

CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO Y SU ESTRATIFICACIÓN BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE CULTIVO EN CONDICIONES SEMIÁRIDAS

D. Martín ¹, E. Zambrana, I. Walter, E.F. De Andrés, J.L. Tenorio

INIA. Departamento de Medio Ambiente

¹ lammerding@inia.es

INTRODUCCIÓN

El objetivo de este estudio es comparar el contenido de materia orgánica en diferentes sistemas de laboreo bajo condiciones semiáridas intentando encontrar aquél que mejore las propiedades del suelo de tal forma que el suelo quede más protegido frente a procesos de degradación como la erosión.

Las condiciones semiáridas del Centro-Sur de España, son el factor limitante para la acumulación de MO en la superficie del suelo (Murillo et al., 2006). Se deben encontrar por tanto manejos del suelo que favorezcan este proceso. Al disminuir las labores se disminuye la mineralización de la MO y aumenta la agregación del suelo (Six *et al.*, 1998), se mejora la estabilidad de la estructura (Oades, 1984) y se fomenta la estratificación de la MO, muy importante ya que, según Franzluebbers (2002), la acumulación de MO en superficie mejora la calidad de la interfase entre suelo y atmósfera, lo que proporciona al suelo mayor resistencia a procesos de degradación que ocurren en superficie. Bajo Agricultura de Conservación aumenta el grado de estratificación de la MO ya que éste depende de la intensidad del laboreo (mínimo o no laboreo en AC) y de la cantidad de residuos que quedan en superficie (> 30% en AC).

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo de larga duración se encuentra en la finca “La Canaleja” sobre un suelo *Haploxeralf calciortídico* donde el tratamiento principal es el laboreo: LT, laboreo tradicional; ML, mínimo laboreo y NL, no laboreo.

Las recogidas de muestras se sucedieron durante abril (encañado del cereal) y noviembre (previo a la siembra) del 2006.

Se analizó el contenido en materia orgánica de cada parcela para 3 profundidades distintas: 0-7.5, 7.5-15 y 15-30 cm. Se compara el contenido en MO bajo monocultivo de cereal (trigo m) y la rotación de cultivos: en abril barbecho y en noviembre recién sembrado con trigo (trigo r).

El contenido en C orgánico oxidable de las mismas muestras se realizó por el método de Walkley-Black por duplicado. Los análisis estadísticos se realizaron mediante el proceso GLM del paquete estadístico SAS.

RESULTADOS

En la siguiente tabla se resumen los resultados obtenidos. MO1, MO2, MO3 y MOt son los porcentajes de materia orgánica para las profundidades 0-7.5, 7.5-15, 15-30 y de 0-30 cm respectivamente. RE es la razón de estratificación de la materia orgánica y se calcula como el contenido en MO en 0-7.5 cm dividido entre MO de 15-30 cm

Tabla 1. Distribución de MO en profundidad según laboreo y la RE

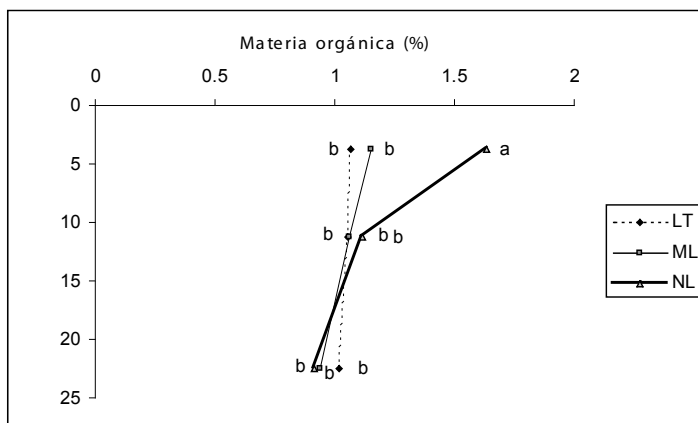
Abril 2006	MO ₁ (%)	MO ₂ (%)	MO ₃ (%)	MO _t (%)	RE
Laboreo	***	ns	ns	ns	***
LT	1.03 b	1.02 a	0.98 a	1.00 a	1.05 b
ML	1.14 b	1.07 a	0.98 a	1.04 a	1.17 b
NL	1.53 a	1.11 a	0.99 a	1.16 a	1.58 a
Noviembre 06					
Laboreo	**	ns	ns	ns	***
LT	0.95 b	0.96 a	0.90 a	0.93 a	1.06 b
ML	1.19 ab	1.01 a	0.84 a	0.97 a	1.43 a
NL	1.41 a	1.03 a	0.85 a	1.03 a	1.66 a

*** significativo a < 0.001; ** significativo a < 0.01; * significativo a < 0.05; ns. no significativo.

Medias con la misma letra no son significativamente diferentes a p < 0.05.

Bajo NL y para la capa más superficial hay significativamente más MO que bajo los otros dos manejos, 1.53 % frente a 1.14 y 1.03% (ML y LT respectivamente). Conforme se aumenta en profundidad desaparecen las diferencias. Bajo LT se observa un contenido en MO más homogéneo en profundidad mientras que bajo los otros laboreos la MO se encuentra estratificada. En abril la RE bajo NL es significativamente mayor que bajo los otros dos manejos (1.58 frente a 1.17 y 1.05, ML y LT respectivamente) y en noviembre NL y ML tienen una RE significativamente mayor que LT (1.66 y 1.43 frente a 1.06). Franzluebbbers (2002) basándose en sus estudios asigna un valor óptimo de la RE de alrededor de 2.

Respecto a los cultivos no se observan diferencias significativas para MO en ninguna de sus profundidades ni para la RE en noviembre. En abril se encuentran unas ligeras diferencias en la MO₁ y RE (MO₁: 1.38 frente a 1.09% y RE: 1.37 frente a 1.16 para trigo m. y barbecho respectivamente).



Gráfica 1: Estratificación de la materia orgánica en profundidad bajo distintos laboreos (abril 2006). NL: no laboreo, ML: mínimo laboreo y LT: laboreo tradicional. Medias con la misma letra no son significativamente diferentes a p < 0.05 para la misma profundidad.

