
Mg (mg L^{-1})	6,65	5.72 – 7.28
P (mg L^{-1})	4,97	4.72 – 5.34
K (mg L^{-1})	2,65	2.25 – 3.10
NO_3^- (mg L^{-1})	3,00	Vest. – 8.80
Na (mg L^{-1})	11,15	8.60 – 13.90
Cl (mg L^{-1})	18,42	17.70 – 20.25
SAR	0,20	0.16 – 0.22

No quadro 2 apresenta-se a quantidade de água que é, em média, fornecido a cada uma destas rotações culturais num período de 6 anos (dados fornecidos pela Associação de Beneficiários do Caia)

Quadro 2 - Quantidade de água fornecida, em média, a cada uma destas rotações em análise num período de 6 anos.

Rotações	1º Ano	2º Ano	3º Ano	4º Ano	5º Ano	6º Ano	TOTAL
Rotação 1	7.000	7.000	7.000	7.000	7.000	7.000	42.000
Rotação 2	2.500	2.500	2.500	2.500	2.500	2.500	15.000
Rotação 3	7.000	1.000	7.000	1.000	7.000	1.000	24.000
Rotação 4	9.000	1.000	1.000	9.000	1.000	1.000	22.000

Recolha de amostras

Dividimos os 12540 ha que constituem a área de estudo em quadrados, iguais, de 11,1 ha, sendo georeferenciado o centro de cada um desses quadrados (Universal Transverse Mercator – UTM coordinates). Todos os resultados analíticos relativos a esse quadrado eram associados geograficamente ao seu ponto central. Caso o quadrado de 11,1 ha se apresentasse notoriamente heterogéneo no que respeita a tipo de solo, sistema cultural, sistema de rega ou cultura instalada, o quadrado era então dividido, na direcção Norte, em dois rectângulos (de 5,75 ha cada), sendo georeferenciado o centro de cada um desses rectângulos, ponto ao qual se associava toda a informação respeitante a esse polígono. Desta forma garante-se que cada ponto de amostragem corresponde a uma realidade de elevada homogeneidade.

Em cada um destes polígonos recolhia-se informação pertinente, onde se inclui o sistema agrícola existente e a cultura ou rotação cultural praticada. Procedia-se então à recolha, utilizando para o efeito uma sonda de inox, de 10 amostras da camada superficial do solo (0 – 20 cm). Estas amostras eram em seguida cuidadosamente misturadas, passando a constituir uma amostra compósita que, depois de devidamente etiquetada, seguia para o laboratório para ser analisada. O número de amostras recolhidas, nos agro-sistemas de regadio, em cada binómio - tipo de solo x cultura ou rotação cultural - é apresentado no quadro 3. No Perímetro de Rega do Caia estão presentes outros tipos de solos para além dos 3 tipos referidos neste trabalho, contudo o número de pontos de amostragem referentes a cada rotação em cada um desses tipos de solos era manifestamente reduzido, tendo-mos optado por não apresentar esses resultados.

A informação georeferenciada do grupo de solos presente em cada um dos polígonos em análise foi obtida de Nunes (2003).

QUADRO 3 – Número de amostras de solo recolhidas em cada binómio tipo de solo x cultura ou rotação cultural instalada no Perímetro de Rega do Caia

Rotações	**Fluvissolos**	**Luvissolos**	**Calcissolos**	**TOTAL**
Rotação 1	2.280	660	390	3.330
Rotação 2	140	120	110	370
Rotação 3	230	60	170	460
Rotação 4	460	460	120	1.040
TOTAL	3.110	1.300	790	5.200

Métodos analíticos

No laboratório as amostras de solo eram secas ao ar, sendo em seguida crivadas com um crivo inox de 2 mm de malha.

As análises efectuadas e metodologia utilizada foram as seguintes: matéria orgânica total – oxidação por via húmida com dicromato de potássio, seguida de doseamento por titulação com sulfato ferroso (Nelson & Sommers, 1996); pH – por potenciometria numa mistura solo/água (1:5 v/v), segundo Rhoades, (1982); condutividade eléctrica – Doseado com um condutivímetro num extracto aquoso (1:5 v/v) segundo Rhoades, (1982); bases de troca e acidez titulável – Extracção com uma solução de cloreto de bário e trietanolamina tamponizada a pH 8,2 - Método de Mehlich (Mehlich, 1948);

Delineamento Experimental e gestão da informação

O tratamento estatístico dos dados foi realizado utilizando o programa SPSS (versão 17.0). O tratamento estatístico consistiu na realização de uma ANOVA, seguida de comparação múltipla de médias pelo teste de Duncan ($p<0,05$).

A gestão e mapeamento da informação foram realizadas com recurso ao software SIG Arc View 3.2.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Matéria orgânica

O teor de matéria orgânica é influenciado de forma altamente significativa pelo sistema de cultivo utilizado (Vera & Romero, 1994; Sequeira, 1997 e Santos, 2003).

Nos resultados obtidos neste estudo podemos verificar que, em qualquer dos grupos de solo considerados, é a rotação/cultura que usa menos água e outros factores de produção, como é o caso dos fertilizantes, aquela que apresenta os maiores teores de matéria orgânica no solo (olival intensivo) (quadro 4). A justificação para este resultado prende-se com vários factores:

Em primeiro lugar o factor água. O clima mediterrânico é caracterizado por Invernos amenos e chuvosos (temperatura média do mês mais frio no Perímetro de Rega do Caia é 8.8º C) e Verão quente e seco. Nestas condições, os microrganismos responsáveis pela mineralização, embora com graus de eficiência diferentes ao longo do ano, podem exercer a sua actividade de forma praticamente contínua, sendo esta restringida unicamente no Verão, em virtude da falta de água que naturalmente se faz sentir. O regadio, ao eliminar este constrangimento, propicia condições para um aumento notório da mineralização, conduzindo a uma diminuição do teor de matéria orgânica existente no solo (Nunes, 2003).

Em segundo lugar, as culturas mais intensivas, para além da água que já referimos, recebem igualmente maiores quantidades dos restantes factores de produção, entre eles os fertilizantes. Esta maior utilização de adubos e correctivos influencia de forma notória a mineralização, sendo unânime entre os autores consultados que um maior teor de nutrientes no solo fomenta uma mais rápida destruição da matéria orgânica (Santos, 2003 e Varennes, 2003).

Em terceiro, e último lugar, teremos também de ter em atenção que são as culturas mais produtivas e com maior interesse económico, aquelas que exigem um maior trabalho de mobilização do solo. Este facto conduz a um aumento do arejamento, que ao favorecer o funcionamento dos microrganismos aeróbios responsáveis pela mineralização, conduz igualmente a um decréscimo dos teores de matéria orgânica do solo.

QUADRO 4 – Conteúdo em matéria orgânica (%) medido em distintos tipos de solos ocupados com diferentes rotações culturais

Rotações	Fluvissolos	Luvissolos	Calcissolos
Rotação 1	1.21b	1.21a	1.48a
Rotação 2	1.66c	1.72b	1.60b
Rotação 3	1.26b	1.30a	1.54ab
Rotação 4	0.85a	1.25a	1.36a

Nota: Numa dada coluna os valores seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si (p<0,05%).

Acresce ao que acabamos de dizer o facto da exportação de matéria orgânica na cultura do olival, comparativamente às demais culturas/rotações em análise, ser também a mais baixa, sendo sempre reposta no solo, quer pelas infestantes que são usualmente incorporadas a quando da sua eliminação por métodos mecânicos quer pelas folhas que vão naturalmente caindo, uma parte importante de matéria orgânica, que poderá compensar, parcial ou totalmente, a matéria orgânica perdida por mineralização.

No polo oposto, no que respeita ao teor de matéria orgânica no solo, estão as culturas mais intensivas (monocultura do milho grão ou a rotação em que é incorporado o tomate). De facto estas culturas/rotações, pelos motivos anteriormente enumerados, conduzem a uma importante delapidação dos teores deste importante componente da fertilidade do solo (Miller & Danahue, 1990; e Omay *et al*., 1997). Este resultado é particularmente evidente na rotação que incorpora o tomate (Rotação 4), uma vez que no Perímetro de Rega do Caia, com excepção do arroz, é esta a cultura que recebe maiores quantidades de água de rega (o tomate é uma das culturas mais susceptível a perdas de produção causadas por Stress Hídrico, havendo agricultores que aplicam, em média, 14.000 m^3 ha^{-1} de água de rega em cada ciclo cultural, conduzindo a uma clara sobreirrigação) e demais factores de produção. Acresce ao que acabamos de dizer que o tomate é igualmente uma das culturas que deixa menos resíduos orgânicos no solo, sendo geralmente a rama retirada depois da passagem da máquina de colheita mecânica e ficando no solo exclusivamente as raízes, substancialmente diferente do milho que deixa no solo uma quantidade de resíduos apreciável. Este último aspecto pode justificar as diferenças no teor de matéria orgânica registadas nos solos ocupados com a monocultura do milho grão (rotação 1) e os solos ocupados com rotação em que participa o tomate (rotação 4).

A relação existente entre a intensificação cultural em regadio e o teor de matéria orgânica existente no solo é também verificável se compararmos os resultados obtidos na rotação 1 e na rotação 3. Neste caso, independentemente do tipo de solo em análise, verificamos que a introdução de uma cultura cerealífera, muito menos exigente em água e fertilizantes, intercalada com a cultura do milho grão, conduziu sempre a maiores teores de matéria orgânica no solo. Este resultado só pode ser explicado com uma diminuição da mineralização, uma vez que a quantidade de resíduos orgânicos deixados no solo é geralmente menor nos cereais tradicionais em que toda a planta, à excepção de 3 ou 4 cm de caule e as raízes, é retirada do solo (a palha destina-se à alimentação animal e o grão aos mais diversos fins).

pH

Ao analisarmos os resultados relativos ao pH dos solos submetidos às 4 rotações em apreço, facilmente constatamos que são as rotações mais intensivas em termos de utilização de água e fertilizantes aquelas que apresentam valores de pH mais baixo, em qualquer dos tipos de solo considerados (quadro 5).

QUADRO 5 – Valores de pH medidos em distintos tipos de solo ocupados com diferentes rotações culturais

Rotações	Fluvissolos	Luvissolos	Calcissolos
Rotação 1	6.15a	6.86a	7.74ab
Rotação 2	6.41b	7.49b	7.80ab
Rotação 3	6.62c	7.47b	8.26b
Rotação 4	6.39ab	6.78a	7.34a

Nota: Numa dada coluna os valores seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si (p<0,05%).

A explicação para este resultado, que é semelhante ao fornecido por autores como Foth (1990), Porta et al. (1994) e Miller & Danahue (1990), encontra-se no facto do regadio provocar uma lixiviação das bases de troca e outros componentes de carácter alcalino, processo que na opinião dos autores anteriormente citados é o principal responsável pela acidificação dos solos. Complementarmente, a maior utilização de adubos com reacção fisiológica ácida, o que acontece tipicamente nas culturas mais intensivas (milho grão ou tomate), conduz inevitavelmente a uma maior acidificação dos solos onde essas culturas estão instaladas. Este resultado, referido igualmente por Santos (2003), é particularmente evidente, na opinião deste autor, quando se aplicam fertilizantes azotados que, no caso do Perímetro de Rega do Caia, são de longe os utilizados em maiores quantidades.

De notar que, face às explicações que acabamos de apresentar, seria previsivelmente a rotação 2 a apresentar os valores de pH mais elevados, em virtude da sua menor utilização de água de rega e fertilizantes, facto que não se verificou nem nos Fluvissolos nem nos Calcissolos. Não encontramos na bibliografia consultada qualquer resultado consentâneo ou contrário ao resultado que aqui obtivemos, nem um possível explicação para este resultado. Na nossa opinião, este resultado poderá ficar a dever-se ao facto de, independentemente dos cuidados tidos na colheita, uma parte importante da produção de azeitona ficar no solo (queda prematura ou desprendimento durante a colheita mecânica com queda do fruto fora do panal), tendo este fruto um pH notoriamente ácido, poderá contribuir para uma acidificação do solo, o que conduzirá aos resultados agora apresentados.

Condutividade Eléctrica (CE)

A CE é geralmente apresentada como um dos parâmetros mais afectados pela prática do regadio e pelas alterações culturais que a introdução do regadio proporciona Dantas *et al*. (1998) e Kiriiwa *et al*. (1998). A explicação para este facto prende-se com dois aspectos distintos: o primeiro desses aspectos deve-se ao facto da água, usada em grandes quantidades no regadio, introduzir no solo quantidades relevantes dos sais que entram na sua composição (Benito, 1991; e Fritzpatrick *et al*., 1994). Apesar da água utilizada no Perímetro de rega do Caia poder ser considerada como de boa qualidade, como já havíamos feito referência, a quantidade de sais que ainda assim é introduzida pela prática do regadio é elevada, fazendo subir os valores de CE. Este aspecto é igualmente referido por Khandelwal *et al.* (1990) e Ayars *et al*. (1993).

O segundo aspecto, neste caso em particular talvez o mais importante, prende-se com o facto de no sistema agrícola de regadio o uso de factores de produção ser muito mais intenso, como já havíamos referido, nomeadamente o uso de fertilizantes, conduzindo assim a uma importante salinização secundária dos solos de regadio. Este último aspecto é referido por autores como Pessaraki (1992), Fritzpatrick *et al.* (1994) e Santos (2003) como dos mais importantes no aumento dos valores de CE do solo. Convém contudo salientar que os valores de CE medidos no âmbito deste trabalho se encontram muito longe dos valores apontados na bibliografia como limitantes para a actividade agrícola. Devendo haver uma monitorização sistemática deste parâmetro, mas sem que tal constitua motivo de forte preocupação na actualidade.

Nos resultados obtidos neste estudo (quadro 6) há vários aspectos que devemos salientar: Em primeiro lugar temos o comportamento, notoriamente distinto, dos três tipos de solo em análise. Assim nos Fluvissolos verificamos que é exactamente a rotação menos intensiva em

termos do uso de fertilizantes e água a apresentar os valores mais elevados de CE, indo contra o que nos é referido na bibliografia consultada. A explicação que encontramos para este resultado é o facto de os Fluvissolos serem caracteristicamente solos de textura ligeira (arenosa ou franca) e assim as condições de lixiviação dos sais estão neste caso favorecidas. Desta forma, nas rotações que a quantidade de água usada é maior, a lixiviação terá ocorrido de forma mais eficiente, e logo a acumulação de sais terá sido menor. Se compararmos ainda neste tipo de solo os resultados obtidos na rotação 1 e 3 com os resultados da rotação 4, verificamos que mais uma vez os resultados não são consentâneos com o esperado. Contudo, o facto de o milho ser geralmente regado por aspersão (rampa Pivot os canhão de rega) enquanto o tomate é quase obrigatoriamente regado pelo sistema gota-a-gota, pode contribuir para a explicação deste resultado, uma vez que enquanto o sistema de rega por aspersão fornece uma maior quantidade de água momentaneamente, favorecendo a lixiviação dos sais, a rega gota-a-gota privilegia um fornecimento mais gradual da água, a qual não se deverá infiltrar para além do bolbo de humedecimento previamente determinado como óptimo para esta cultura, condicionando assim a lixiviação de qualquer elemento em profundidade.

QUADRO 6 – Valores de CE (dS m^{-1}) medidos em distintos tipos de solo ocupados com diferentes rotações culturais

Rotações	Fluvissolos	Luvissolos	Calcissolos
Rotação 1	0.17a	0.22b	0.24b
Rotação 2	0.25a	0.12a	0.07a
Rotação 3	0.15a	0.13a	0.10a
Rotação 4	0.23a	0.19b	0.24b

Nota: Numa dada coluna os valores seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si (p<0,05%).

Nos dois restantes tipos de solo em análise, os resultados já são mais consentâneos com o referenciado na bibliografia e a que no início deste item fizemos alusão. Assim, sendo estes solos de textura mais pesada, com uma percentagem de argila elevada relativamente ao que é usual nos Fluvissolos, as condições de lixiviação já não se encontram, em regra, tão favorecidas, conduzindo a uma maior acumulação de sais nas rotações em que estes são adicionados ao solo, quer pela água de rega quer pelos fertilizantes, em maior quantidade.

Por último, ao compararmos as rotações 1 e 3, não podemos ainda deixar de notar o efeito que a interposição por 1 anos ou 2 de uma cultura pouco intensiva em termos de uso de água e nutrientes, como é o caso dos cereais de Outono/Inverno e/ou feno, no intervalo entre culturas de milho grão, conduz de imediato a uma redução notória nos valores de CE, levando a valores de CE muito próximos dos obtidos, por exemplo, na monocultura do olival, permiteindo-nos pensar que com a qualidade da água utilizada neste perímetro de rega e para os tipos de solo mais abundantes nesta região, a recuperação dos solos submetidos a regadio, no que a este parâmetro diz respeito, seria relativamente fácil e rápida.

Percentagem de Sódio de Troca (PST)

Ao analisarmos os resultados obtidos relativamente à PST nos solos ocupados com as várias rotações em análise, constatamos que são as rotações que usam mais água e fertilizantes aquelas que apresentam os maiores valores deste parâmetro (quadro 7).

QUADRO 7 – Valores de PST (%) medidos em distintos tipos de solo ocupados com diferentes rotações culturais

Rotações	Fluvissolos	Luvissolos	Calcissolos
Rotação 1	3.45b	3.14b	2.04b
Rotação 2	1.65a	1.85a	1.63a
Rotação 3	4.37b	2.61b	1.69a
Rotação 4	2.98ab	2.79b	2.66b

Nota: Numa dada coluna os valores seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si (p<0,05%).

Este resultado é de extrema importância enquanto reflecte um dos principais impactes ambientais do regadio, ou seja, a sodização dos solos. Constatamos assim que, embora como vimos anteriormente a água utilizada no Perímetro de Rega do Caia possua boa qualidade e elevada aptidão para ser usada em regadio, o teor de sódio no complexo de troca aumenta, enquanto o teor das demais bases de troca decresce, o que conduz a um aumento significativo na proporção de sódio no complexo de troca do solo, com todas as desvantagens em termos de propriedades físicas do solo largamente comentadas na bibliografia (Santos, 2003 e Varennes, 2003).

A explicação para este resultado é, sobretudo, a enorme quantidade deste elemento que é veiculada pela água de rega. De lembrar que se tivermos em conta os volumes de água usados na rega das principais culturas e calcularmos a quantidade de sódio introduzida no solo desta forma, facilmente chegaremos à conclusão que anualmente são adicionados ao solo várias dezenas de quilos de sódio, com o resultado que acabamos de constatar.

Numa análise tendo em conta o tipo de solo em que as várias rotações ocorrem, verificamos que os resultados são tendencialmente muito semelhantes, apresentando uma tendência de variação em função da rotação praticada muito idêntica. De notar que são os Fluvissolos a apresentar os valores de PST mais elevados, isto acontece porque, segundo pudemos confirmar na distribuição destes solos no Perímetro de Regado Caia, este tipo de solos localiza-se principalmente junto das linhas de água naturais, que são as zonas há mais anos submetidas a regadio (geralmente eram submetidas a esta prática cultural mesmo antes da entrada em funcionamento do projecto hidroagrícola do Caia) e assim, são nestas zonas que a acumulação de sódio é mais evidente.

Convém salientar que embora nós atribuamos a este aumento na proporção de sódio no complexo de troca no solo uma elevada importância, sendo na nossa opinião o principal impacte do regadio sobre a composição química do solo, na actualidade o grau de saturação com sódio do complexo de troca dos solos do Perímetro de Rega ainda se encontra, na esmagadora maioria dos casos, muito afastado dos 15% referenciados pela FAO ou pela USDA como o valor limite, a partir do qual já se começam a verificar fortes impactes negativos sobre a produtividade, ou mesmo dos 10% referenciados por autores como McIntyre (1979) citado por Shainberg & Letey (1984), Curtin et al. (1995) e Miller & Danahue (1990) como valor limite. Contudo este deverá ser um parâmetro constantemente monitorizado, podendo-mos desta forma, se for caso disso, interditar temporária ou definitivamente as áreas mais sensíveis à prática do regadio.

5. CONCLUSÕES

Deste trabalho emergem como principais conclusões:

As rotações culturais praticadas em regadio influenciam de forma significativa algumas das principais características químicas do solo, nomeadamente o teor de matéria orgânica, pH, CE e PST.

São os solos ocupados com as rotações culturais mais intensivas em termos de utilização de água e fertilizantes a apresentar, independentemente do tipo de solo em análise, os menores teores de matéria orgânica, os valores de pH mais baixos e a maior percentagem de sódio no complexo de troca. A CE por seu lado, embora tenda a ser mais elevada nos solos em que se encontram instaladas as rotações culturais mais intensivas, pode, em solos de boa drenagem interna e portanto favoráveis à lixiviação, apresentar resultados contrários à tendência geral que acabamos de apresentar, constituindo a maior quantidade de água adicionada um veículo privilegiado de condução de sais para fora da camada arável (primeiros 20 a 25 cm de solo).

Embora seja notório o efeito negativo das rotações culturais mais intensivas nas propriedades químicas do solo que decidimos analisar no âmbito deste trabalho, os valores que esses parâmetros atingem na actualidade e no caso específico do Perímetro de Rega do Caia ainda estão longe dos valores referenciados como potencialmente perigosos para a sustentabilidade dos agro-sistemas agrícolas de regadio. Contudo, deixamos a recomendação de uma monitorização periódica destes mesmos parâmetros, tomando atempadamente, com base nos resultados obtidos, as decisões necessárias à garantia de sustentabilidade das nossas zonas regadas.

6. BIBLIOGRAFIA

AYARS, J.; HUTMACHER, R.; SCHONEMAN, R.; VAIL, S. & PFAUM, T. (1993) - Long term use of saline water for irrigation. Irrig. Sci. 14: 27-34.

AYERS, R. & WESTCOT, D. (1985) - Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage FAO Paper 29, revised. Roma. 97 p.

AZEVEDO, A. L. (1998) - A água na agricultura do Sul: de sequeiro bem escasso, de regadio bem caro. Vida Rural 1643: 20-23.

BENITO, A. (1991) - Incidencia del água de riego sobre el suelo. Riegos y Drenajes XXI 55: 18-24.

Carta Geológica de Portugal à escala 1:50.000. (1969) - Direcção Geral de Minas e Serviços Geológicos – Serviços Geológicos Eds. Instituto Geográfico e Cadastral Publ. Carta nº 37-A, 33-C e 33-D.

CURTIN, D.; STEPPUHN, H.; MERMUT, A. R. & SELLES, F. (1995) - Sodicity in irrigated soils in Saskatchewan: Chemistry and strutural stability. Can. J. Soil Sci. 75:177-185.

DANTAS, J.; SANTOS, M. & HECK, R. (1998) - Caracterização de podzólicos amarelos irrigados e não irrigados do submédio São Francisco. R. Bras. Ciência Solo 22:761-771.

DUNJÓ, G; PARDINI, G. & GESPERT, M. (2003) - Land use change effects on abandoned terraced soils in Mediterranean catchment, NE Spain. Catena 52 (1): 23-37.

FARIA, P. L. (1996) - O Alargamento da área de regadio na perspectiva da agricultura sustentável. In Actas do 2º Congresso Nacional de Economistas Agrícolas – Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento Rural, pp 2c1-2c6. Associação Portuguesa de Economia Agrária, Lisboa, Portugal.

FITZPATRICK, R. W.; BOUCHER, S. C.; NAIDU, R. & FRITSCH, E. (1994) - Environmental consequences of soil sodicity . Aust. J. Soil Res. 32:1069-1093.

FOTH, H. (1990) - Fundamentals of Soil Science, eighth edition. John Wiley & Sons. (Eds.) p. 164-186. New York.

HULUGALLE, N. R. & ENTWISTLE, P. (1997) - Soil properties, nutrient uptake and crop growth in na irrigated vertissol after nine years of minimum tillage. Soil & Tillage Research 42 (1-2): 15-32.

Instituto da Água e Administração Hidrográfica do Alentejo. (2009) - Questões significativas da gestão da água na região hidrogréfica do Guadiana. Participação Pública – Informação de Suporte. 126 p.

Instituto Nacional de Estatística (INE). (2001) - Região Alentejo em Números. Lisboa, Portugal

KHANDELWAL, R.; SINGH, B. & SINGH, B. (1990) - Effect of quality of irrigation water on soil properties, yield and nutrient composition of different gram genotypes. J. Indian Soc. Soil Sci. 38: 358-360.

KIRIIWA, Y.; OZAWA, K.; YOKOTA, H.; ZAITSU, Y.; MIYOSHI, H. & OISHI, A. (1998) - Effect of irrigation water quality on salt accumulation in soil and mineral contents of alfalfa in the United Arab Emirates.Jpn. J. Soil Sci. Plant Nutr. 69: 348-354.

MEHLICH, A. (1948) - Determination of cation and anion exchange properties of soils. Soil Science 66:429-445.

MILLER, R. & DONAHUE, R. (1990) - Soils An Introduction to Soils and Plant Growth, sixth edition.. Prentice Hall. Eds. 769 p.

NELSON, D. W & SOMMERS L. E. (1996) - Total C, organic C and organic metter. In. Methods of soil analysis. Soil Science Society of America Book Series Nº 5, Part 3 - Chemical methods. D. L. Sparks; A. L. Page; P. A. Helmke; R. H. Loeppert; P. N. Soltanpour; M. A.Tabatabai; C. T. Johnston and M. E. Sumner. Eds. Soil Sience Society of America- America Society of Agronomy Publ. Madison, Wisconsin, USA. pp. 961-1001

NUNES, J. M. (2003) - Los Suelos del Perimetro Regable del Caia: Tipos, Fertilidad e Impacto del riego en sus Propriedades Químicas. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad da Extremadura. España. 729 p.

OMAY, A. B.; RICE, C. W.; MADDUX, L. D. & GORDON, W. B. (1997) - Changes in soil microbial and chemical properties under long-term crop rotation and fertilization. Soil. Sci. Soc. Am. J. 61: 1672-1678.

PESSARAKLI, M. (1992) - Effective use of water in irrigated soils: Guidelines for soil salinity control. Commun in Soil Sci. Plant Anal. 23(5-6):489-507.

PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M. & ROQUERO, C. (1994) - Edafologia para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa (Eds).. p. 225-241. Madrid, Espanha.

RHOADES, J. D. (1982) - Soluble salts. In. A. L. Page; R. H. Miller and D. R. Keeney Eds. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. 2 nd ed. Agronomy 9:167-179.

SANTOS, J. Q. (2003) - Fertilização-Fundamentos da utilização dos adubos e Correctivos. Colecção Euroagro, Publicações Europa-America Eds. Lisboa, Portugal.

SEQUEIRA, E. (1997) - Influência da matéria orgânica na eroditibilidade dos solos. In. Proceedings do seminário "Tratamento de resíduos sólidos urbanos", Limpor, Porto.
Shainberg, I. & Letey, J. (1984) - Response of soils to sodic and saline conditions. Hilgardia 52(2): 1-57.

SOUSA, P. L. (1999) - Regadio à espera de ...àgua. Gazeta das Aldeias 3079: 12-14.
United State Departement of Agriculture (USDA). 1954. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Tradución de 1973 del Agriculture Handbook nº60, Limusa, México, 172 p

VARENNES, A. (2003) - Produtividade dos Solos e Ambiente. Escolar Editora, Lisboa, Portugal.

VERA, F. & ROMERO, J. 1994. Impacto ambiental de la actividad agraria. Agricultura y Sociedad 71: 153-181.

YAALON, D. (1997) - Soils in the mediterranean region: what makes them different?. Catena 28 (3-4): 157-169

ZALIDIS, G.; STAMATIADIS, S.; TAKAVAKOGLOU, V.; ESKRIDGE, K. & MISOPOLINOS, N. (2002) - Impacts of agriculturalpractices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. Agriculture, Ecossistems and Environment 88: 137-146.

TECNOLOGIA DE SUELOS

Preparación de suelo artificial mediante el uso de áridos y compost de lodo de depuradora

ROMÁN MORA, A., GÓMEZ LUCAS, I., NAVARRO-PEDREÑO, J., ALMENDRO-CANDEL, Mª. B., MARTÍNEZ-BARRAGÁN, A.

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández de Elche

Resumen
La actividad extractiva de las canteras de áridos conduce a modificaciones irreversibles del medio que precisan la restauración y rehabilitación, por lo que se deben recuperar las áreas afectadas por la pérdida de suelos y biodiversidad. En este sentido, el uso de lodos de depuradora para mejorar el contenido de nutrientes de un suelo es una práctica común. En el presente trabajo, se realiza un estudio preliminar de la evolución de edafización de material inerte (zahorra de granulometría variada) mediante la aplicación de compost de lodo de depuradora, para valorar la capacidad del biosólido de reconstituir las propiedades básicas de un suelo y su posible uso en la restauración de las explotaciones de áridos configurando un tecnosuelo útil para la restauración de la cubierta vegetal. Se observaron efectos postivos sobre el pH y la disponibilidad de nutrientes, debidos fundamentalmente al biosólido utilizado en la preparación.

Palabras clave
Compost, Lodos, Cantera, Sustrato, Tecnosuelo.

1. Introducción

Los efectos a corto plazo de la actividad extractiva de las canteras, sobre parte de los componentes ambientales, tienden a ser irreversibles, por tanto, es deseable minimizarlos en lo posible favoreciendo la rehabilitación del medio para nuevos usos tras la finalización de la actividad. Se deben recuperar las áreas afectadas, ya sea porque modifican el paisaje o las cualidades del medio (contaminación de suelos, aguas, pérdida de biodiversidad,...).

En la mayor parte de las canteras los suelos han sido severamente compactados, desplazados o eliminados. Así, durante la fase de restauración será necesario preparar el terreno, esto implica una preparación tanto física como químico-biológica, que nos conecta con el concepto de remediación (Asensio *et al.,* 2008).

Para la preparación física, la reutilización de áridos (zahorra) para labores de restauración y remediación, puede ser viable, aprovechándolo como sustrato edáfico de las áreas de explotadas en las canteras (USEPA, 2000). Cabe destacar que estos áridos acumulados sufrirán una cierta degradación con el tiempo, por ejemplo apelmazamiento, aumento de la densidad, decrecimiento de la capacidad de acumular agua, cambios químicos, alteraciones del ciclo de nutrientes, ya de por si escasos en este tipo de sustrato, de la actividad biológica del sustrato, y pérdida o reducción de la actividad de semillas.

En este sentido, en un terreno fuertemente empobrecido, una de las labores a realizar será la de recuperar sus cualidades químicas y biológicas, y en este caso se propone el uso de

compost de lodos de plantas de depuración de aguas residuales urbanas, como complemento al material inerte de relleno.

Los biosólidos son ricos en nutrientes tales como nitrógeno (1 a 6%) y fósforo (0,1 a 2%), además de contener más de un 30% de materia orgánica (Casado *et al.*, 2005; Martínez *et al.*, 2006).

2. Objetivos

El objetivo de nuestra investigación, desarrollada bajo el patrocinio de Holcim Áridos SL mediante un convenio de investigación conjunto con la UMH, fue evaluar la evolución de la estructura y características del medio compuesto por zahorra-compost de lodo a corto plazo, para determinar el grado de edafización y el funcionamiento del compost de lodo como activador químico y biológico de los procesos del nuevo medio. Conocer a corto plazo estos datos es del todo necesario, ya que tras la preparación del medio, a las pocas semanas se suele proceder a la instauración de la cubierta vegetal con el fin de iniciar la restauración de las zonas rehabilitadas en las explotaciones y por tanto, se necesita determinar si el medio reúne las condiciones para el desarrollo de la cubierta vegetal.

3. Metodología

El estudio se desarrolló en la cantera "Casa el Duende" de la empresa Holcim Áridos S.L., en un invernadero creado a tal fin en las instalaciones de la propia explotación, con la finalidad de que los experimentos que allí se desarrollen puedan encontrarse en las mismas condiciones que las asociadas a los procesos de rehabilitación de la cantera.

El compost de lodo utilizado procede de la depuradora de Aspe (Alicante, España) y su composición básica certificada se indica en la tabla 1.

Tabla 1. Características básicas del composta de lodo utilizado.

Humedad	Materia Orgánica	C/N	pH	Madurez	Conductividad	N	P	K
49% s.m.f	73%	9,5	7	Grado V[1]	5,80 dS/m	3,1%	2,3%	0,4%

[1]Test establecido en la Normativa Alemana KOMPOST RAL-GZ25l, basado en el calentamiento de una muestra de compost en un recipiente aislado. Lógicamente, a más estabilidad, menos temperatura se consigue y de esta forma se definen unos grados estándar de madurez:

Temperatura	Grado	Tipo de Compost
0-10ºC	V	Compost Maduro
10-20ºC	IV	Compost Maduro
20-30ºC	III	Compost no Maduro
30-40ºC	II	Material Compostando
40-50ºC	I	Material Fresco

En el invernadero de la cantera, se dispusieron 12 tiestos (conteniendo 20 kilos de sustrato), con 3 repeticiones por mezcla correspondientes a los tratamientos siguientes: 0, 2, 5 y 10 % de porcentaje de mezcla zahorra/lodo en proporción volumétrica. La densidad aparente determinada en el compost es de 0,54 g/cm^3 y la de la zahorra de 1,32 g/cm^3.