CONCLUSIONES PRELIMINARES

La mayor RE bajo NL y ML indica la acumulación de MO en superficie debido a la ausencia o reducción de las labores, al contrario que bajo LT, donde la labor de vertedera provoca la distribución homogénea de la MO a lo largo del perfil. Estos resultados sugieren que la AC tiene muchos beneficios en estas condiciones semiáridas, donde el contenido en MO es tan bajo y está tan limitado por el clima.

BIBLIOGRAFÍA

- Franzluebbers A.J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research* 66: 95-106.
- Murillo J.M., Moreno F., Madejón E., Girón IF., Pelegrín F. 2006. Improving soil surface properties: a driving force for conservation tillage under semiarid conditions. *Spanish Journal of Agricultural Research*. 4 (1): 97-104.
- Oades J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil* 76: 319-337.
- Six J., Elliot ET., Paustian K., and Doran J.W. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society American Journal*. 62: 1367-1377

INFLUENCIA DE LA APLICACIÓN DE RESTOS DE COSECHA SOBRE LAS PÉRDIDAS DE Fe, Mn, Cu y Zn POR ESCORRENTÍA EN UN HORIZONTE DE LABOREO SUSCEPTIBLE AL ENCOSTRADO

J.M. Mirás Avalos¹, I.Bertol², P. Sande Fouz¹, E. Vidal Vázquez¹

¹ Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. A Zapateira s/n. 15071, A Coruña. jmirasa@udc.es

² Universidade do Estado de Santa Catarina-UDESC. Santa Catarina, Brasil. a2ib@cav.udesc.br

INTRODUCCIÓN

En general, los suelos de la Comunidad Autónoma de Galicia se caracterizan por sus elevados contenidos en materia orgánica. Sin embargo, el laboreo convencional puede reducir notablemente dicho contenido, de modo que por debajo de determinado umbral es frecuente la formación de costra superficial, lo que incrementa el riesgo de erosión. Si bien la intensidad de erosión es relativamente baja, puede originar contaminación difusa por transferencia a las aguas superficiales de los elementos asociados a los sedimentos, entre ellos los metales pesados. Se admite que la aplicación de restos de cosecha o de residuos orgánicos en suelos degradados tiende a mejorar las características físicas y químicas de los mismos. Por tanto, el objetivo de este estudio fue estudiar la influencia de la aplicación de paja de maíz sobre las pérdidas de Fe, Cu, Mn y Zn por escorrentía superficial en un suelo de laboreo degradado por erosión hídrica y con un contenido relativamente bajo en materia orgánica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudió un horizonte de laboreo de textura franco-limosa con 28,08% de arena, 57,07% de limo y 14,85% de arcilla; pH (H₂O) = 4,5; pH (KCl) = 3,9 y un contenido en materia orgánica del 2,17%. El suelo procedía de un área experimental en la que se había observado previamente degradación por erosión y se caracteriza por su baja estabilidad estructural y su elevada sensibilidad a la formación de costra.

Se llevaron a cabo experimentos en microparcels de 1 m² con pendiente del 12%. Se dispusieron cinco tratamientos sin repetición, un testigo y cuatro parcelas con dosis crecientes de 1 a 4 t ha⁻¹ de restos de maíz. Las microparcels se sometieron a cuatro episodios de lluvia simulada con un total de 140 mm de precipitación acumulada.

Se midieron las pérdidas de agua y de suelo (Mirás et al., 2007) y, simultáneamente, se tomaron alícuotas para la determinación del contenido total de Fe, Mn, Cu y Zn. La fracción soluble se determinó tras filtración a través de MillexHN (0,45 µm) y el contenido total tras digestión ácida en microondas. Las determinaciones se llevaron a cabo mediante ICP-MS, usando un equipo Plasmaquad II.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la fracción soluble las concentraciones fluctuaron entre 0,014 y 0,229 mg/L para Fe; 0,034 y 1,45 mg/L para Mn; 2,50 y 12,70 µg/L para Cu y 0,02 y 0,12 mg/L para Zn. En cuanto a los

contenidos totales, variaron entre 137 y 950 mg/L para Fe; 2,57 y 12,83 mg/L para Mn; 0,09 y 0,72 mg/L para Cu y 0,31 y 2,46 mg/L para Zn (Tabla 1).

La relación entre la fracción soluble y el contenido total fue reducida, por término medio fue de 0,03% en el caso del Fe; 11,27% en el caso del Mn; 2,11% en el caso del Cu y 4,95% en el caso del Zn. Por otra parte, los contenidos totales de los elementos analizados disminuyen en función del incremento de los restos de maíz. En el caso de la fracción soluble se comprueba una notable disminución del contenido de Mn y Zn, mientras que Fe y Cu presentan escasas oscilaciones (Tabla 1).

Restos (t/ha)	Solubles					Totales				
	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4
	mg/m ²					g/m ²				
Fe	6,98	8,05	5,66	6,26	5,08	63,8	42,9	27,4	14,3	12,1
Mn	87,35	50,48	34,77	22,28	17,90	0,96	0,59	0,44	0,22	0,19
Cu	0,30	0,26	0,31	0,36	0,33	0,04	0,03	0,02	0,01	0,01
Zn	5,16	3,45	2,67	2,44	1,98	0,12	0,09	0,06	0,04	0,03

Tabla 1. Pérdidas de elementos en solución y totales por escorrentía.

Tras efectuar el balance, a partir de las concentraciones y las pérdidas de agua por escorrentía, se comprobó que el orden de importancia de las pérdidas ha sido Fe>Mn>Zn>Cu, en el caso de los contenidos totales y Mn>Fe>Zn>Cu para la fracción soluble.

CONCLUSIONES

La aplicación de restos de paja de maíz a un suelo con baja fertilidad física previene la pérdida de elementos como Fe, Mn, Cu, y Zn. Para los cuatro elementos analizados, la fracción asociada a los sedimentos supera ampliamente a la soluble.