Cada tiesto fue sometido a un riego semanal de 1,5 litros de agua, cantidades similares a las que proporcionalmente se podrían aportar en los inicios de los procesos de rehabilitación para acondicionar y arraigar a los nuevos plantones.

El experimento se desarrolló a partir del 21/07/2008, durante tres meses. Al final de dicho periodo se tomaron muestras del tecnosuelo formado en los tiestos y se analizaron los siguientes parámetros: textura (arena, limo y arcilla mediante densimetría Bouyoucous), pH, conductividad eléctrica (1:5 suelo/agua, p/v), humedad gravimétrica (105ºC/24horas), materia orgánica por calcinación (Loss-On-Ignition), N-Kjeldahl, P (método Burriel-Hernando), K y Na (extrato de acetato amónico) siguiendo los métodos analíticos habituales (MAPA, 1986).

4. Resultados

Los resultados obtenidos se muestran en las tablas 2 y 3. En general podemos apreciar como la textura (tabla 2) apenas sufre variaciones, ya que a corto plazo es poco habitual que los procesos edáficos modifiquen este parámetro, predominando, por tanto, la textura determinada por el particulado inorgánico aportado por la zahorra.

Tabla 2. Textura.

Tratamiento	**0%**		**2%**		**5%**		**10%**	
	Media	±*S*	*Media*	±*S*	*Media*	±*S*	*Media*	±*S*
%Arcilla	7,1	1,1	7,4	0,4	5,3	0,6	5,9	0,4
%Limo	6,3	1,2	6,2	1,2	6,8	0,8	6,7	0,3
%Arena	86,4	2,4	86,2	0,8	87,8	0,3	87,3	0,2
USDA	Arenoso		Arenoso		Arenoso		Arenoso	

Tabla 3. Datos analíticos

Tratamiento	**0 %**		**2%**		**5%**		**10%**	
	Media	±*S*	*Media*	±*S*	*Media*	±*S*	*Media*	±*S*
pH	8,55	0,01	8,41	0,06	8,33	0,08	8,13	0,04
Cond. eléc. (µS/cm)	625	79	690	98	661	135	971	83
Humedad (%)	7,8	0,5	9,5	0,5	11,4	0,8	13,2	1,5
Mat. Org (%)	0,98	0,18	2,33	0,23	3,41	0,37	4,51	0,75
N-Kjeldahl (%)	0,03	0,01	0,08	0,01	0,13	0,02	0,15	0,025
P (mg/kg)	12	2	90	9	120	24	159	12
K (mg/Kg)	147	13	180	19	221	24	281	23
Na (mg/Kg)	599	51	572	75	516	85	629	58

Por lo que respecta al resto de análisis, indicados en la tabla 3, destacan varios hechos. El primero es la reducción del pH asociado a la aplicación del compost, lo que favorece la potencial disponibilidad de nutrientes para las plantas, ya que el elevado valor del pH inical podría condicionar el adecuado desarrollo de la vegetación (Soler Esteban, 2004). La conductividad eléctrica, aunque no aumenta excesivamente, salvo en la mezcla del 10%, es uno de los factores limitantes en el uso de compost de lodo, ya que una elevada presencia de sales disminuye la germinación de las semillas, inhibiendo el crecimiento de las plantas, además de empeorar la estructura del suelo (Ribes Pérez, 2003).

Del mismo modo y como era previsible, se observan mejoras en algunas propiedades de los tecnosuelos: el aumento de la retención hídrica, incremento del contenido de materia

orgánica y mayores niveles de nitrógeno, fósforo y potasio Almendro-Candel *et al.*, 2007). Por otra parte, el incremento de Na intercambiable fue escaso y bastante inferior al del K. Diferentes estudios corroboran que gracias a la aplicación del compost de lodo, se promueve el desarrollo de la cubierta vegetal, (Almendro-Candel *et al.*, 2003; Jordán *et al.*, 2007). La evolución de los parámetros analizados se refleja en la figura 1.

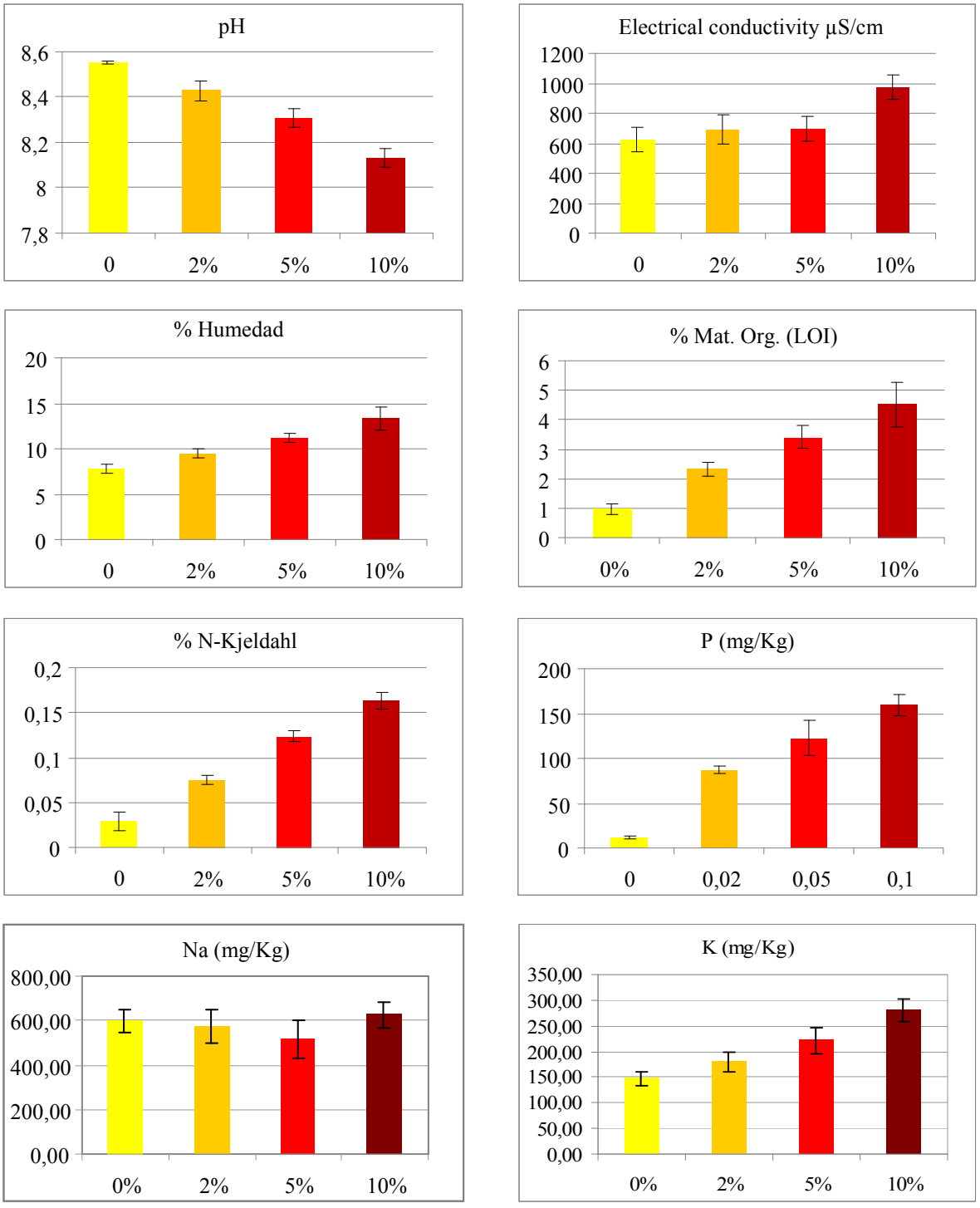


Figura 1. Representación de los valores de pH, conductividad eléctrica, humedad, materia orgánica, N, P, Na y K en los distintos tratamientos.

5. Discusión

A partir de los datos obtenidos en las distintas mezclas de sustrato, se observa que el compost de lodo contribuye favorablemente al aumento de los contenidos de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio, necesarios para la estimulación biológica del suelo, la formación de su estructura y su agregación, objetivos perseguidos en la restauración del medio (Asensio *et al.*, 2008)

La retención de humedad también se ve favorecida a medida que aumenta el porcentaje del compost de lodo en la mezcla del sustrato. Hecho que refuerza la idea de que la presencia de materia orgánica contribuye positivamente al aumento de la capacidad de retención hídrica.

La aplicación del compost no se traduce en aumentos significativos del sodio intercambiable en los sustratos analizados, lo que implica que no habrá riesgo de exceso de sodio a la hora de proceder a la restauración de la cubierta vegetal.

El compost de lodo incorporado a la zahorra, cubre las deficiencias que este sustrato inorgánico presenta, utilizándose como agente formador de suelo, en el sentido de aportar las propiedades y cualidades ausentes en el material residual de la actividad extractiva de áridos.

6. Conclusiones

Aunque el estudio es preliminar, se puede deducir que el uso de compost de lodo, en el breve espacio de tiempo transcurrido en este experimento, favorece la formación de un medio con características edáficas.

De todas las mezclas preparadas, las correspondientes al 2% y 5% de subproducto orgánico parecen ser las más equilibradas, considerando las mejoras de las propiedades que pueden condicionar la calidad edáfica del tecnosuelo, y el mantenimiento de unos valores de salinidad aceptablemente bajos. Aun siendo prematuros y escasos los datos, parece apuntar este experimento a la necesidad de reforzar los estudios con estas dos mezclas de zahorra-lodo, con el fin de determinar su capacidad como sustrato en la restauración de áreas mineras como las derivadas de la explotación a cielo abierto en canteras de áridos de zonas calizas.

7. Agradecimientos

A Holcim S.A. por su ayuda y colaboración en la realización de este estudio.

8. Bibliografía

ALMENDRO-CANDEL, M.B., NAVARRO-PEDREÑO, J., JORDAN, M.M., GÓMEZ-LUCAS, I., 2003. Movilidad y biodisponibilidad del fósforo en un antrosol del sureste español (Alicante) enmendado con lodo de depuradora. EDAFOLOGÍA, Vol. 10 (1), páginas 7-14.

ALMENDRO-CANDEL, M.B., NAVARRO-PEDREÑO, J., JORDAN, M.M., GÓMEZ-LUCAS, I., 2007. Environmental evaluation of sewage sludge application to reclaim

limestone quarries wastes as soil amendments. Soil Biology and Biochemestry, Vol. 39 (6), páginas 1328-1332.

ASENSIO, V., CERQUEIRA, B., ANDRADE, M.L., ALONSO, F., FERNÁNDEZ, E., 2008. Efecto del tratamiento con tecnosoles en la recuperación de escombreras de minas ricas en sulfuros metálicos. MACLA, Vol. 10: páginas 107-110.

CASADO-VELA, J., SELLÉS, S., NAVARRO, J., BUSTAMANTE, M.A., MATAIX, J., GUERRERO, C., GÓMEZ, I., 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutricional for horticultural soils. WASTE MANAGEMENT, Vol. 26, páginas 946-952.

JORDAN, M.M., ALMENDRO-CANDEL, M.B., NAVARRO-PEDREÑO, J., GARCÍA-SÁNCHEZ, E., GÓMEZ, I., MELÉNDEZ-PASTOR, I., 2007. Evolución de nutrientes de un residuo mineral enmendado con RSU. Ensayos en parcelas experimentales. RESIDUOS, Vol. 100: páginas 68-72

SOLER ESTEBAN, L.I. 2004. Practicum: "Caracterización agroquímica de un lodo procedente de la depuración de aguas residuales sometido a un proceso de compostaje". Universidad Miguel Hernández Elche

MARTÍNEZ, M., GARCIA-ORENES, F., GUERRERO, C., MATAIX-SOLERA, J., NAVARRO-PEDREÑO, J., JORDAN-VIDAL, M., GARCÍA-SÁNCHEZ, E., GÓMEZ, I., ARJONA, A., 2006. Seguimiento del proceso de compostaje de un lodo en la EDAR de Aspe (Alicante). RESIDUOS, Vol. 94: páginas 30-39.

MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN, 1986. Métodos oficiales de análisis. Ed. MAPA, Madrid (España)

RIBES PÉREZ, A., 2003. Prácticum: "Utilización de lodos compostados en la restauración de canteras". Universidad Miguel Hernández Elche.

USEPA, 2000. Aplicación de biosólidos al terreno. Ed. USEPA, Washington, D.C. (EEUU).

Evaluación de restauraciones efectuadas en actividades mineras: el caso de zonas enmendadas con lodos de depuradora

CARABASSA CLOSA, V.[1], SERRA RODRÍGUEZ, E.[2], ORTIZ PERPIÑÀ, O.[1,3], ALCAÑIZ BALDELLOU, J.M.[1, 3]

[1] Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). Edifici C. Universitat Autònoma de Barcelona. E-08193. Bellaterra. v.carabassa@creaf.uab.es
[2] Àrea d'Avaluació i Restauració d'Activitats Extractives, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.
[3] Unitat d'Ecologia, Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, Universitat Autònoma de Barcelona. E-08193. Bellaterra.

Resumen

La restauración de actividades extractivas normalmente requiere el uso de enmiendas minerales y orgánicas para corregir las tierras o materiales disponibles en dichas zonas mineras con la finalidad de crear un nuevo suelo fértil. Existen numerosos productos con capacidad enmendante, de composición y características muy variadas, que ayudan a mejorar la calidad de los substratos utilizados en la rehabilitación, siempre y cuando se utilicen de acuerdo con criterios respetuosos con el medio ambiente. Los lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) urbanas, siempre que estén bien digeridos, tienen un potencial enmendante que, juntamente con su bajo coste económico, los hace interesantes para su utilización en restauración de zonas afectadas por actividades mineras. No obstante, su contenido en metales pesados, determinados contaminantes orgánicos y un exceso de materia orgánica lábil, puede suponer un riesgo para el suelo o las aguas, además de condicionar la sucesión ecológica de las zonas restauradas, por lo que su uso debe estar bien controlado. El presente trabajo evalúa 16 restauraciones efectuadas en actividades extractivas de Catalunya durante los años 2006 y 2007 utilizando lodos de depuradora urbana como enmienda orgánica. La evaluación de estas zonas restauradas tiene en cuenta las características físico-químicas de los suelos, posibles procesos de degradación como los erosivos, riesgos geotécnicos, el desarrollo y evolución de la vegetación y la entrada de fauna. Los resultados indican que los sustratos enmendados con lodos incrementaron su contenido de materia orgánica en un 1% de promedio, sin aumentar de forma relevante la conductividad eléctrica y las concentraciones de metales pesados, que en ningún caso superan los límites establecidos para suelos de pH≥ 7. Tampoco se detectaron tasas de erosión elevadas, salvo en áreas muy localizadas con importantes pendientes, debido al importante recubrimiento vegetal, constituido parcialmente por especies autóctonas que habían entrado de forma espontánea además de las sembradas y plantadas. Así pues, las dosis de lodos incorporados al sustrato, calculadas limitando el aporte de materia orgánica lábil y metales pesados, fueron apropiadas para la obtención de tecnosoles de suficiente calidad para la restauración, permitiendo un correcto control de los procesos erosivos y un gran desarrollo de la cubierta vegetal, sin condicionar de forma excesiva la sucesión ecológica.

Palabras clave

rehabilitación de suelos, restauración de actividades extractivas, lodos de depuradora, tecnosoles de mina, control de la restauración de minas

Introducción

Las actividades extractivas abastecen a la población de materias primeras de interés general y constituyen una actividad económica relevante. No obstante, dicha actividad conlleva importantes impactos sobre el medio en el que se desarrolla. La restauración de los terrenos afectados por actividades extractivas es obligatoria en Catalunya desde la entrada en vigor de la ley 12/1981 y los decretos que la despliegan. Estas normas tienen como objetivo garantizar la integración de los terrenos degradados por la actividad extractiva en su entorno natural.

La restauración conlleva la adaptación geomorfológica de la zona, la construcción de una red de control de las aguas de escorrentía eficaz y conectada a la natural, la creación de sustratos edáficos de suficiente calidad para soportar la cubierta vegetal que deba desarrollarse, la realización de siembras y plantaciones para acelerar la revegetación y la integración florística, la adopción de medidas para favorecer la conectividad ecológica y la entrada de la fauna, entre otras actuaciones.

La aplicación de los principios de la restauración ecológica en áreas degradadas por actividades mineras conlleva en muchos casos la utilización de los residuos mineros generados en las propias explotaciones (Jordán et al., 1998; Tedesco et al., 1999; Ram et al., 2006), como estériles de mina y tierras de rechazo, entre otros. Estos materiales no presentan a menudo una calidad suficiente como para permitir el correcto desarrollo de la vegetación y tienen que ser enmendados con abonos orgánicos que mejoren su fertilidad.

Los lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) urbanas, debidamente tratados, pueden ser utilizados como enmiendas orgánicas y representan una alternativa de bajo coste, apropiada para la rehabilitación de terrenos como los que se restauran en las actividades extractivas. No obstante, la carga contaminante de estos lodos, constituida por metales pesados y contaminantes orgánicos requiere de un correcto sistema de dosificación y control de las aplicaciones realizadas para evitar concentraciones excesivas de estos elementos en el suelo y en las aguas de drenaje. La legislación vigente en nuestro país en materia de aplicación de lodos de depuración en el sector agrario (RD 1310/1990) regula la carga contaminante en relación a los metales pesados sin incidir en los contaminantes orgánicos, aunque algunos países europeos disponen de regulaciones al respecto y existen propuestas de la Unión Europea que proponen límites en ese sentido (EU, 2000).

La eficacia del tratamiento de los lodos en las EDAR queda reflejada en la proporción de materia orgánica lábil, siendo mayor cuanto menor sea dicha proporción, por lo que se debe exigir un grado mínimo de estabilidad a los lodos que se apliquen como enmiendas. Por otro lado, altos contenidos de nitrógeno disponible en el suelo también pueden provocar un predominio de especies nitrófilas (Moreno-Peñaranda et al., 2004), dificultando así la sucesión vegetal.

La autoridad competente en materia de restauración de actividades extractivas ha establecido en Catalunya un protocolo de aplicación y seguimiento de la utilización de lodos de depuradora en la restauración de actividades extractivas (Alcañiz et al., 2009). Este protocolo prevé la dosificación de los lodos en función de su contenido en metales pesados y de la estabilidad de su materia orgánica. De esta forma se prioriza la utilización de lodos con

baja carga de metales pesados y bien digeridos, recomendando un grado de estabilidad de su materia orgánica superior al 30%. El objetivo de estas limitaciones es conseguir un adecuado nivel de fertilidad de los sustratos enmendados que garantice una buena cubierta vegetal, evitando problemas de contaminación de suelos y aguas.

Objetivos

El presente trabajo tiene como principal objetivo evaluar la calidad de las restauraciones efectuadas en actividades extractivas utilizando lodos de depuradora como enmienda orgánica de acuerdo al protocolo vigente en Catalunya (Alcañiz et al., 2009). Se evalúan tanto las características físico-químicas de los sustratos enmendados como posibles problemas erosivos, así como el desarrollo y composición de la vegetación.

Metodología

3.1 Protocolo de aplicación

Como se ha comentado, la rehabilitación de los suelos de las zonas evaluadas se realizó utilizando lodos de depuradora urbana digeridos de acuerdo al protocolo vigente en Catalunya (Alcañiz et al., 2009). Este protocolo prevé la dosificación de los lodos (AF_{MS}) en función del grado de estabilidad de su materia orgánica (GE) y del contenido de la misma (MO_F), para conseguir un aporte máximo de materia orgánica lábil de 5 g/kg:

$$AF_{MS} = G \cdot DA_E \cdot TF \cdot \left(5 + \frac{5 \cdot GE}{1 - GE} \right) \cdot \frac{1}{MO_F} \cdot 10$$

En este cálculo también intervienen parámetros referentes al propio sustrato a enmendar, como su densidad aparente (DA_E), su contenido en tierra fina (TF) y el grosor de la capa de suelo que se quiere reponer (G). En relación a la calidad de los lodos, el protocolo establece unos límites en sus parámetros físico-químicos y en el contenido en metales pesados, de acuerdo con el tercer borrador del documento de trabajo sobre lodos publicado por la UE (2000).

Los lodos utilizados en las restauraciones evaluadas provenían de digestión anaerobia, presentaban un contenido de materia seca cercano al 20%, un contenido de materia orgánica alrededor del 60% y un grado de estabilidad medio del 40%. Respecto al contenido de metales pesados, los lodos aplicados presentaban, por lo general, concentraciones relativamente bajas, próximas a la media catalana. Se pueden consultar valores analíticos de los lodos producidos en Catalunya en el manual de *Utilización de lodos de depuradora en restauración* (Alcañiz et al., 2009). La dosis media de aplicación fue de 40 Mg/ha.

3.2 Zonas evaluadas

Se han evaluado un total de 16 restauraciones realizadas durante los años 2006 y 2007 en 11 actividades extractivas. La situación de las zonas evaluadas tiene como objetivo cubrir los principales ambientes climáticos existentes en Catalunya y los tipos de roca mayormente explotados (ver figura 1 y tabla 1).

A nivel morfológico las zonas evaluadas corresponden principalmente a taludes con fuerte pendiente (30-37º), con predominancia de los suelos poco profundos, con una profundidad media de 21 cm. Las superficies restauradas tienen una superficie promedio de 4500 m^2, aunque encontramos desde pequeños taludes de 500 m^2 hasta campos de 3 ha (ver tabla 2).

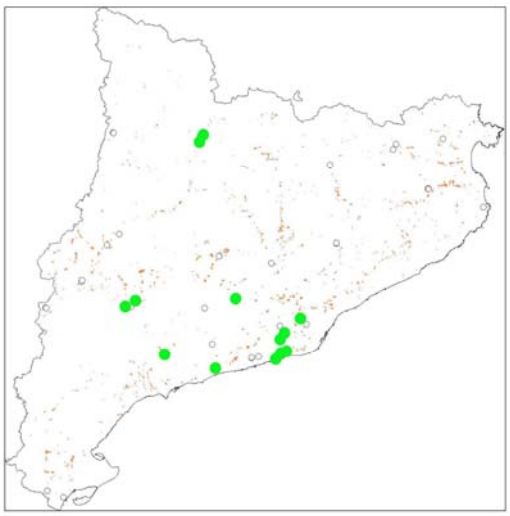


Figura 1. Distribución geográfica de las restauraciones efectuadas en Catalunya utilizando lodos de depuradora durante el período 2006-2007, representada sobre el mapa de actividades extractivas de Catalunya (EXTCATA), de diciembre de 2009

Actividad extractiva	Precipitación media anual (mm)	Temperatura media anual (ºC)	Hábitat de referencia	Litología predominante
Aiguamolls	400-500	14-15	Tomillares y romerales	Margas
Calvari	<400	14-15	Frutales altos de secano	Margas
Ponderosa	550-600	15-16	Pinares de *Pinus halepensis*	Calizas
Antonieta	750-800	11-12	Pinares de *Pinus nigra*	Calizas
Lázaro	500-550	15-16	Pinares de *Pinus halepensis*	Calizas
Orpí	600-650	13-14	Pinares de *Pinus halepensis*	Calizas
Montlleó	600-650	13-14	Tomillares y romerales	Areniscas
Vallcarca	500-550	15-16	Coscojales	Margas
Falconera	500-550	15-16	Pinares de *Pinus halepensis*	Calizas
Cubetas	600-650	13-14	Pinares de *Pinus halepensis*	Dolomías
Cuevas	500-550	15-16	Coscojales	Calizas

Los puntos blancos indican aplicaciones pendientes de realización.

Tabla 1. Características climáticas, hábitats modelo para la restauración y litología de las actividades extractivas donde se ubican las zonas evaluadas.

3.3 Parámetros de evaluación

Los parámetros utilizados para la evaluación de las zonas restauradas se pueden dividir en tres grupos: calidad del suelo, procesos erosivos y de degradación, y desarrollo de la vegetación. También se evaluaron otros aspectos referentes a fauna pero no se incluyen en el presente trabajo por no estar tan directamente relacionados con la utilización de lodos. La toma de muestras de suelo se realizo transcurrido medio año desde la aplicación de los lodos, mientras que la evaluación de los parámetros referentes a procesos de degradación y vegetación se realizó transcurridos dos años.

La calidad de los suelos ha sido evaluada mediante análisis físico-químicos de muestras representativas de las zonas restauradas. El método de muestreo, los parámetros analizados y los métodos de análisis utilizados son los indicados en el protocolo de utilización de lodos (Alcañiz et al., 2009).

La detección de procesos de degradación del suelo y geotécnicos se ha realizado por reconocimiento visual. Las medidas referentes a erosión y vegetación se han realizado de acuerdo a la metodología propuesta por Jorba et al. (2010).

Tabla 2. Características de las zonas evaluadas.

Código zona evaluada	**Tipo morfológico**	**Superficie (m^2)**	**Orientación**	**Profundidad suelo (cm)**
Aiguamolls T1	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	3500	W	8
Aiguamolls T2	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	1870	NE	14
Aiguamolls T3	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	1950	NE	17
Calvari	Zona llana (<8º)	1264	-	24
Ponderosa	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	1700	E	16
Antonieta	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	456	N	31
Lázaro	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	1800	SE	24
Orpí T1	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	1510	E	22
Orpí T2	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	1800	S	34
Orpí T3	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	910	S	20
Montlleó	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	3000	S	30
Vallcarca T1	Zona llana (<8º)	30400	-	21
Falconera	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	2750	NO	14
Cubetas	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	12000	W-E	16
Cuevas T1	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	2000	E	27
Cuevas T2	Talud con fuerte pendiente (30-37º)	4400	E	18

Resultados

Seguidamente se presentan los resultados referentes a las características físico-químicas de los suelos enmendados y se indica su clasificación, siguiendo las claves de la World Referente Base for Soil Resources (WRB, 2006). Posteriormente se presentan los resultados referentes a procesos de degradación, geotécnicos y vegetación.

4.1 Parámetros físico-químicos

En la tabla 3 se presentan las principales características físico-químicas de suelos evaluados. Todos los suelos presentan un contenido de tierra fina superior al 30% y predominan las texturas francas. Los suelos analizados son eminentemente calizos, con contenidos de carbonatos entre el 30 y el 80%, y un valor de pH promedio de 8,1. Los valores de conductividad se sitúan entre los 0,3 y los 2 dS/m, exceptuando tres casos en los que se superan los 2 dS/m. Los contenidos de materia orgánica, P y K son por lo general correctos, exceptuando cuatro casos en los que se superan los 80 ppm de P y uno en el que existiría un déficit de materia orgánica (0,4 %). Los suelos enmendados presentan un incremento medio de un 1% de su contenido en materia orgánica en relación al sustrato no fertilizado.

Tabla 3. Parámetros físico-químicos de los suelos evaluados.

Parámetro	Media	Máx	Mín	Desv. estándar
Fracción >5cm (%)	3	10	0	3,5
Fracción 5-1cm (%)	23	40	8	9,1
Fracción 1-0,2cm (%)	21	42	8	8,1
Tierra fina (%)	53	87	31	15,7
Arenas (%)	35	60	16	12,9
Limos (%)	41	63	25	11,3
Arcillas (%)	23	28	14	4,4
Carbonatos (%)	52	80	29	14,7
pH	8,1	8,5	7,9	0,2
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,02	2,94	0,3	0,8
Materia orgánica (%)	1,9	4	0,4	0,8
Nitrógeno Kjeldhal (% N)	0,11	0,19	0,04	0,03
Fósforo asimilable (mg P/kg)	66	103	13	25,4
Potasio asimilable (mg K/kg)	116	244	76	41,0

Respecto a los niveles de metales pesados, ninguno de los suelos restaurados supera los límites fijados en el manual (Alcañiz et al., 2009). En todos los casos los incrementos en las concentraciones de metales respecto a los sustratos iniciales son poco relevantes (ver tabla 4).

4.2 Clasificación de los suelos evaluados

A partir de los resultados de los parámetros físico-químicos y de las observaciones en campo se ha procedido a clasificar los suelos restaurados según WRB (2006). Todos los suelos han sido clasificados como Tecnosoles. Las principales diferencias entre ellos son debidas al contenido de elementos gruesos, impropios (metales, plásticos, runas, etc.) y a la profundidad (ver tabla 5).

Tabla 4. Concentraciones de metales pesados en los suelos enmendados e incrementos medios y máximos respecto a los sustratos iniciales (unidades: ppm; nd: no detectado).

Código zona evaluada	Cadmio	Cobre	Cromo	Mercurio	Níquel	Plomo	Zinc
Calvari	<0,1	<5	7	<0,04	<10	<10	18
Aiguamolls T1	<0,1	12	18	<0,04	12	11	58
Aiguamolls T2	<0,1	12	18	<0,04	12	11	58
Aiguamolls T3	<0,1	12	18	<0,04	12	11	58
Ponderosa	<0,1	15	19	<0,04	13	13	59
Antonieta	<0,1	16	19	<0,04	16	<10	95
Lázaro	<0,1	17	22	<0,04	21	16	61
Orpí T1	<0,1	16	25	<0,04	19	13	58
Orpí T2	<0,1	16	25	<0,04	19	13	58
Orpí T3	<0,1	16	25	<0,04	19	13	58
Montlleó	<0,1	13	15	<0,04	12	<10	49
Falconera	<0,1	22	35	0,041	22	40	95
Vallcarca T1	<0,5	30	22	0,085	19	31	100
Cubetas	<0,1	22	35	0,041	22	40	95
Cuevas T1	<0,1	18	40	<0,04	29	27	79
Cuevas T2	<0,1	28	33	0,097	23	39	99
Límites borrador UE para suelos con pH≥7	1,5	100	100	1	70	100	200
Incremento medio	nd	0,3	1,8	nd	2,1	2,1	4,4
Incremento máximo	nd	2	11,5	nd	12	11,5	14,5

Tabla 5. Clasificación de los suelos de las zonas evaluadas.

Código zona evaluada	Prefijo	Grupo	Sufijo
Aiguamolls T1	Spolic	Technosol	Calcaric, Siltic
Aiguamolls T2	Spolic	Technosol	Calcaric, Siltic
Aiguamolls T3	Spolic	Technosol	Calcaric, Siltic
Calvari	Spolic Epileptic	Technosol	Calcaric
Ponderosa	Spolic	Technosol	Calcaric
Antonieta	Spolic	Technosol	Calcaric
Lázaro	Spolic	Technosol	Calcaric, Skeletic
Orpí T1	Spolic	Technosol	Calcaric
Orpí T2	Spolic	Technosol	Calcaric
Orpí T3	Spolic	Technosol	Calcaric
Montlleó	Spolic	Technosol	Calcaric
Vallcarca T1	Spolic	Technosol	Calcaric, Ruptic
Falconera	Spolic	Technosol	Calcaric, Ruptic
Cubetas	Ekranic Spolic	Technosol	Calcaric, Densic, Skeletic
Cuevas T1	Spolic	Technosol	Calcaric, Skeletic
Cuevas T2	Spolic	Technosol	Calcaric, Skeletic

4.3 Erosión y procesos de degradación

Los problemas de erosión y degradación de suelos son poco relevantes en la mayoría de las zonas evaluadas. En la figura 2 se muestra la distribución de diferentes procesos de degradación o de inestabilidad observados en las zonas evaluadas. Dos de los taludes evaluados (Cuevas T1 y T2) presentan problemas de estabilidad debido a la elevada pendiente de los taludes, superior a 50º en algunos puntos. La pendiente excesiva de estas zonas dificulta enormemente cualquier actuación de restauración y limita el adecuado progreso de la cubierta vegetal.

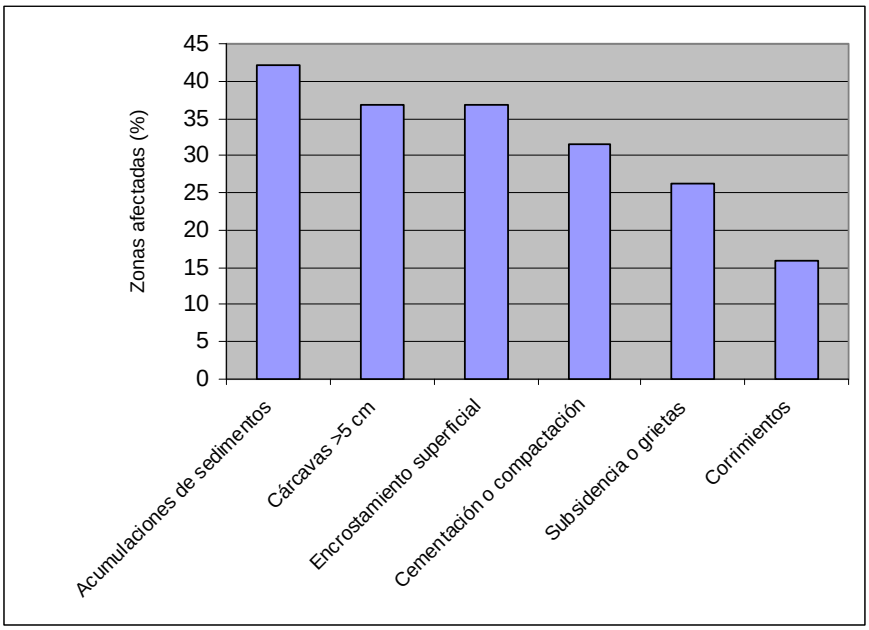


Figura 2. Distribución de los diferentes procesos de inestabilidad y de degradación observados en las zonas evaluadas.