BIBLIOGRAFÍA

- Mirás J.M., Paz A., Sande P., Vidal E., Bertol I. (2007) Efecto de los restos vegetales sobre el comportamiento hidrológico y la pérdida de suelo en un horizonte de laboreo susceptible al encostrado. Tendencias Actuales de la Ciencia del Suelo, N. Bellinfante & A. Jordán (eds.): 66-73.

PÉRDIDAS DE Ca, Mg, K y Na POR ESCORRENTÍA EN FUNCIÓN DE LA CANTIDAD DE RESTO VEGETAL AÑADIDA EN SUPERFICIE

J.M. Mirás Avalos¹, I. Bertol², P. Sande Fouz¹, A. Paz González¹

¹ Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. A Zapateira s/n. 15071, A Coruña. jmmirasa@udc.es

² Universidade do Estado de Santa Catarina-UDESC. Santa Catarina, Brasil. a2ib@cav.udesc.br

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo constituye una importante fuente de macro y micronutrientes para plantas y microorganismos además de mejorar algunas de las propiedades físicas y químicas de los suelos. En Galicia, los suelos de cultivo desarrollados sobre esquistos de la serie de Órdenes presentan una susceptibilidad relativamente elevada a la degradación de la superficie, que tiende a verse incrementada conforme disminuye el contenido en materia orgánica. Por ello, los sistemas de manejo que proporcionen una mayor protección al suelo e incrementen su contenido en materia orgánica deberían de mejorar la calidad del mismo, incidiendo favorablemente en las propiedades químicas, físicas y biológicas. El objetivo de este estudio fue evaluar la influencia de la aplicación de restos vegetales sobre las pérdidas de algunos elementos nutritivos (Ca, Mg, K y Na) por escorrentía superficial en un suelo de laboreo con un contenido relativamente bajo en materia orgánica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudió un horizonte de laboreo con textura franco-limosa que se caracteriza por su baja estabilidad estructural y su elevada sensibilidad a la formación de costra.

Se llevaron a cabo experimentos en microparcels de 1 m² con pendiente del 12%. Se dispusieron cinco tratamientos sin repetición, un testigo y cuatro parcelas con dosis crecientes de 1 a 4 t ha⁻¹ de restos de maíz. Las microparcels se sometieron a cuatro episodios de lluvia simulada con un total de 140 mm de precipitación acumulada.

Se midieron las pérdidas de agua y de suelo (Mirás et al., 2007) y, simultáneamente, se tomaron alícuotas para la determinación del contenido total y soluble de los elementos estudiados. Para evaluar la fracción disuelta de los elementos estudiados se realizó una filtración a través de MillexHN 0,45 µm y el contenido total se midió tras una digestión ácida en microondas. Las determinaciones se llevaron a cabo por ICP-MS mediante en un equipo Plasmaquad II.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El horizonte de estudiado presentaba un 28,08% de arena, 57,07% de limo y 14,85% de arcilla; pH (H₂O) = 4,5; pH (KCl) = 3,9 y contenido en materia orgánica del 2,17%.

Los contenido totales de los elementos estudiados disminuyeron en función de la cantidad de resto vegetal, fluctuando entre 12,32 y 28,94 mg/L para Ca; 20,81 y 148,90 mg/L para Mg; 14,20

y 35,17 para K y 14,99 y 23,41 mg/L para Na. Las concentraciones de la fracción soluble variaron entre 8,72 y 11,15 mg/L para Ca; 3,06 y 4,29 mg/L para Mg; 3,92 y 13,17 para K y 14,34 y 20,92 mg/L para Na.

La relación de la concentración de la fracción soluble frente a los contenidos totales fue muy elevada en el caso del Na, superior al 90%, disminuyendo para el resto de elementos. La importancia relativa de las pérdidas en solución de K, Ca y Mg supone una proporción muy superior a la que corresponde a elementos como Fe o Cu.

Restos (t/ha)	Solubles					Totales				
	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4
	g/m ²					g/m ²				
Ca	0,95	0,81	0,75	0,62	0,45	2,36	1,79	1,42	0,92	0,74
Mg	0,36	0,31	0,30	0,25	0,18	9,28	6,54	4,33	2,35	2,06
K	0,53	0,45	0,49	0,43	0,39	2,68	1,87	1,53	1,00	0,82
Na	1,69	1,43	1,31	1,05	0,79	1,82	1,51	1,37	1,05	0,81

Tabla 1. Pérdidas de elementos solubles y totales por escorrentía

Tras multiplicar la concentración por las pérdidas de agua por escorrentía, se observa que el orden de importancia de las pérdidas totales ha sido Mg>K>Ca>Na, mientras que para las pérdidas en solución se obtiene: Na>Ca>K>Mg (Tabla 1).

CONCLUSIONES

La aplicación de restos de maíz a un suelo degradado, de baja estabilidad estructural, previene la pérdida de elementos nutritivos. La importancia relativa de las pérdidas en solución frente a las totales es variable, superando el 90% en el caso del Na.

BIBLIOGRAFÍA

- Mirás J.M., Paz A., Sande P., Vidal E., Bertol I. (2007) Efecto de los restos vegetales sobre el comportamiento hidrológico y la pérdida de suelo en un horizonte de laboreo susceptible al encostrado. Tendencias Actuales de la Ciencia del Suelo, N. Bellinfante & A. Jordán (eds.): 66-73.

PÉRDIDAS DE NITRÓGENO Y FÓSFORO POR EROSION EN VIÑEDOS EN EL ALT PENEDÈS (BARCELONA)

M.C. Ramos¹, J.A. Martínez-Casasnovas², M. López-Acevedo

Dep. Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. Universidad de Lleida. Rovira Roure 191, 25198 Lleida.