En 7 zonas evaluadas se han observado problemas de erosión concentrada. Sin embargo, en la mayoría de las zonas controladas las tasas de erosión calculadas no superan los 2,3 Mg/ha/año, exceptuando las zonas de la actividad extractiva Cuevas (ver tabla 6).

Tabla 6. Zonas afectadas por erosión concentrada y tasas de erosión y pérdida de suelo calculadas.

Código zona evaluada	Superficie afectada (m^2)	Tasa erosión (Mg/ha/año)	Pérdida de suelo (t/ha)
Aiguamolls T1	1225	2,3	5,3
Aiguamolls T2	1870	0,3	0,7
Aiguamolls T3	1950	2,2	5,0
Lázaro	1800	0,4	0,9
Cubetas	8040	1,9	4,5
Cuevas T1	2000	17,3	55,4
Cuevas T2	4400	3,2	10,0

4.4 Vegetación

Las zonas evaluadas presentan un elevado recubrimiento herbáceo dos años después de la restauración del suelo fertilizado con lodos (tabla 7). En la mayoría de zonas se observa un recubrimiento 70%, llegando en una zona al 100%.

Tabla 7. Parámetros de vegetación herbácea en las zonas enmendadas con lodos.

	Recubrimiento vegetal (%)	Altura media herbáceas (m)	Biomasa herbáceas (Mg/ha)
Promedio	70	0,45	4,80
Máx	100	0,91	22,60
Mín	15	0,05	0,01
Desv. Estándar	24	0,30	7,10

La figura 3 muestra la frecuencia media de diferentes grupos de plantas herbáceas identificados en las zonas restauradas. Como se puede observar predominan las gramíneas, especialmente las del género *Lolium*, seguidas de las ruderales de la familia quenopodiáceas como *Bassia scoparia*.

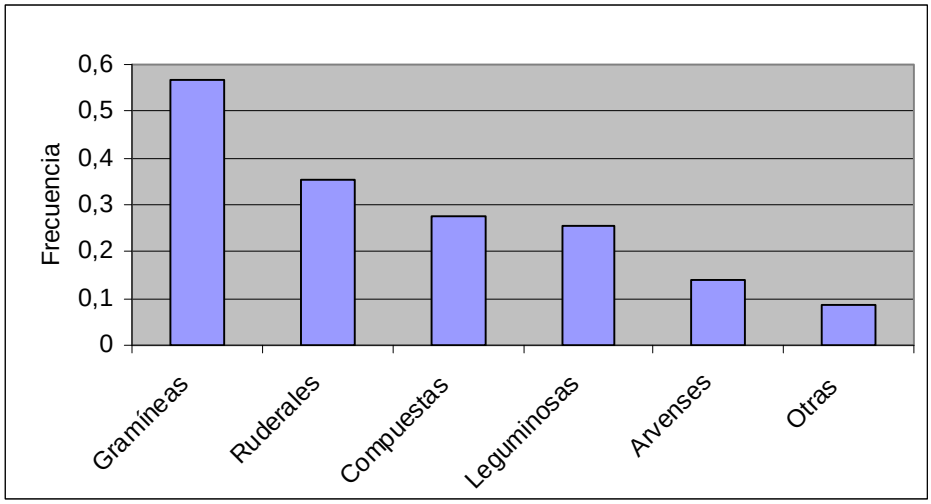


Figura 3. Frecuencia de grupos funcionales herbáceos en las zonas evaluadas.

La dinámica de la vegetación en las zonas evaluadas queda plasmada en la figura 4. Se observa una entrada de especies herbáceas autóctonas en casi la mitad de las zonas evaluadas. También se observa la entrada espontánea de arbustivas autóctonas, como *Santolina chamaecyparissus* o *Rosmarinus officinalis.* Cabe destacar el importante desarrollo de las arbustivas plantadas, habiéndose registrado reproducción en más de un 60% de las zonas donde fueron plantadas.

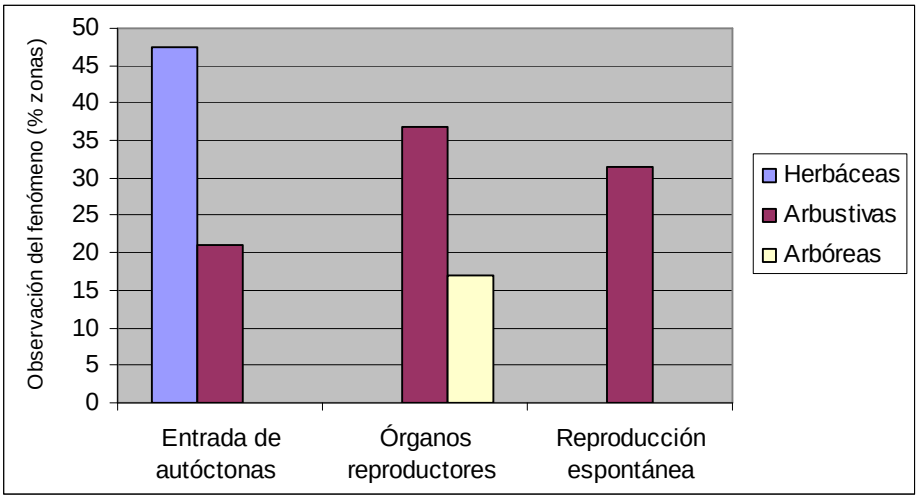


Figura 4. Dinámica de la vegetación en las zonas evaluadas, dos años después de la aplicación de lodos.

Discusión

Los parámetros referentes a las características físico-químicas de los suelos restaurados muestran que con las aplicaciones de lodos se dota a los sustratos enmendados de un contenido suficiente de materia orgánica y nutrientes para poder garantizar la restauración sin llegar a unos niveles de N y P que puedan suponer un riesgo ambiental, aunque no se puede descartar completamente que una pequeña parte de estos elementos hayan podido migrar por lixiviación en los primeros meses posteriores a la aplicación (Jordán et al., 2008).

Respecto a los metales pesados, en ninguno de los suelos se han superado los límites establecidos por la legislación actual en materia de aplicación de lodos en agricultura (RD 1310/1990). Incluso si tomamos como referencia el tercer borrador del documento de trabajo sobre lodos elaborado por la UE (2000), más estricto en sus límites que el RD 1310/1990, en ninguno de los casos se superan los límites fijados y los incrementos observados en relación al sustrato de partida son bajos. Ello se debe tanto al uso de lodos de baja carga contaminante como al establecimiento de unas dosis moderadas.

El recubrimiento vegetal es un parámetro fundamental para garantizar la estabilización de los suelos y controlar la erosión (Merlin et al., 1999; Robichaud et al., 2000). En concordancia con otros trabajos (Albiach et al., 2001; Pond et al., 2005), los resultados referentes al recubrimiento vegetal indican que los suelos tratados con lodos de depuradora favorecen el crecimiento y desarrollo vegetal, especialmente de las herbáceas. Además de incrementar el recubrimiento vegetal, la aplicación de lodos de depuradora en este tipo de suelos favorece la formación de agregados (Sort & Alcañiz, 1996; Sort & Alcañiz, 1999; Ojeda et al., 2008), reduciendo la erosionabilidad. Estos efectos beneficiosos de los lodos sobre la vegetación y la estructura del suelo explican las bajas tasas de erosión obtenidas y, de forma general, la baja afectación en zonas con pendiente elevada, y por tanto, especialmente vulnerables a la erosión.

En relación a la estructura de la comunidad herbácea, los resultados obtenidos indican una baja frecuencia relativa de las especies ruderales y arvenses. Este resultado contrasta con los obtenidos en otros trabajos (Moreno-Peñaranda et al. 2004) en los que se reporta un predominio claro de especies ruderales en zonas restauradas con lodos de depuradora. Cabe

tener en cuenta que estos trabajos precedentes se habían centrado en áreas restauradas mediante aportes de lodos en cantidades superiores a las que se recomiendan en la actualidad (Alcañiz et al., 2009). En todo caso, la presencia de especies oportunistas debe considerarse habitual en zonas recientemente restauradas, incluso cuando no se utilizan enmiendas orgánicas, con lo cual la adición de lodos de depuradora no puede considerarse como un especial promotor de la ruderalización en estas zonas (Moreno-Peñaranda et al., 2004). La considerable entrada de autóctonas arbustivas observada en las zonas evaluadas podría indicar un proceso de convergencia hacia los hábitats de referencia colindantes. Este proceso debería seguirse detalladamente a más largo plazo en posteriores trabajos ya que constituye uno de los principales objetivos de la restauración ecológica (SER, 2002).

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este trabajo han permitido constatar que el protocolo seguido para la utilización de lodos en restauración constituye una herramienta segura y eficiente para la rehabilitación de suelos de minería, especialmente cuando se parte de sustratos muy deficientes. La dosificación de los lodos en función de su grado de estabilidad y su contenido en metales pesados garantiza unos niveles de materia orgánica y nutrientes que permiten un correcto desarrollo de la vegetación, protegiendo así el suelo de la erosión en poco tiempo sin incrementar de forma relevante las concentraciones de metales pesados en los suelos.

Agradecimientos

Este trabajo se enmarca dentro del proyecto “Recerca i innovació en la restauració d’activitats extractives”, financiado por el Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.

Bibliografía

ALBIACH, R., CANET, R., POMARES, F., INGELMO, F. (2001) Organic matter components and aggregate stability after the application different amendments to a horticultural soil. Bioresource Technology 76:125–129

ALCAÑIZ, J.M.; ORTIZ, O.; CARABASSA, V. (2009) Utilización de lodos de depuradora en restauración. Manual de aplicación en actividades extractivas y terrenos maginales. Agència Catalana de l’Aigua, Generalitat de Catalunya. 114p. Barcelona. Disponible en Internet:

- http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/es/publicacions/protocol_fangs.pdf (español)
- http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/publicacions/protocol_fangs.pdf (catalán)

EUROPEAN UNION (2000) Working document on sludge (3rd draft) (disponible en http://ec.europa.eu)

JORBA, M., OLIVEIRA, R., JOSA, R., VALLEJO, V.R., ALCAÑIZ, J.M., HERETER, A., CORTINA, J., CORREIA, O., NINOT, J.M. (2010) Manual per a la restauración de pedreres de roca calcària en clima mediterrani. Direcció General de Qualitat Ambiental, Àrea

d'Avaluació i Restauració d'Activitats Extractives, Generalitat de Catalunya. 104p. Barcelona.

JORDÁN, M.M., MATEU, J., BOIX, A. (1998) A classification of sediment types based on statistical multivariate techniques. Water Air Soil Pollution 107:91–104

JORDÁN, M.M., PINA, S., GARCÍA-ORENES, F., ALMENDRO-CANDEL, M.B., GARCÍA-SÁNCHEZ, E. (2008) Environmental risk evaluation of the use of mine spoils and treated sewage sludge in the ecological restoration of limestone quarries. Environmental Geology 55(2), 453-462

MERLIN, G., DI GIOIA, L., GODDON, C. (1999) Comparative study of the capacity of germination and adhesion of various hydrocolloids used for revegetalization by hydroseeding. Land Degradation and Development 10: 21–34.

MORENO-PEÑARANDA, R., LLORET, F., ALCAÑIZ, J.M. (2004) Effects of sewage sludge on plant community composition in restored limestone quarries. Restoration Ecology 12, 290-296

OJEDA, G., ALCAÑIZ, J.M., LE BISSONNAIS, Y. (2008) Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. Agriculture, Ecosystems and Environment 125, 48–56

POND, A.P., WHITE, S.A., MILCZAREK, M., THOMPSON, T.L. (2005) Accelerated weathering of biosolid-amended copper mine tailings. J. Environmental Quality 34(4):1293–1301

RAM, L.C., SRIVASTA, N.K., TRIPATHI, R.C., JHA, S.K., SINHA, A.K., SINGH, G., MANOHARAN, V. (2006) Management of mine spoils for crop productivity with lignite fly ash and biological amendments. J. Environmental Management 79(2):173–187

ROBICHAUD, P.R., BEYERS, J.L., NEARY, D.G. (2000) Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. General Technical Report RMRS-GTR-63, United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO.

SER. (2002) Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2002. The SER Primer on Ecological Restoration (disponible en http://www.ser.org)

SORT, X., ALCAÑIZ, J.M. (1996) Contribution of sewage sludge to erosion control in the rehabilitation of limestone quarries. Land Degradation and Development 7:69-76

SORT, X., ALCAÑIZ, J.M. (1999) Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. Land Degradation and Development 10:3-12

TEDESCO, M.J., TEIXEIRA, E.C., MEDINA, C., BUGIN, A. (1999) Reclamation of spoil and refuse material produced by coal mining using bottom ash and lime. Environmental Technology 20(5):523–529

WRB (2006), World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports 103. FAO, ISRIC, IUSS; FAO, Roma, 145p.

Evaluación, mediante Resonancia Magnética, de la porosidad del suelo tras la aplicación de lodos de depuradora.

CARRERO-GONZÁLEZ B[1]., CASERMEIRO M.A[1]., GONZÁLEZ UBIERNA S[1]., JORGE MARDOMINGO I[1]., DE LA CRUZ MªT[1].

[1]Departamento de Edafología. F. de Farmacia. UCM. E-mail: bcarrero@farm.ucm.es

Resumen

Se estudia el efecto de la aplicación de distintos tipos de lodos sobre las propiedades físicas de un suelo de cultivo, comparando los resultados analíticos con los obtenidos por imagen de Resonancia Magnética (IRM). Se utilizan lodos de depuradora, aerobios y anaerobios, a concentraciones de 160 Tm/ha. La toma de muestras se realiza a los dos años de la adición de los lodos. Se ha determinado porosidad total (%), densidad real y aparente (g/cm^3) y capacidad de retención de agua (%) en muestras de suelos, con y sin adición de lodos, tomadas en cilindros normalizados de 100 cm^3. A partir de imágenes de densidad protónica, se determina la porosidad mediante la medida de intensidad de señal en relación a referencias internas a la muestra. El tratamiento con lodos anaerobios del suelo de cultivo, produce una disminución de la densidad aparente junto con un incremento en la capacidad de retención de agua y un aumento de la porosidad eficaz, dos años después de su aplicación. Las imágenes de RM muestran mayor intensidad de señal para las muestras de suelos con lodos anaerobios, siendo los resultados de porosidad calculados a partir de estas imágenes, análogos a los obtenidos por métodos analíticos: aumento de la porosidad en suelos adicionados con lodos anaerobios frente a suelos sin lodos y con lodos aerobios.

Palabras clave

Porosidad, propiedades físicas, lodo, aerobio, anaerobio, imagen de Resonancia Magnética (IRM).

1. Introducción

Los suelos mediterráneos, tanto naturales como de cultivo, son susceptibles de sufrir procesos de degradación asociados a una disminución del contenido de materia orgánica, viéndose afectada de forma negativa la fertilidad del suelo y aumentando los riesgos de erosión y desertificación, especialmente en los ecosistemas agrícolas (FERNÁNDEZ, J.M. et al, 2009).

La aplicación al suelo de lodos de depuradora como enmienda, induce la modificación directa y a corto plazo de las propiedades de este, debido al aumento de los niveles de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, y del contenido de materia orgánica (OJEDA, G. et al, 2008), modificando consecuentemente las funciones físicas, químicas y biológicas del suelo. El aporte de materia orgánica al suelo con los lodos, produce un aumento de la actividad microbiana y del crecimiento vegetal, lo que activa mecanismos de transformación de materia orgánica en el suelo que ejercen un efecto positivo sobre la agregación

(ALBIACH, R. et al., 2001a, 2001b), aumentándose la capacidad de infiltración y disminuyendo los riesgos de erosión del suelo (OJEDA, G. et al, 2003).

La aplicación de lodos de depuradora de aguas de uso urbano en terrenos agrícolas, supone una modificación de las propiedades físicas del suelo, debido al incremento de la estabilidad estructural del mismo (SING R.P. & AGRAWAL, M., 2008) y al aumento de la porosidad que originan (SORT, X. & ALCAÑIZ, J.M., 1999).

La utilización de lodos de depuradora como enmienda orgánica y fuente de nutrientes para diversos cultivos agrícolas, así como los efectos que tiene sobre el suelo en regiones semiáridas mediterráneas, han sido estudiados por distintos autores (PAGLIAI, M. et al., 1981; DEBOSZ, K. et al., 2002; GARCÍA-ORENES, F., 2005; OJEDA, G. et al, 2008).

Los diferentes tratamientos a los que son sometidos los lodos de depuradora antes de su adición al suelo van a condicionar los contenidos de los componentes de la materia orgánica y la estabilidad estructural de los agregados del suelo (ALBIACH, R. et al., 2001b).

2. Objetivos

Los objetivos planteados en este trabajo han sido: a) estudiar el efecto, a largo plazo, de la aplicación de dos tipos de lodos, aerobios y anaerobios, sobre propiedades físicas de un suelo de cultivo; b) comparar los resultados analíticos con los obtenidos por imagen de Resonancia Magnética (IRM), con el fin de comprobar la validez de esta técnica para la medida, no invasiva, de la presencia de agua en medios porosos, así como la cuantificación de la porosidad.

3. Metodología

Diseño experimental

El estudio se ha realizado en una finca experimental del IMIDRA, localizada en el término municipal de Arganda, en Madrid. Se trata de una terraza aluvial de la cuenca del Jarama, cuyo tipo de suelo corresponde a un fluvisol calcárico.

Se han acotado tres parcelas (I, II, III) subdivididas en tres bloques (1, 2, 3) cada una. Los tratamientos han sido aplicados en cada uno de los bloques de las tres parcelas seleccionados al azar, obteniéndose tres réplicas por tratamiento. Se ha adicionado una única dosis de 160 Tm/ha de lodo aerobio (LAR), la misma cantidad de lodo anaerobio (LAN), dejando un tercer bloque sin adición de enmienda, para control (LB). Los lodos empleados proceden de depuradoras reguladas por el Canal de Isabel II.

La toma de muestras se realiza a los dos años de la adición de los lodos. Se toman muestras inalteradas de suelos en cilindros Ejelkamp (100 cm^3) para las determinaciones analíticas y en cilindros de metacrilato, de igual tamaño, para los estudios de Resonancia Magnética.

Determinaciones analíticas

Se ha determinado porosidad total (%), densidad real y aparente (g/cm^3) y capacidad de retención de agua (%) en muestras de suelos, con y sin adición de lodos, KOOREVAR, P. et al. 1994.

Experimentos de Resonancia Magnética

Todos los experimentos de Resonancia Magnética fueron realizados en un espectrómetro BIOSPEC BMT 47/40 (Bruker, Ettlingen, Germany), a 4,7 Teslas.

Los cilindros con suelo inalterado fueron previamente llevados a un estado de humedad correspondiente a capacidad de campo. Tras la adquisición de imágenes para la localización de la muestra, se adquirieron 10 cortes axiales de 5mm de espesor mediante una secuencia espín-eco (TR =2000ms, TE 4,5 ms). Para la medida de la intensidad de señal a partir de estas imágenes, se seleccionó una región de interés (ROI) en el interior del cilindro, no considerando el borde exterior del mismo para evitar la contribución de aquellos huecos conectados con la superficie del cilindro (canales preferentes de flujo), así como el efecto que pudiera tener el arrastre de este sobre la estructura del suelo durante la toma de muestra (BORGIA G.C. et al., 1996). Para el cálculo de la porosidad mediante imagen nos basamos en estudios en los que se determina el porcentaje de porosidad mediante la medida de la intensidad de señal en relación a referencias internas (BORGIA G.C. et al., 2001).Todos los análisis se realizaron utilizando *ParaVision* 3.0.1 (Bruker, Ettligen, Germany). El manejo final de las imágenes se realizó utilizando un software para entorno Windows, *Image J*.

Análisis estadísticos

Los datos han sido evaluados estadísticamente mediante el programa estadístico SPSS v.17 (Microsoft Windows). Se ha realizado un análisis de varianza de un factor (ANOVA) utilizando el método de distribución F, Fisher-Snedecor, con un nivel de confianza mayor del 95% ($p<0,05$). Se han realizado además estudios de correlación bilateral (método de Pearson).

4. Resultados

Los resultados analíticos de las propiedades físicas determinadas para los suelos objeto de estudio se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Resultados analíticos de las propiedades físicas del suelo con los diferentes tratamientos.

Tratamiento	Densidad Aparente Media(g/cm^3)	Cap. Retención Agua Media (%)	Densidad Real Media (g/cm^3)	Porosidad Media (%)
Control (LB)	1,177	29,004	2,281	48,343
Lodo aerobio (LAR)	1,141	30,246	2,237	48,969
Lodo anaerobio (LAN)	0,952	33,970	2,205	56,801

Los suelos tratados con lodos anaerobios muestran una disminución de la densidad aparente, con respecto a los suelos control, a los dos años de la aplicación. De forma paralela, se observa un aumento tanto de la capacidad de retención de agua (Tabla 1) como de la porosidad de los suelos adicionados de lodos anaerobios (Tabla 1, Figura 1). Ninguno de estos parámetros se encuentra modificado en los suelos enmendados con lodos de depuradora aerobio, a los dos años después de la incorporación del tratamiento. La densidad real permanece inalterada para los dos tipos de tratamiento, con respecto al suelo sin lodo.

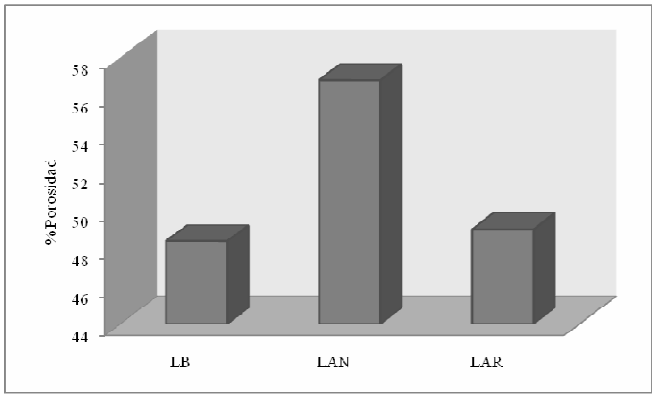


Figura 1.Porosidad media del suelo (%) determinada analíticamente

Las figuras 2 y 3 corresponde a las imágenes de densidad protónica (TR=2000 ms; TE=4,5 ms) de 6 cortes axiales de un cilindro de muestra tomado en el suelo tratado con lodo aerobio (2) y anaerobio (3). Se observa distinta distribución del agua dentro de las muestras por la diferente intensidad de señal. El análisis visual de la intensidad de señal en las imágenes de suelo tratado con lodo anaerobio (LAN) es superior a la obtenida en los cortes procedentes de suelo con tratamiento aerobio (LAR).

El cálculo de las intensidades de señal en cada una de las muestras de suelo, con y sin tratamiento, también refleja esta diferencia para el tratamiento anaerobio con respecto al tratamiento aerobio y al suelo control (figura 4).

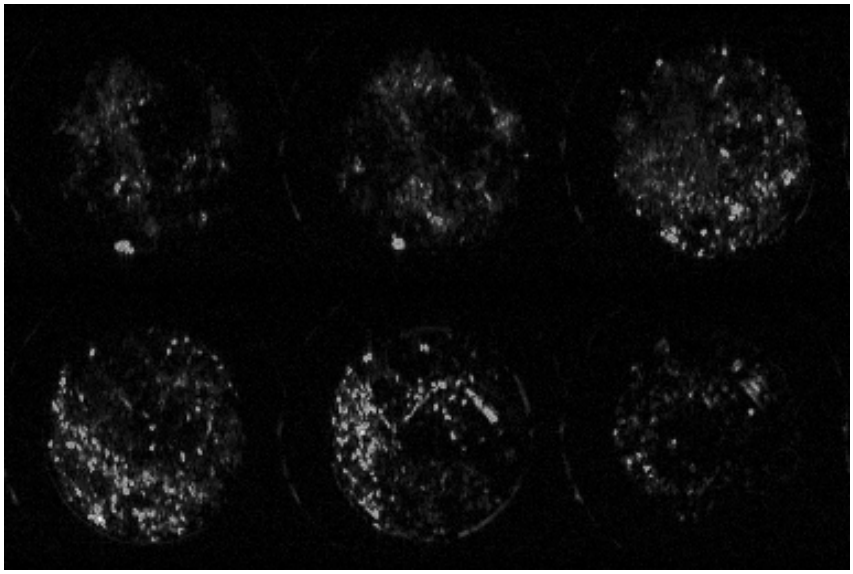


Figura 2.Imagen de RM de suelo sometido a tratamiento con lodo aerobio.

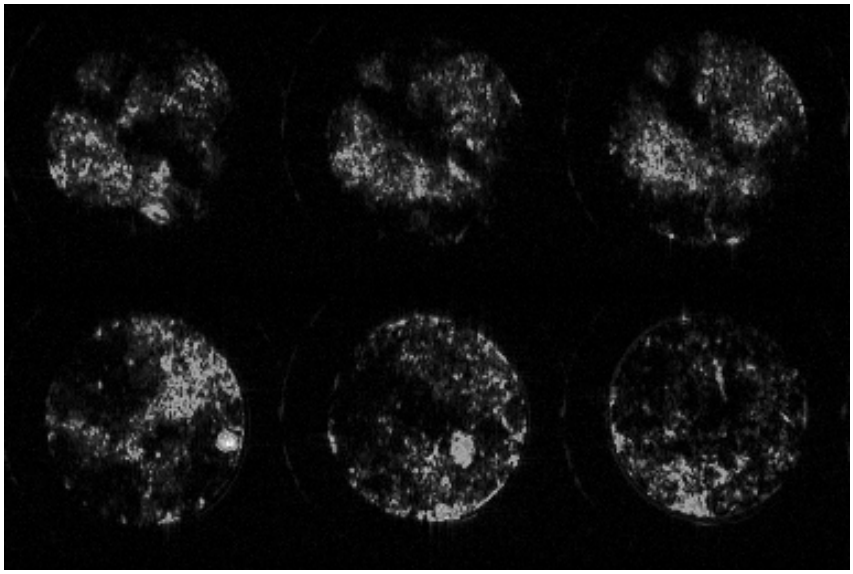


Figura 3.Imagen de RM de suelo sometido a tratamiento con lodo anaerobio.

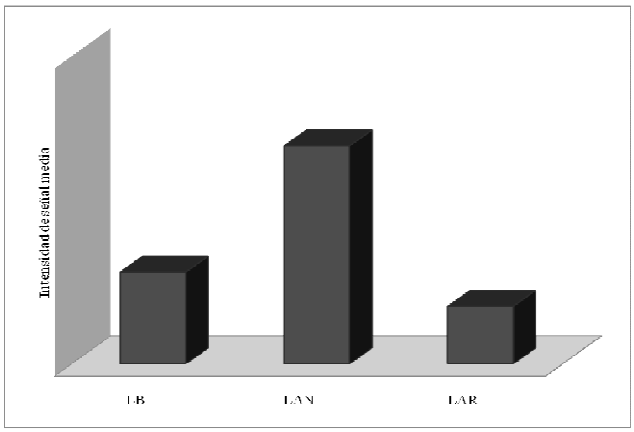


Figura 4. Intensidad media de las imágenes de densidad protónica del suelo con los diferentes tratamientos.

El cálculo numérico del porcentaje de porosidad a partir de la intensidad de señal de las imágenes, también revela un aumento de este cuando el suelo se somete a enmienda con lodo anaerobio frente al suelo sin tratamiento o con tratamiento aerobio (figura 5).

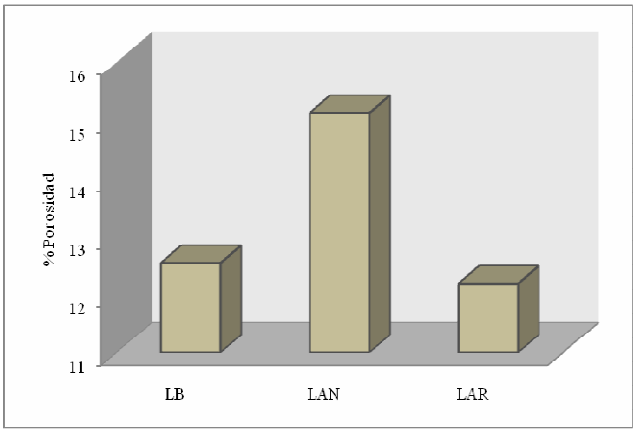


Figura 5.Porosidad media del suelo (%) determinada mediante imagen de RM

Se han realizado análisis de correlación entre la intensidad de señal de RM y las propiedades físicas de los suelos. Se ha encontrado una correlación positiva y muy significativa de los valores de porosidad determinados analíticamente y los de retención de agua (r = 0,913**) y negativa y muy significativa con la densidad aparente (r = -0,970**). La intensidad de señal de las imágenes de RM se correlaciona positiva y significativamente con la porosidad, tanto la determinada en el laboratorio como la calculada mediante RM, y de forma negativa y significativa con la densidad aparente.

5. Discusión

La adición de lodos al suelo de cultivo origina una disminución de la densidad aparente determinada por métodos analíticos (tabla I), resultado encontrado anteriormente por otros autores (NAVAS, A. et al., 1998; GARCÍA-ORENES, F. et al., 2005; TEJADA, M. & GONZALEZ, J.L., 2007) para quienes, además, esta disminución es dosis dependiente, siendo los resultados obtenidos con mayores dosis de lodos más efectivos, mayor disminución de la densidad del suelo, que con una dosis menor. La disminución de la densidad del suelo tras la adición de enmienda orgánica se ha asociado a un aumento en la estabilidad de agregados (GARCÍA-ORENES, F. et al., 2005).

El efecto que las enmiendas orgánicas originan sobre la formación y estabilidad de los agregados de los suelos tratados ha sido estudiado por diversos autores, demostrando todos ellos el efecto positivo sobre la agregación (OJEDA, G. et al., 2008; ALAGÖZ, Z. et al., 2009; TEJADA, M. et al., 2009). Estudios paralelos realizados en nuestro laboratorio han demostrado igualmente este aumento de la estabilidad de los agregados en los suelos tratados con lodos.

La disminución de la densidad es más aparente en los suelos tratados con lodos anaerobios que los tratados con lodos aerobios (tabla I). Otros autores (PAGLIAI, M. et al., 1981) han descrito el diferente comportamiento que tienen los lodos aerobios frente a anaerobios sobre el aumento en la estabilidad de los agregados del suelo, siendo mayor el

efecto de los últimos. Este comportamiento ha sido también estudiado por Albiach, R. et al. (2001b). La aplicación de lodos anaerobios al suelo, durante un periodo de diez años, produce una mayor acumulación de materia orgánica que la misma dosis de lodo aerobio, sugiriendo una mayor degradación de este último, principalmente a dosis bajas.

Nuestro estudio revela un aumento de la porosidad de los suelos tratados con lodos anaerobios, dos años después de la adición de la enmienda, con respecto a los suelos control y con lodo aerobio (figura 1). La mejora de la porosidad del suelo tras la aplicación de enmiendas orgánicas ha sido descrito por otros autores (PAGLIAI, M. et al., 2004). Sort, X. & Alcañiz, J.M. (1999) encontraron que la aplicación de lodos anaerobios al suelo modifica de forma inmediata la porosidad de este, pero dicho efecto no se mantenía a largo plazo, a diferencia de nuestros resultados.

A partir de las imágenes de densidad protónica podemos tener una idea de la localización del agua y por tanto de la porosidad de las muestras. El contenido de agua del suelo tratado con lodo aerobio, muestra LAR (figura 2), es menor que el de la muestra de suelo con tratamiento anaerobio, LAN (figura 3), pudiéndose deducir una menor porosidad en los primeros. A partir del cálculo de la intensidad media de las imágenes de densidad protónica del suelo (figura 4) y de la determinación de la porosidad mediante las imágenes de RM (figura 5) podemos decir que la adición de lodo aerobio al suelo a los dos años de tratamiento no origina un aumento de la porosidad en comparación con los suelos sin tratar. Por el contrario, los lodos anaerobios dan lugar a un aumento de la porosidad del suelo mantenida a largo plazo. Estos resultados corroboran los obtenidos por métodos analíticos.

6. Conclusiones

El tratamiento de suelos de cultivo con lodos anaerobios procedentes de depuradora produce una disminución de la densidad aparente del suelo, un incremento en la capacidad de retención de agua y un aumento de la porosidad eficaz del mismo, a los dos años de la aplicación de la enmienda.