¹cramos@macs.udl.es

²jmartinez@macs.udl.es

INTRODUCCIÓN

Esta investigación tiene por objetivo analizar las pérdidas de nitrógeno y fósforo debidas a la erosión en viñedos del Alt Penedès (Barcelona). Esta comarca tiene un clima mediterráneo con una temperatura media de 15°C y una precipitación de 550 mm, registrados principalmente en primavera y otoño. Sin embargo, el rasgo más destacable del clima es la elevada intensidad de un número de tormentas registradas cada año, que son las responsables de la mayoría de los procesos erosivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación se lleva a cabo en muestras recogidas en una parcela de viña plantada en 1991 tras importantes movimientos de tierras. La parcela tiene 2 ha y una pendiente media del 9%. Los suelos se clasifican como Xerohortent típico. Son suelos con bajo contenido en materia orgánica y con elevados porcentajes de limo y arena fina. Las muestras de escorrentía se tomaron en dicha parcela durante el período 2001 y 2003 mediante colectores tipo Gerlach, de 50 cm de ancho conectados a un depósito enterrado en el suelo de 10L de capacidad, instalados en tres posiciones a lo largo de la pendiente. En las muestras recogidas se analizó la cantidad de sedimentos (en una alícuota de 1.5 L) así como las concentraciones de nitrógeno y de fósforo en ellas. Dicha información se combinó con la escorrentía total de la parcela estimada utilizando un modelo SVAT, para evaluar las pérdidas de suelo y nutrientes exportados de la parcela. Dichos valores se relacionaron con la erosividad de la lluvia, estimada por el factor R (energía cinética de la lluvia* intensidad máxima en 30 minutos). Para el cálculo de la energía se utilizó una ecuación empírica deducida para la zona (Ramos, 1999).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las lluvias de los años analizados tienen diferentes características. 2001 fue relativamente seco, pero con un evento extremo de 86mm, de los cuales más del 65% se perdieron por escorrentía. En dicho evento las pérdidas de suelo fueron superiores a 12 Mg ha⁻¹, las cantidades de nitrógeno y fósforo perdido fueron respectivamente, 7.3 y 8.4 kg ha⁻¹, representando más del 70% de las pérdidas anuales. Para el resto de los eventos de lluvia, las ratios de escorrentía fueron menores al 15% y las pérdidas de suelo provocadas inferiores a 1Mg ha⁻¹, con pérdidas

de nutrientes menores de 0.5 kg ha^{-1} . Las pérdidas anuales de suelo fueron 15.8 Mg ha^{-1} y las de nitrógeno y fósforo de 9.6 y 11.6 kg ha^{-1} , respectivamente.

En 2003, se registraron 5 eventos de magnitud importante, con ratios de escorrentía superiores al 30% en cada uno de ellos. En este año 4 eventos produjeron pérdidas de suelo mayores de, valores de hasta 8.6 Mg ha^{-1} . Las pérdidas de nitrógeno y fósforo alcanzaron valores de 4.86 y 5.47 kg ha^{-1} , respectivamente en un solo evento. Las pérdidas de suelo anuales fueron del orden de 19.6 Mg ha^{-1} y las de nitrógeno y fósforo de 15.2 y 11.0 kg ha^{-1} , respectivamente.

CONCLUSIONES

En los dos años analizados las pérdidas de suelo exceden los límites de tolerancia de establecidos para suelos cultivados lo que implica un riesgo para la sostenibilidad del sistema. Las cantidades de nitrógeno y fósforo exportadas de las parcelas suponen un incremento de las fuentes de contaminación no puntual que contribuirán a aumentar las concentraciones de N y P de las aguas superficiales. Por otra parte, dichas pérdidas representan hasta un 6.2% (N) y un 26.5% (P) de la fertilización anual, lo que significa un coste adicional para el mantenimiento del sistema.

BIBLIOGRAFÍA

- Ramos, M.C. 1999, Rainfall intensity-kinetic energy relationship for NE Spain. Il Nuovo Cimento 22: 675-68

MOVILIZACIÓN DE CU Y ZN POR EROSIÓN EN SUELOS TRATADOS CON COMPOST

M.C. Ramos¹, P.García², J.A. Martínez-Casasnovas³, M. López-Acevedo

Dep. Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. Universidad de Lleida. Rovira Roure 191, 25198 Lleida.

¹cramos@macs.udl.es

²pati_gve@hotmail.com

³jmartinez@macs.udl.es

INTRODUCCIÓN

La aplicación de residuos al suelo permite un reciclaje de materia orgánica y supone una fuente de nutrientes, lo que en zonas agrícolas supone una reducción de costes de fertilizantes. Sin embargo, existe un problema asociado como es una mayor fijación de algunos elementos al suelo y con su exportación transportados por las aguas de escorrentía, tanto e como asociados a las partículas de suelo.

La mayoría de los estudios se han centrado en el análisis del aumento de la concentración de dichos elementos en el suelo. Sin embargo, menor atención se dedicado a la exportación de metales asociados a las aguas de escorrentía, que pueden suponer una fuentes de contaminación no puntual, sobre todo en suelos fácilmente erosionables, particularmente cuando las lluvias tienen lugar poco tiempo después de la aplicación de residuos al suelo.

El número de estudios referentes a la escorrentía de zonas agrícolas es reducido. Entre ellos se puede señalar el realizado por Devez et al. (2005) sobre la biodisponibilidad y toxicidad del Cu, Zn en As en aguas de escorrentía procedentes de viñas en Francia, o el estudio sobre las concentraciones de Fe y Mn en una cuenca escocesa (Abesser et al., 2006).

MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente trabajo se presenta un análisis sobre la movilización de metales por acción de lluvias de elevada intensidad, tras la aplicación de diferentes dosis de estiércol de vaca compostado (T1: 1530 kg ha⁻¹, T2: 6122 kg ha⁻¹, T3: 12245 kg ha⁻¹ y un control T0 (sin adición de compost). El estudio se ha llevado a cabo con simulación de lluvia, en parcelas de 30cm*20cm y 20cm de fondo, con una intensidad promedio de 65 mm h⁻¹. Se recogieron muestras de escorrentía a intervalos de 10 minutos. En cada una de ellas se analizó el volumen de escorrentía y la cantidad de suelo movilizado así como las concentraciones Cu y Zn, tanto en la fracción disuelta como en la asociada al material particulado. Dichos elementos estaban presentes en el residuo aplicado en concentraciones de 30±2 y 128±10 mg kg⁻¹, respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La práctica totalidad del metal movilizado va unido al material particulado, siendo casi despreciable la cantidad soluble. Las concentraciones de metal por unidad de escorrentía varían

entre 0.15 y 0.21 mg L⁻¹ de Zn y entre 0,15 y 0,22 mg L⁻¹ de Cu entre T0 y T3, en todos los casos inferiores a las que se producen sin la aplicación de compost, debido a la menor arrastre de suelo por la escorrentía. Para las dosis de compost aplicadas, se observa una mejora de la infiltración, dando lugar a menores pérdidas por escorrentía. En los 60 minutos de simulación de lluvia, la cantidad total de Cu movilizado, varía entre 3.61 en el tratamiento T1 y 5.41 mg m⁻² en el tratamiento T3 frente a 5.97 mg m⁻² en el control (T0). En el caso del Zn, la cantidad de metal movilizado varía entre 5,58 mg m⁻² en T1 y 8.37 mg m⁻² en el tratamiento T3 frente a 9.60 mg m⁻² en el control. A lo largo de la simulación se observa que las fracciones que se movilizan al principio de la simulación tienen mayor proporción de arcilla y limo que el suelo original y que estas van disminuyendo en el transcurso de la simulación. Se observa un enriquecimiento en Cu y Zn en el material erosionado respecto al existente en el suelo, que es mayor en las muestras recogidas al principio de la simulación (varía entre 1,5 y 1,19 para el Cu y entre 1,3 y 1,18 para el Zn), existiendo una relación entre la cantidad de metal en el suelo o el sedimento y el porcentaje de arcilla. Las diferencias entre ambos metales podrían deberse a la forma en la que estos metales se fijan al suelo. Investigaciones previas habían mostrado que el Zn está principalmente en forma de óxidos mientras que el Cu está fijo a la fracción orgánica.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que la aplicación de residuos orgánicos con elementos metálicos en su composición, presenta un riesgo de contaminación con metales en las aguas debido al arrastre por la escorrentía. En particular se ha encontrado, que en suelos susceptibles a la erosión las cantidades de metal movilizado aumentan proporcionalmente a la dosis aplicada, si bien la mejora en la infiltración provocada por la aplicación del compost hace que para las dosis estudiadas las cantidades movilizadas no sean mayores que las que se producen en suelos sin tratar. En las dosis analizadas se llegan a producir en las aguas de escorrentía concentraciones de Cu de hasta 0.25 mg L⁻¹ y concentraciones de Zn de hasta 0.38 mg L⁻¹, cuando se han aplicado dosis de 12225 kg ha⁻¹ del residuo. Ello contribuye a la movilización de cantidades de metal de hasta 5.42 mg m⁻² de Cu y 8.38 mg m⁻² de Zn, con un enriquecimiento de los sedimentos producidos en dichos metales de 1.3 para el Cu y de 1.2 para el Zn, en promedio.

BIBLIOGRAFÍA

- Abesser, C., Robinson, R. and Soulsby, C. (2006) Fe and Mn cycling in the storm runoff of a Scottish upland catchment. *Journal of Hydrology*.J. Hhydrol.2005.10.03
- Devez, A., Gomez, E., Gilbin, R., Elbaz-Poulichet, F., Persin, F., Andrieux, P., Casellas, C. 2005. Assessment of copper bioavailability in vineyard runoff waters by DPASV and algal bioassay. *Science of the Total Environment*, 348, 82-92.

EFFECTO DE LA EROSIÓN DEBIDA AL LABOREO SOBRE PRODUCCIÓN Y CALIDAD EN UN VIÑEDO DE LA D.O.Ca RIOJA

O. Unamunzaga¹, A. Castellón¹, A. Usón², E. Ercilla¹, A. Aizpurua¹

¹ *NEIKER-Tecnalia (Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario) C/ Berreaga, 1
48.160 Derio (Bizkaia) aaizpurua@neiker.net*

² *Universidad de Zaragoza, Departamento de Agricultura y Economía Agraria, Escuela Politécnica Superior, Carretera Cuarte s/n; 22071 Huesca*

INTRODUCCIÓN

Un adecuado conocimiento de los patrones de variabilidad espacial en un viñedo permite racionalizar algunas prácticas agronómicas como pueden ser la fertilización o el riego. El objetivo de este trabajo fue estudiar la variabilidad espacial de la profundidad del suelo y a su vez la influencia del mismo sobre producción y calidad de uva para vinificación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionó una parcela de 8 ha en Oyón perteneciente a Bodegas y Viñedos Zuazo Gastón, registrada en la DOCa Rioja. Se seleccionaron 190 cepas, y durante los años 2005 y 2006 se midió su producción y calidad (grado alcohólico probable). El año 2005 se midió también profundidad de suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Existe un claro patrón espacial de la profundidad de suelo (Fig. 1^a) marcado por la topografía de la parcela, ya que la zona de mayor profundidad de suelo es la zona de cota más baja donde convergen dos pendientes de orientación opuesta. Debido al labrado continuo que se efectúa entre líneas para evitar la competencia de las malas hierbas, se acentúan los procesos erosivos que provocan que el suelo se acumule en la zona de cota más baja. Los coeficientes de variación de la producción son altos (51% en 2005 y 44% en 2006) debido a que hay una zona en la parcela donde la producción es más alta y coincide con la zona de mayor profundidad del suelo y otras zonas donde la producción al igual que la profundidad del suelo es baja (Fig. 1b y 1c). Se constata cierta relación entre producción y grado alcohólico, ya que se observa que aquellas zonas en las que el grado es máximo (Fig. 2) generalmente se corresponden con zonas de menor producción, y al revés, aquellas zonas de máxima producción dan los menores valores de grado probable.

Figura 1.-Mapas de la parcela Costanillas de Oyón. a) profundidad de suelo, b) producción del año 2005. c) producción del año 2006. Los colores azules indican los valores máximos y los rojos los mínimos.