Las imágenes de RM de densidad protónica muestran mayor intensidad de señal en el caso de suelos tratados con lodos anaerobios frente a suelos sin lodos y con lodos aerobios. Los resultados de porosidad calculados a partir de imágenes son análogos a los obtenidos por métodos analíticos, observándose un aumento de la porosidad en suelos adicionados con lodos anaerobios. Los resultados de correlación obtenidos ponen de manifiesto la validez de esta técnica para el estudio de un sistema poroso como es el suelo.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos de CICYT CGL2006/13915/CLI y Ministerio de Medioambiente Rural y Marino PC08/42/03-2. Agradecemos igualmente la colaboración prestada por la Dra. Cristina Rubio del IMIDRA y Dña. Marién Fernández-Valle del CAI de Resonancia Magnética de la UCM.

8. Bibliografía

ALAGÖZ, Z. & YILMAZ, E. 2009. Effects of different sources of organic matter on soil aggregate formation and stability: A laboratory study on a Lithic Rhodoxeralf from Turkey. *Soil and Tillage Research,* 103: 419-424.

ALBIACH, R., CANET, R., POMARES, F., INGELMO, F. 2001a. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology,* 76: 125-129.

ALBIACH, R., CANET, R., POMARES, F., INGELMO, F. 2001b. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology,* 77: 109-114.

BORGIA G.C., BORTOLOTTI V., DATTILO, P., FANTAZZINI P., MADDINELLI, G. 1996. Quantitative determination of porosity: a local assessment by NMR Imaging techniques. *Magnetic Resonance Imaging*, 14: 919-921.

BORGIA G.C., BORTOLOTTI V., FANTAZZINI P. 2001. Changes of the local pore structure quantified in heterogeneous porous media by ^{1}H magnetic resonance relaxation tomography. *Journal of App. Physics*, 90: 1155-1163.

DEBOSZ, K., PETERSEN, S.R.O., KURE, L.K., AMBUS, P. 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. *Applied Soil Ecology*, 19: 237-248.

FERNÁNDEZ, J.M., PLAZA, C., GARCÍA-GIL, J.C., POLO, A. 2009. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. *Applied Soil Ecology,* 42: 18-24.

GARCÍA-ORENES, F., GUERRERO, C., MATAIX-SOLERA, J., NAVARRO-PEDREÑO, J., GÓMEZ, I., MATAIX-BENEYTO, J. 2005. Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil and Tillage Research,* 82: 65-76.

KOOREVAAR, P., MENELIK, G., DIRKSEN C. 1994. Elements of soil physics. Ed. Elsevier Science.

NAVAS, A., BERMUDEZ, F., MACHÍN, J. 1998. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. *Geoderma,* 87: 123-135.

OJEDA, G., ALCAÑIZ, J.M., LE BISSONNAIS, Y. 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 125: 48-56.

PAGLIAI, M., GUIDI, G., LA MARCA, M., GIACHETTI, M., LUCAMANTE, G. 1981. Effects of Sewage Sludges and Composts on Soil Porosity and Aggregation. *J Environ Qual*.,10: 556-561.

PAGLIAI, M., VIGNOZZI, N., PELLEGRINI, S. 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil and Tillage Research*, 79: 131-143.

SINGH, R.P. & AGRAWAL, M. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management,* 28: 347-358.

SORT, X. & ALCAÑIZ, J.M. 1999. Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil and Tillage Research,* 49: 337-345.

TEJADA, M. & GONZALEZ, J.L. 2007. Influence of organic amendments on soil structure and soil loss under simulated rain. *Soil and Tillage Research,* 93: 197-205.

TEJADA, M., GARCÍA-MARTÍNEZ, A.M., PARRADO, J. 2009. Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties, soil losses and soil restoration. *CATENA,* 77: 238-247.

CONFERENCIAS INVITADAS	
J. AGUILAR. Gestión y manejo de los suelos de Andalucía	9
MARIA DO CARMO HORTA Comportamento do fósforo nos agro-ecossistemas	39
CORNEJO, J Uso de enmiendas orgánicas y formulaciones de organoarcillas para reducir el transporte de herbicidas en el suelo	41
ALEXANDRE, CARLOS Mapas de solos HD* – Excesso tecnológico ou *terra incognita* por explorar?	51
CARLOS DORRONSORO Aznalcóllar hoy: La contaminación de los suelos a los doce años del vertido	55
CALIDAD DE SUELOS	
ADROVER FIOL, M., VADELL ADROVER, J. Niveles de metales pesados en suelos agrícolas desarrollados sobre diferentes materiales en Porreres (Mallorca)	79
LÓPEZ-FANDO, C., GONZÁLEZ-PRIETO, S., DÍAZ-RAVIÑA, M. Efectos de diferentes sistemas de laboreo sobre las propiedades bioquímicas y el contenido de materia orgánica de un suelo de la región central	86
MELERO, S., PANETTIERI, M., MADEJÓN, E., GÓMEZ MACPHERSON, H., MORENO, F., MURILLO, J.M. Influencia del laboreo con vertedera y chisel en parcelas manejadas bajo no laboreo en condiciones de secano	93
GARCÍA-MARTÍNEZ, A.M., RODRÍGUEZ-MORGADO, B., REVILLA, E, SANTA-MARIA, C., BAUTISTA, J., TEJADA, M., ARAGÓN CRUZ, C., PARRADO. J. Conversión de lodos de depuradora en nuevos productos funcionales de aplicación edafológica ambiental	105
FONSECA, F., MARTINS, A., FIGUEIREDO, T. DE Efeitos da preparação do terreno para instalação de povoamentos florestais na modificação espacial e vertical de propriedades físicas e químicas do solo	119
SORIANO DISLA, J.M., MELÉNDEZ PASTOR, I., NAVARRO PEDREÑO, J., GÓMEZ LUCAS, I. Relación entre color, materia orgánica y salinidad de suelos agrícolas como indicadores edáficos de calidad	129
AMORÓS ORTIZ-VILLAJOS, J.A., GARCÍA NAVARRO, F.J., SÁNCHEZ JIMÉNEZ, C.J., PÉREZ DE LOS REYES, C., JIMÉNEZ BALLESTA , R. Estudio geoquímico de elementos mayoritarios de una secuencia de suelos rojos en la mancha occidental	137

PARADELO NÚÑEZ, R., DEVESA REY, R., BARRAL SILVA, M.T. Modificación de la susceptibilidad a la compactación por la adición de compost	144
LÓPEZ-GARRIDO, R., LÓPEZ, M.V., MELERO, S., MURILLO, J.M., GIRÓN I., MADEJÓN E., PELEGRÍN F., MORENO F. Influencia de los sistemas de laboreo en los agregados y propiedades hidráulicas del suelo en el suroeste de España	154
GIL VÁZQUEZ, J.M., SÁNCHEZ NAVARRO A., MARÍN SANLEANDRO, P., DELGADO INIESTA, M.J., ORTIZ SILLA, R. Variación estacional de la respiración basal y actividad deshidrogenasa en suelos de un transecto de la sierra de las moreras (mazarrón, murcia)	163
J. M. NUNES A., LÓPEZ-PIÑEIRO, J. P. COELHO, A. ALBARRAN LISO, DAVID PEÑA Caracterização e cartografia dos solos do perímetro de rega do caia Characterization and soil mapping of the caia irrigation perimeter	175
PEREGRINA, F., LARRIETA, C., COLINA, M., MARISCAL-SANCHO, I., MARTÍN, I., MARTÍNEZ-VIDAURRE, J. M., GARCÍA-ESCUDERO, E. Relación entre la respiración del suelo y propiedades indicadoras de la calidad del suelo en un viñedo de la D.O.Ca. Rioja con manejos alternativos	191
ÁLVAREZ, A., CARRAL, P., HERNÁNDEZ Z., ALMENDROS, G. Propiedades emergentes derivadas de la estructura molecular de la materia orgánica que explican la variabilidad de las propiedades hidrofísicas en suelos mediterráneos	202
SEVILLA-PEREA, A., FERNÁNDEZ-GÁLVEZ, J., ROSSINI OLIVA, S., CANO, C., BAGO, A., MINGORANCE, M.D. Caracterización del medio físico y biótico de la escombrera de Las Minas de Alquife (Granada)	210
GARCÍA TORRES, C, PARADELO NÚÑEZ, R.[1], ARIAS ESTÉVEZ, M., BARRAL SILVA, M.T. Características de carga eléctrica en suelos desarrollados sobre rocas básicas	218
CONTAMINACIÓN DE SUELOS Y EVALUACIÓN DE RIESGOS	
CARRERO GONZÁLEZ, B., ALONSO ROMERA, E., MORENO GARCÍA, A.Mª . Influencia de la concentración en la retención de metales por sedimentos lacustres:Valores Kd	233
GONZÁLEZ ANDRÉS, V., SIMÓN TORRES, M., SÁNCHEZ GARRIDO, J. A., DEL MORAL TORRES, F., DE HARO LOZANO, S., SALVADOR RAMÓN, M., GARCÍA FERNÁNDEZ, I. Dispersión de elementos tóxicos en clima árido/semiárido	243

ÁLVAREZ-ROGEL, J., GONZÁLEZ-ALCARAZ, M. N., EGEA, C. Condiciones físico-químicas y dinámica del Fe en residuos mineros sometidos a variaciones del nivel freático: ensayos en perfiles simulados con diferentes tratamientos de suelo y planta	254
RECIO-VÁZQUEZ L., CARRAL P., ÁLVAREZ A., GARRIDO F. GARCÍA-GUINEA J. Contaminación por arsénico en suelos afectados por actividades mineras del sector oriental de la Sierra de Guadarrama (España	266
MESTAS VALERO, R. M., MIRÁS AVALOS, J.M., PAZ GONZÁLEZ, A. Flujo vertical de agua en el suelo bajo cultivo de maíz y una plantación de eucaliptos en la provincia de A Coruña (NO-España)	279
RODRÍGUEZ-LIÉBANA, J.A., MINGORANCE, M.D. Y PEÑA, A. Contribución de la materia orgánica disuelta procedente de residuos en la adsorción de plaguicidas en suelos calcáreos	287
GONZÁLEZ ANDRÉS, V., GARCÍA FERNÁNDEZ, I., DE HARO LOZANO S., DEL MORAL TORRES F., SANCHÉZ GARRIDO J. A, MELGAR RAMIREZ R., SIMÓN TORRES M. Utilización de residuos orgánicos e inorgánicos en la inmovilización de Zn, As, Cd y Pb en suelos de zonas mineras. Una experiencia en columna.	298
GÁMIZ, B., CELIS, R., COX, L., HERMOSÍN, M.C., CORNEJO, J. Efecto de la adición de alperujo en las pérdidas por lixiviación y escorrentía del herbicida terbutilazina en un suelo de olivar	306
CABRERA GÓMEZ, D., LÓPEZ-PIÑEIRO, A., ALBARRÁN LISO, A., RATO NUNES, J.M., PEÑA ABADES, D. Efecto de la aplicación directa de orujo extractado en la lixiviación de terbutilazina en columnas inalteradas de un suelo de olivar	315
PEÑA ABADES, D., LÓPEZ PIÑEIRO, A., ALBARRÁN LISO, A., CABRERA GÓMEZ, D., RATO NUNES, J.M. Efecto de la adición de orujo de aceituna en la adsorción, lixiviación y biodegradación del herbicida mcpa en los suelos de las vegas del guadiana	327
SANTOS FRANCÉS, F., GARCÍA SÁNCHEZ, A. y ALONSO ROJO, P. Niveles de fondo y niveles de referencia de elementos potencialmente tóxicos (elementos trazas) en suelos de la Cuenca del Duero	337
ACOSTA, J. A., LÓPEZ GALIANA, E., FAZ, A., MARTÍNEZ-MARTÍNEZ, S., ZORNOZA, R., CARMONA D. M., KABAS S. Efecto de las propiedades de suelo en la movilidad de metales pesados en depósitos mineros del sureste de España	350
MARÍN BENITO, J.M., ORDAX, J.M., HERRERO HERNÁNDEZ E., ANDRADES, M.S., SÁNCHEZ MARTÍN, M.J., RODRÍGUEZ CRUZ, M.S. Efecto de distintas enmiendas orgánicas en la degradación de linuron, diazinon y miclobutanil en un suelo agrícola	363

HERRERO-HERNÁNDEZ, E., ANDRADES, M.S., RODRIGUEZ-CRUZ M.S., ARIENZO M., SÁNCHEZ-MARTIN, M.J. Variabilidad temporal del contenido de cobre en suelos de viñedo de La Rioja enmendados con residuos postcultivo de champiñón	376
GONZÁLEZ ALCARAZ, M.N., TERCERO GÓMEZ, M.C., CONESA ALCARAZ, H.M., ÁLVAREZ ROGEL, J., EGEA NICOLÁS, C. Efecto de las enmiendas calizas en la acumulación y translocación de metales pesados por el halófito *Sarcocornia fruticosa*	388
CABRERA, F., BURGOS, P., PÉREZ DE MORA, A., MADEJÓN, P., MADEJÓN, E. Recuperación natural asistida de suelos contaminados con elementos traza en el accidente de Aznalcóllar	400
RECATALÁ BOIX, L., SACRISTÁN MORAGA, D., ARBELO RODRÍGUEZ, C.D., SANCHEZ DÍAZ, J. Evaluación de la validez de valores de referencia de metales pesados. Ensayos con Zn en suelos agrícolas mediterráneos representativos bajo un cultivo acumulador	414
CASTANHEIRA, PRAZERES, A., N., MARTINS, J., PIRES, F., RAMOS, T., GONÇALVES, M.C. Soil chemical changes in a fluvisol irrigated with a drip system using different saline water and nitrogen gradients.	427
RAMOS-MIRAS, J:J., ROCA-PEREZ, L. ,BOLUDA, R.; GIL, C. Levels of EDTA-extractable heavy metals in western Almería greenhouse surface soils (Spain).	438
TERÁN MITA, T. A., FAZ CANO, A., MUÑOZ GARCÍA, M. A. Efectos de la minería de oro en los suelos de Los Andes, Bolivia	444
SEVILLA-PEREA, A., FERNÁNDEZ-GÁLVEZ, J., ROSSINI OLIVA, S., MINGORANCE, M.D. Riesgos derivados de la presencia de residuos mineros: Disponibilidad de metales en minas abandonadas	454
DEGRADACIÓN Y RECUPERACIÓN DE SUELOS (EROSIÓN Y DESERTIFICACIÓN)	
AÑÓ VIDAL, C., PERIS MENDOZA, M., SÁNCHEZ DÍAZ, J. La producción científica sobre erosión hídrica en España. Análisis de las líneas de investigación	463
VALERA LOZANO, A., AÑÓ VIDAL, C., SÁNCHEZ DÍAZ, J. Crecimiento urbano (1956-2006) y degradación de suelos por sellado antropogénico en el término municipal de Valencia	472
FERREIRA, C. O solo e a força do betão	484
PASTOR, J, CASTELLÓ, R., HERNÁNDEZ, A.J. Efectos del aporte del suelo en la restauración de escombreras de yeso: aceleración de procesos implicados en la sucesión y conservación de la flora endémica	494
UNAMUNZAGA, O., BESGA, G., AIZPURUA, A Muestreo sistemático y cartografía clásica para obtener la distribución espacial y en profundidad de la textura y materia orgánica del suelo en un viñedo	504

FIGUEIREDO, T. DE, DE GRAAFF, J., EVELPIDOU, N., MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J.A., MERINO, A. SPinSMEDE: first presentation of a transnational training experience on soil protection [SPinSMEDE: primeira apresentação de uma experiência transnacional de ensino em protecção do solo]	517
CHAMIZO DE LA PIEDRA, S., CANTÓN CASTILLA Y., MIRALLES-MELLADO, I., RODRIGUEZ CABALLERO, E., DOMINGO, F. Costras Biológicas: "Ingenieras del suelo" en ecosistemas áridos y semiáridos.	524
GÁLVEZ, A., FERNÁNDEZ-GÁLVEZ, J., MONDINI, C., MINGORANCE, M.D. Efecto de la adición de enmiendas orgánicas en la estabilidad estructural del suelo	538
ACOSTA J.A., FAZ A., KALBITZ K., JANSEN B., MARTÍNEZ-MARTÍNEZ, S. Movilidad de las sales en suelos agrícolas del sureste de España	543
ARÉVALO ILLANA, D., BIENES ALLAS, R., RUIZ COLMENERO, M. Aplicación de modelos de erosión en el centro de la Península Ibérica: incorporación y evaluación de nuevos parámetros con influencia en las pérdidas de suelo.	552
TABOADA-CASTRO, M.M., RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., PALLEIRO, L., TABOADA-CASTRO, M.T. Importancia de la cubierta vegetal en procesos de erosión por flujo concentrado en ambiente templado húmedo: un estudio a escala de cuenca	565
BIENES, R. JIMÉNEZ-BALLESTA, R., RUIZ-COLMENERO, M., ARÉVALO, D., ÁLVAREZ, A., MARQUÉS, M.J. Incidencia del cultivo de plantas aromáticas y medicinales sobre la erosión de suelos agrícolas	575
RODRÍGUEZ CABALLERO, E., CHAMIZO, S., CANTÓN, Y. Rugosidad de suelos encostrados biológicamente: efectos sobre la escorrentía y la erosión.	586
RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., TABOADA-CASTRO, M.M., PALLEIRO, L., TABOADA-CASTRO, M. T. Erosión hídrica en una cuenca rural de Galicia y aporte de sedimentos a un arroyo durante eventos de otoño	599
BASANTA, R., DE VARENNES, A., CORDOVIL, C.M.D.S., BÅÅTH, E., DÍAZ-RAVIÑA, M. Estructura de la comunidad microbiana en suelos contaminados con metales pesados con distintos tratamientos de recuperación	611
MIRELES LEZAMA P., COLINDRES JARDON I., UREÑA NUÑES F., NAVA BERNAL E. G., PASTOR MEDRANO, J. Suelos volcánicos endurecidos en el Sistema Volcánico Transversal, Estado de México.	619
ADAME MARTINEZ, S., MIRELES LEZAMA, P. Programas de conservación de suelos en mexico: caso de estudio cuenca del río texcoco	631