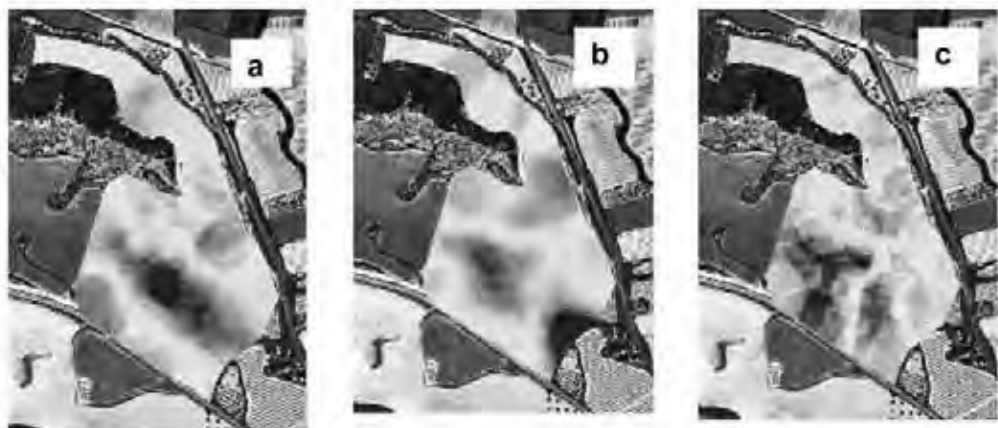


Figura 2.-Mapa de grado alcohólico probable de la parcela Costanillas de Oyón. A) año 2005, b) año 2006. Los colores azules indican los valores máximos y los rojos los mínimos

CONCLUSIONES

El manejo del suelo en viñedo mediante laboreo en parcelas con pendiente acentúa los procesos erosivos, y esto tiene una clara incidencia sobre la producción y la calidad del viñedo debido al efecto que la profundidad del suelo tiene sobre ambas.

ÁREA TEMÁTICA 3

Materia orgánica y biodiversidad

MATERIA ORGÁNICA Y BIODIVERSIDAD

S. González Carcedo¹

¹Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Burgos. Avda. Cantabria s/n 09006 Burgos
salva@ubu.es

INTRODUCCIÓN

El título de la ponencia: Materia Orgánica (MO) y Biodiversidad del suelo (Bd), conjunta dos esferas, conformadas por componentes claramente diferenciados pero interdependientes dado que no hay seres vivos si no hay un flujo de masa y energía que la mantenga y la muerte de los componentes de la Bd da al suelo aportes de materiales orgánicos diversos y claramente diferenciados que, en su transformación edáfica, son capaces de liberar nutrientes de interés biológico. De esta forma el **Suelo** es el medio que define y califica en que términos actúan y se interconectan estas esferas, al definirse ambas como factores de formación. Su conocimiento profundo queda así dentro de la Edafología.

La esfera de la Materia Orgánica

En el Congreso de Madrid, quedó patente mi intento de alejarme de cuantificar a la MO por su contenido en C, N, o P, y renombrar a MO presente, en función de su procedencia, estados de evolución y finalidad de cada tipo de material. Esto facilitará el establecer qué tipo de moléculas orgánicas constituyen cada grupo. Así, hablaba de NECROMASA (MO procedente de la pérdida del carácter vital de un ser vivo (vegetal, animal y microbiano) cuya estructura organizativa le es propia y distintiva y su composición química diferencial, hecho este último que se emplea para desarrollar intentos analíticos de evaluación y clasificación de la biomasa del suelo. La fracción engloba a productos tan interesantes y dispersos como glicopolisacáridos fúngicos (y las glomalininas del género Glomales), las glico-proteínas del glucocáliz bacteriano o los RGI y RGII, las celulosas y ligninas vegetales, etc) de la misma forma que intentamos asignar a determinados ácidos orgánicos de cadena larga para determinar qué especies de actinomicetos, algas o bacterias quimiolitotrofas predominan en un suelo. Frente a ellos la BIOMASA (MO organizada en estructuras funcionales de seres vivos en estado activo o latente) posee un conjunto endocelular, muy activo metabólicamente y gran interés edáfico, cuando se extravasa, al convertirse la biomasa en necromasa.

También incluía un apartado de COPROMASA, MO excretada por biomasa animal, (macrobiota como los topos, mesobiota como las hormigas y microbiota como los oribátidos). Esta copromasa previamente hidratada, transformada por la actividad trituradora y digerida de los animales y asociada a catabolitos, mucopolisacáridos, enzimas y bacterias propias de cada intestino, tiene suma importancia a la hora de renovar determinadas poblaciones de bacterias, pues cada género animal posee una configuración microbiana-intestinal distintiva, (la termita incluye fijadoras de N). Otros dos grupos de materia orgánica: PRODUCTOS DE SECRECIÓN (generados de forma expresa por los seres vivos, muchas veces bajo condiciones de stress, con una finalidad predeterminada: enzimas, catabolitos, melaninas o mucigel), y SEÑALES (compuestos orgánicos que facilitan la comunicación positiva o negativa, entre los distintos seres vivos, dentro de una comunidad biológica real o potencial como las micotoxinas, los antibióticos o los elicitores), aunque minoritarios, su bioprospección está despertando un gran interés por sus aplicaciones clínicas.

Por último, incluía un conjunto, que de especial interés en Edafología, la NEOMASA (conjunto de compuestos orgánicos, cuya evolución química/bioquímica definitiva responde a las características reactivas de cada suelo y del conjunto de factores y procesos actuantes). Esta sería realmente la MOS y que solo en ciertos casos responde al concepto de ácidos húmicos (compuestos poliaromáticos).

La esfera de la Biodiversidad

Frente a estos CONJUNTOS que conforman la quimiodiversidad de los compuestos orgánicos del suelo, nos encontramos con la BIOMASA (MO que constituye de la Biodiversidad) ubicada en y sobre el suelo y que bajo el nombre de Edafón, Fauna y Flora, engloba un conjunto gigantesco, cuya responsabilidad edáfica es poco conocida y a veces lejana para los edafólogos. Como botón de muestra, es frecuente incluir con los saprófitos, grandes conjuntos biológicos que no precisan de MO para su nutrición (quimiolitotrofos bacterianos y fotolitotrofos y fotoautotrofos vegetales) pero que, como los anteriores, respiran (mineralizan el C) y son generadores netos de MO.

La palabra Biodiversidad (contracción de diversidad biológica) que responde a la definición dada por la Convención sobre Diversidad Biológica (CBD): “la diversidad de seres vivos de todo tipo presentes en los ecosistemas terrestre, marino o simplemente acuático y la complejidad ecológica de la que forman parte; esto abarca la diversidad de especies, entre especies y en los distintos ecosistemas”.

Una visión del estado de conocimiento de la misma se resume en la tabla 1.

Pero los números están alejados de la realidad (minorados respecto al número calculado de especies para cada grupo y de individuos para cada especie). Así, el número de especies fúngicas previsto se estima entre 18.000 y 35.000 especies, aunque pudiera alcanzar las 100.000 (Hawksworth, 1991). De nemátodos y ácaros oribátidos (los mayores especialistas en trituración), se cree que conocemos únicamente el 3 y el 5 % de su totalidad (Walter and Proctor, 1999; Hawksworth and Mound, 1991).

Tabla 1. Número de especies descritas de distintos organismos del suelo (Hawksworth & Mound 1991; Brussaard et al., 1997; Wall & Moore, 1999).	
Tamaño-clase de Organismos	Nº de especies descritas
Microorganismos	
Bacterias y arqueas	3.200
Hongos	ca. 35.000
Microfauna	
Protozoos	1.500
Nemátodos	5.000
Mesofauna	
Acaros (<i>Acarí</i>)	ca. 30.000
Colémbolos (<i>Collembola</i>)	6.500
<i>Diplura</i>	659
<i>Symphyla</i>	160
<i>Pauropoda</i>	500
Enquitréidos	>600
Macrofauna	
Insectos herbívoros de raíces	ca. 40.000
Milpiés (Diplopoda)	10.000
Isópodos	2.500
Termitas (Isoptera)	2.000
Hormigas (Formicidae)	8.800
Gusanos de tierra (Oligochaeta)	3.627

Hablar de bacterias y arqueas es un problema mayor, dadas las discrepancias de criterio empleadas para definir su clasificación como especies, y el desconocimiento generalizado, sobre la funcionalidad edafológica de muchos de estos microorganismos (Hawksworth and Kalin-Arroyo, 1995) cuyo número puede llegar a 1014/g de suelo y su variedad alcanzar la cifra de 1.000 de especies, englobadas en un mismo contexto, por no hablar de la ordenación edafoespacial de las bacterias fotosintéticas.

Pero la variedad de vida de un suelo no solo abarca a los anteriormente citados. A la hora de regenerar un suelo tiene un gran interés técnico el conocimiento sobre los colonizadores potenciales de cada ecosistema y establecer en cada caso, las razones por las que están ausentes. En realidad poco sabemos del mismo, pero aunque, en general no son visibles a simple vista, los suelos contienen hábitats con orientaciones metabólicas distintas en pocos cm de separación. Además muchas de las asociaciones biológica (algas-bacterias, algas-hongos...) empiezan a conocerse, y de las ya aceptadas queda mucho por esclarecer sobre cómo se forman o cómo fomentar de manera clara sus formas asociativas con interés productivo (aunque nadie duda de su eficacia como las de los líquenes, las micorrizas o de las leguminosas todas ellas asociables a la actividad de fijación de N_2) (Giller *et al.*, 1997). Como ejemplo, todavía se discute e investiga sobre la conveniencia de la aireación de los suelos, o la aportación de fertilizantes nitrogenados en cultivos de leguminosas, cuando sabemos que el incremento de la relación O_2 / CO_2 de la atmósfera radicular de esas plantas, disminuye la capacidad de fijación de N del Rhizobium.

Interacción entre las esferas de Materia Orgánica y Biodiversidad

Este apartado nos recuerda la necesidad de los seres vivos (al igual que el sistema suelo) de desarrollar flujos de energía y masa para vivir y desarrollar sus actividades, pero que *sólo si ambos se obtienen simultáneamente a partir de la transformación de moléculas orgánicas, se produce la interacción total entre ambas esferas*. Sin embargo que el hecho de que el flujo de energía puede iniciarse mediante la captura de electrones pertenecientes a los distintos enlaces de las moléculas orgánicas (bacterias y hongos), o de componentes minerales del suelo (quimiolitotrofos), además de la generación de corrientes electrónicas mediante gradientes iónicos (incluidos los de protones), térmicos o de radiaciones de baja intensidad (biodiversidad acuática), permite a los seres vivos la posibilidad de ubicarse y ordenarse espacialmente, con criterios propios asociados al potencial redox) que califican a un nicho ecológico, como son los loci donde se ubican determinados minerales ricos en Fe^{2+} o la existencia de un determinado gradiente salino o una acumulación de lignina.

Sin embargo, a la necromasa en general, solo la asociamos con la potencial capacidad para satisfacer las necesidades de “masa”, entendiendo por tal, **moléculas orgánicas precisas para su nutrición**. Pero es precisamente la obligación de satisfacer determinadas y específicas necesidad de compuestos orgánicas, lo que aproxima a las dos esferas y lo que configura asociaciones estables entre grupos biológicos concretos en los que cada uno no interfiere (consume) los compuestos orgánicos que precisan los demás de una forma desequilibrante. Solo en el caso en que la Necromasa contenga, y la biodiversidad sea capaz sea capaz de liberar, las cantidades suficientes para satisfacer la demanda metabólica conjunta de determinados nutrientes (fundamentalmente glucosa y aminoácidos) las especies se mantendrán activas y se incrementará su número y variedad.

El desconocimiento de estos conceptos en un suelo determinado puede conducir a grandes errores. Si unimos, a un cierto y amplio vacío de conocimiento de la actividad y función de los detritívoros, acabaremos ignorando a aquellos seres vivos, que por desplazados, no se encuentran presentes, o que por redundancia funcional, quedan relegados a un segundo plano. Sus funciones y la redundancia de sus capacidades pueden ser fundamentales en el contexto general de cada edafo-sistema o en la recuperación de los mismos, cuando deseemos su rehabilitación.