MARTÍN FERNÁNDEZ, L., MARTINEZ NUÑEZ, M. Proceso de obtencion de los factores k,c y p del modelo rusle en el inventario nacional de erosión de suelos 2002 - 2012. Metodología y resultados obtenidos	641
FERTILIDAD EL SUELO Y NUTRICIÓN DE LAS PLANTAS	
FANGUEIRO D., SURGY S., VASCONCELOS E., CABRAL F., COUTINHO J. Incorporação de chorume de pato acidificado em solos agrícolas: efeito nas emissões de CO_2 e na actividade microbiana do solo	650
RIBEIRO, H.M., FANGUEIRO, D., BILHOTA, F., CABRAL, F., VASCONCELOS, E. Utilização de chorume de pato acidificado como fertilizante: efeito na composição mineral dos lixiviados e no crescimento inicial do trigo.	658
PITA, V., VASCONCELOS, E., CABRAL, F., MONTEIRO, F., RIBEIRO, H.M. O efeito da cinza da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar e biomassa lenhosa no pH e na composição do complexo de troca de dois solos ácidos	665
BRITO, L.M., PAIVA, A., REIS, M., RIBEIRO, H.M. Análise das características físico-químicas de substratos comerciais e comparação com as de um composto de resíduos orgânicos	677
DEL CAMPO NOVALES, P., EMBID FRANCO, A., GIMENO PÉREZ, H., GARCÍA-SERRANO, P., BRANAS LASALA, J., MARTÍN-ORTÍZ, D., GÁRATE, A. Eficiencia de un fertilizante mineral complejo NPK con lignosulfonato de cinc en cultivo de maíz	688
ROCA-PÉREZ, L., GIL, C., RAMOS-MIRAS, J., SORIANO, A., BOLUDA, R. Efecto de la aplicación de compost de lodo de depuradora y residuo del arroz sobre el pH, nitrógeno, materia orgánica y las sustancias húmicas de un Luvisol cálcico dedicado al cultivo de cítricos	698
BRITO. L. M. , AMARO. A. L. , MOURÃO, I., COUTINHO, J. Influência de compostados maturados da fracção sólida do chorume em combinação com um adubo mineral azotado no crescimento da alface em estufa	707
TRIGUEROS VERA, D., MINGORANCE ALVAREZ, M. D., VALDÉS CASTRILLÓN, B., ROSSINI OLIVA, S. Efectos del Cu en la absorción de nutrientes en una especie vegetal procedente de suelos mineros	713
DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P. Estudio de la concentración de algunos micronutrientes esenciales en masas naturales de *Quercus petraea* Matts Liebl. y *Q. pyrenaica* Willd. en el noroeste peninsular	722
RODRIGUES, M. A., ARROBAS, M. Evidência da importância do estado nutritivo azotado das árvores na produção de olivais de sequeiro a partir de ensaios de manutenção do solo	734

PÉREZ RIOS, M., OJEDA FALCON, A., WIKANDER, T. Alternativas de Manejo Agroecológico en Sabanas al Norte del Estado Amazonas-Venezuela	744
NANOPARTÍCULAS: FUENTES, ACUMULACIÓN Y DESTINO FINAL	
PARADELO PÉREZ, M., LÓPEZ PERIAGO, J.E., PÉREZ RODRÍGUEZ, P., ARIAS ESTÉVEZ, M., FERNÁNDEZ CALVIÑO, D. Influencia del pH y el Cobre Soluble en la Movilidad de Fungicidas Basados en Oxicloruro de Cobre Coloidal	759
OTROS TEMAS DE INTERÉS EDÁFICO	
BADÍA, D., PALACIO, J., ANDRÉS, R., MARTÍ, C., CUCHÍ, J. A. Cronosecuencia edáfica en terrazas del río Alcanadre (Los Monegros, NE-España)	773
BADÍA, D., MARTÍ, C., LEÓN, J. , IBARRA, P., ECHEVERRÍA, M. Soil toposequence (Xerolls) in the Montes de Zuera (Zaragoza, NE-Spain)	784
VÁSQUEZ POLO, J.R., BAENA, D. Variabilidad espacial de propiedades fisicas y quimicas en suelos de la granja experimental de la universidad del magdalena (colombia)	796
GARCÍA-GARIJO, A., PALMA, F., GONZÁLEZ-LÓPEZ, J., LLUCH, C., TEJERA, N.A. Alteraciones en la población de *Rhizobium* en suelo por la aplicación del herbicida imazamox	803
ANTOLÍN TOMÁS, C., MILLÁN-SCHEIDING, C, CARBÓ VALVERDE, E., LÓPEZ-BAEZA, E. Distribución espacio temporal de la humedad del suelo en el área de la Valencia Anchor Station (VAS) en el contexto de la misión Soil Moisture Ocean Salinity (SMOS)	812
JIMÉNEZ-BALLESTA, R., BIENES, R., RUIZ-COLMENERO, M., ARÉVALO, D., ÁLVAREZ, A., MARQUÉS, M.J. ¿Secuencia catenal o litosecuencia en un transecto del rio Chillarón, Cuenca?	825
HERNÁNDEZ BASTIDA, J.A., FERNÁNDEZ TAPIA, M.T., RUBIO GONZÁLEZ, A., ZAFRA GONZÁLEZ, R. Suelos desarrollados a partir de rocas volcánicas básicas en Murcia (SE España)	835
SÁNCHEZ GARCÍA, P., CABALLERO LAJARÍN, A., LÓPEZ GALIANA, E., LOBERA LÖSSEL, J.B., FAZ CANO, A. Humedales artificiales como sistema de depuración de purines de cerdo en áreas sometidas a producción porcina intensiva.	845
RELACIONES SUELO PLANTA	
MARTÍNEZ PÉREZ, E.M , CANCELA BARRIO, J.J. Errores de estimación del punto de marchitamiento con Water Activity Meter	859

TRIGUEROS VERA, D, ROSSINI OLIVA, S., VALDÉS, B., MONACI, F., BARGAGLI, R., MINGORANCE, M.D Respuesta de dos especies arbustivas de suelos mineros: bioacumulación y translocación de elementos traza	869
DÍAZ-MAROTO, I.J., VILA-LAMEIRO, P., FERNÁNDEZ, V. Propiedades químicas y contenido de macronutrientes edáficos en masas naturales de *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. y *Quercus pyrenaica* Willd. en Galicia	878
SORIANO DISLA, J.M., GÓMEZ, I., NAVARRO-PEDREÑO, J. Uso de un método rizosférico para la evaluación de la biodisponibilidad de metales pesados en suelos enmendados con lodo de depuradora contaminado con metales pesados	889
RODRÍGUEZ, N., DÍAZ, M., ARBELO, C.D., MORA, J.L., ARMAS, C.M., GUERRA, J.A., NOTARIO, J., HERNÁNDEZ, A., RODRÍGUEZ, A. Caracterización físico-química y bioquímica de los suelos del parque nacional del teide	901
BIENES, R., MARQUÉS, M.J., RUIZ, M., ARÉVALO, D. Influencia de las cubiertas vegetales en olivar sobre algunas propiedades físicas de los suelos	909
LAG, A., GÓMEZ, I., NAVARRO-PEDREÑO, J., PÉREZ, A. Evolución de propiedades edáficas en un suelo de baja productividad agrícola enmendado con composta de lodo de depuradora para la producción de biomasa de cardo (Cynara cardunculus L.)	918
RETOS EN LA DOCENCIA EN EDAFOLOGÍA	
HERNÁNDEZ, A.J, GUTIÉRREZ-GINÉS, Mª J. y PASTOR, J. Investigación del tratamiento de la contaminación del suelo en libros de texto para escolares y alternativas docentes experimentadas	929
SUELOS Y CAMBIO CLIMÁTICO	
PLAZA-BONILLA, D., CANTERO-MARTÍNEZ, C., ÁLVARO-FUENTES, J. Efecto del tipo y dosis de fertilización nitrogenada sobre la agregación en suelos bajo siembra directa	941
FONSECA, F., FIGUEIREDO, T. DE Carbono nos solos do Parque Natural de Montesinho, NE Portugal: armazenamento e estabilidade estimados com base cartográfica	951
PLA SENTÍS, I., NACCI, S., FONSECA, F. , DALURZO, H. Interacciones suelo-agua en tierras con viña en la región Mediterránea	960
DOMINGO-SANTOS, J.M., CORRAL PAZOS DE PROVENS, E. , REDONDO SALGUERO, R. , FERNÁNDEZ DE VILLARÁN SAN JUAN, R. , ALEJANO MONGE, R. Carbono orgánico en suelos de las dehesas de la provincia de Huelva	970
MATÍAS RESINA, L., CASTRO GUTIÉRREZ, J. y ZAMORA RODRÍGUEZ, R. Nutrientes en suelo y microbianos bajo un escenario de cambio global en un ecosistema de montaña mediterránea	980

FERNÁNDEZ PEPI, M. G., PATTERER, N. I., SOUTO SOUTO, M., PONTEVEDRA-POMBAL, X., FRAGA, M. I., ARRIAGA, M. O., ZUCOL, A. F. Estudio fitolítico preliminar de un histosol del NO de la Península Ibérica.	992
SUELOS Y DIVERSIDAD BIOLÓGICA	
PRAZERES, A., MENINO, R., RAMA CANDELARIO, V., GONÇALVES, C., FARELEIRA, P. Substrate-induced respiration (SIR) in a Eutric Fluvisol under sorghum cultivation: effects of chronic N fertilisation and saline water irrigation	1005
MENINO, R., PRAZERES, A., RAMA CANDELARIO, V., DELGADO RODRÍGUEZ, A.I., FARROPAS, L., LAGARTINHO, A., FARELEIRA, P. Soil dehydrogenase activity as affected by sewage sludge application and sub-soil mobilisation	1017
CELERINO ROBLES, C., LÓPEZ-GUERRA, I.F., CARBALLAR-HERNÁNDEZ, S. Diversidad de hongos de micorriza arbuscular en suelos con especies cultivadas y silvestres de *Agave* spp.	1024
MUÑOZ GARCÍA, M.A., FAZ CANO, A., TERÁN MITA, T. Sistema suelo-planta y biodiversidad en las praderas de altura de los Andes bolivianos	1034
J.J. RAMOS-MIRAS, J.J., F. PÉREZ-GARCÍA, F., J.A. GARRIDO-BECERRA, J.A. F. MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, F.. A. MENDOZA-FERNÁNDEZ, A., POSADAS, L., MERLO, M.E., GIL, C., MOTA, F.J. Características de los suelos en el ámbito de distribución de *Astragalus tremolsianus* Pau: Sierra de Gádor (Almería, España)	1046
DÍAZ-RAVIÑA, M., MARTÍN, A., BÅÅTH, E., LÓPEZ-FANDO, C. Estructura de la comunidad microbiana de un suelo de la región central española con diferentes sistemas de laboreo	1051
RODRÍGUEZ MORGADO, B. , GELABERT RAMOS, D., GUERRA CASTELLANO, A., MONTES RAMOS, P., RODRÍGUEZ LUMBRERAS, L., GARCÍA-MARTÍNEZ, A., TEJADA, M., PARRADO, J. Aplicación de ácido láctico en suelo: influencia en propiedades bioquímicas y biológicas	1059
SUELOS Y GESTIÓN AMBIENTAL	
LÓPEZ J.I., NAVARRO M., RAD C., ARRIBAS Y., ALONSO B., PEÑA S, GONZÁLEZ S. Efectos de la aplicación de compost de lodos de depuradora en un suelo calcáreo de la provincia de Burgos	1075
AYGUADÉ, H., MELENDEZ-PASTOR, I., NAVARRO-PEDREÑO, J., GÓMEZ, I. Estimación de la textura en el Bajo Vinalopó-Bajo Segura mediante el uso de un Sistema de Información Geográfica	1086

POUSADA FERRADÁS, M.Y., SECO, N., ÁLVAREZ RODRÍGUEZ, E., FERNÁNDEZ SANJURJO, M.J., NÚÑEZ DELGADO, A. Características de diferentes tipos de concha de mejillón procedentes de plantas de tratamiento del material residual	1096
MURILLO CARPIO, J.M., MADEJÓN RODRÍGUEZ, P., DOMÍNGUEZ NÚÑEZ, M.T. Elementos traza en pastos del Corredor Verde del Guadiamar (Sevilla): caso particular de Fe y Cd.	1106
MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S., FERNÁNDEZ ODOÑO, E., CASTRO, J. Madera Quemada en Incendios Forestales como Reservorio de Nutrientes para el Suelo en un Gradiente Altitudinal	1116
JIMÉNEZ-BALLESTA, R. Los suelos del entorno próximo de Las Tablas de Daimiel	1133
ROBLES, C., ROBLES-MARTÍNEZ, M.M., BAUTISTA-CRUZ, A., MONDRAGÓN-CHAPARRO, D. Caída y mineralización de hojarasca y bromelias en un bosque de pino-encino	1146
GÁLVEZ, A., SINICCO, T., MARINO, L., CAYUELA, M.L., MINGORANCE, M.D., MONDINI, C. Efecto de la adición de residuos orgánicos procedentes de procesos bioenergéticos en las propiedades de un suelo minero	1153
GARCÍA RODRÍGUEZ, Mª P. y PÉREZ GONZÁLEZ, Mª E. Sellado de suelo en la Comunidad de Madrid entre 1989 y 2009. Estudio a partir de imágenes TM	1160
LULL NOGUERA, C., BAUTISTA CARRASCOSA, I., LADO MONSERRAT, L., LASALA GONZÁLEZ, I., LIDÓN CEREZUELA, A.L., LLINARES PALACIOS, J.V. Efecto de tratamientos selvícolas de aclareo sobre las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo en un bosque de pinar en Chelva (Valencia)	1172
GÓMEZ GARRIDO, M. , ESTEVEZ RODRIGUEZ, M.D. , FAZ CANO, A., OLIVARES MARTÍNEZ, A.B., CLIMENT TALAVERA, V. Gestión medioambiental de purines y su uso como enmienda orgánica	1185
FAZ A., GALLARDO R., MUÑOZ M.A., YANARDAG I., BRETÓN J. Uso agronómico del purín y control de la emisión de gases de efecto invernadero	1198
NUNES, J.M., LÓPEZ-PIÑEIRO, A., COELHO, J.P., ALBARRAN LISO, A., CABRERA, D. influência de diferentes rotações culturais de regadio na alteração de algumas características químicas do solo	1209

TECNOLOGÍA DE SUELOS	
ROMÁN MORA, A., GÓMEZ LUCAS, I., NAVARRO-PEDREÑO, J., ALMENDRO-CANDEL, Mª. B., MARTÍNEZ-BARRAGÁN, A Preparación de suelo artificial mediante el uso de áridos y compost de lodo de depuradora.	1225
CARABASSA CLOSA, V., SERRA RODRÍGUEZ, E., ORTIZ PERPIÑÀ, O., ALCAÑIZ BALDELLOU, J.M. Evaluación de restauraciones efectuadas en actividades mineras: el caso de zonas enmendadas con lodos de depuradora	1231
CARRERO-GONZÁLEZ B., CASERMEIRO M.A., **GONZÁLEZ UBIERNA S., JORGE MARDOMINGO I., DE LA CRUZ MªT.** Evaluación, mediante Resonancia Magnética, de la porosidad del suelo tras la aplicación de lodos de depuradora.	1244