En resumen, la calidad de la necromasa, para una comunidad edafológica dada, vendrá determinada por la capacidad potencial para donar los nutrientes orgánicos e inorgánicos que necesita cada edafón y de la capacidad de este para poner en juego las herramientas mecánicas y enzimáticas, para liberarles. Este es uno de los nexos de unión entre ambas esferas (MO y Bd), que conlleva y determina, entre otras cosas la presencia, del tamaño y constituyentes de una comunidad determinada, pero distinto de lo que habitualmente escuchamos. Ahora voy a intentar profundizar en las procesos que permiten la interconexión entre estas dos esferas.

Según lo revisado en diferentes programas europeos de investigación e biodiversidad, aparecen tres ópticas o campos de trabajo: Taxonómica, genética y metabólica, a la que yo añado la edafo-funcional dada su capacidad de construcción y organización de nichos ecológicos específicos. Sin introducirme en las dos primeras, la disminución de su biodiversidad tiene grandes repercusiones en el suelo pues condiciona de muy distintas formas la estabilidad de los suelos en general y de cada parcela productiva, en particular.

Desde el punto de vista metabólico-funcional hay tres grandes grupos principales de procesos ecológicos:

La fotosíntesis (oxigénica y anoxigénica). Podemos aceptar, junto con la quimio-síntesis bacteriana, que es una actividad generadora neta de aportes orgánicos. No solo la desarrollan plantas superiores. En el suelo hay que recordar a las algas, bacterias fotosintetizadoras, líquenes y musgos y mas reciente y sorprendentemente los hongos. Capturan la energía portada en determinadas radiaciones y configuran procesos que transforman el C inorgánico en formas orgánicas más o menos complejas. Su intensidad global de trabajo dirige la dinámica de las cadenas alimentarias del resto de la biodiversidad, configurada por los detritívoros. Su metabolismo secundario condiciona la quimio-diversidad edáfica y permite visualizar la totalidad de los aportes de materia orgánica a los suelos, así como la calidad nutricional y la biodegradabilidad de las mismas. Es verdaderamente apasionante hacer un seguimiento de las moléculas cíclicas del metabolismo secundario de las sustancias algales, fúngicas y líquénicas. Su imagen nos remite a las sustancias húmicas y fúlvicas (o quizás lo es).

Entrando en un contexto ecológico que une ambas esferas, (aunque la esfera de los compuestos minerales tienen una importancia clave en el desarrollo de biomasa (y biodiversidad) los quimio- y foto-litotrofos y autotrofos, tienen una importancia especial por los productos que aportan al suelo por rizodeposición y excreción directa a su entorno. Podemos indicar que este trabajo metabólico se responsabiliza del mantenimiento de la rizosfera, a donde transfiere ingentes cantidades de fotosintato lo que potencia la biomasa no vegetal y facilita, de manera indirecta, la movilización de micro y oligo-nutrientes minerales. Sin embargo, es curioso leer asertos de que los seres vivos, por encontrarse en el suelo, presentan una nutrición exclusivamente inorgánica o que la fuente principal de N es en forma mineral.

La descomposición. Abarca acciones mecánicas, de desestructuración y de degradación bioquímica. A veces se realizan conjuntamente. Hablamos de macro, meso y microfauna con mandíbulas o quelíceros, capaces de fracturar la necromasa o biomasa (vegetal o animal). Como consecuencia, aparece en el suelo Copromasa (materia orgánica triturada y predigerida), Necromasa orgánica (vegetal, animal y microbiana) con distintos niveles de alteración, y actividades exocelulares hidrolíticas que preparan el camino hacia la mineralización del N, del P, y S, o que liberan de las estructuras orgánicas nutrientes inorgánicos. Solo la última fase de descomposición del C (que muchas veces se atribuye al suelo) es endocelular, aunque parte significativa del CO₂ presente en el suelo se libere con la captura vegetal de nitratos.

Un hecho obvio, es que para realizarse estos procesos de degradación el suelo precisa de agua y de un espacio poral adecuado, para que la MO pueda realizar su evolución. Los procesos de degradación de los aportes naturales deben de sufrir una:

- degradación de las macro-estructuras biológicas, en las que se organizan los compuestos orgánicos dentro de los seres vivos (paredes vegetales, vasos lignificados, exo-esqueletos de la mesofauna, etc.) que caracterizan a cada organización vital. En muchos casos esta degradación estructural conlleva la liberación de iones, que como Zn o Ca, se usan para mantener la estabilidad de determinadas estructuras (caso de la organización de las pectinas que conforman la piel de muchos frutos).
- degradación de estructuras moleculares (celulosas, ligninas, RGI y RGII, glicoprotei-

nas, fosfolípidos, glicolípidos, proteínas, ácidos nucleicos, etc.) hasta generar monómeros (monosacáridos, ácidos grasos, alcoholes, aminoácidos, bases nucleicas, aniones y cationes libres). Las macromoléculas orgánicas ofrecen una mayor facilidad variable al desarrollo de estas actividades degradativas. Así de las proteínas decimos que se degradan bien, pero algunas, como los priones, se resisten al proceso... En otro caso, como el de los compuestos poliaromáticos, su resistencia al proceso degradativo es generalizada. Solo se degradan los anillos gracias a la actividad de los hongos y ciertos quimioorganotrofos.

Otra forma de resistencia a la degradación de los compuestos orgánicos, deriva de su capacidad de asociación química o fisicoquímica a la superficie de otros constituyente edafológicos, como los minerales amorfos o las arcillas aluminico silicatadas. El establecimiento de un orden de reactividad y la estabilidad que esta asociación confiere a los compuestos orgánicos tiene una particular importancia a la hora de desarrollar procesos de compostaje, pero conviene no olvidar que la composición iónica real del ese medio acuoso que llamamos solución del suelo, condiciona la conformación espacial de las macromoléculas liberadas, y con ella sus posibilidades degradativas. En general, la degradación de estas moléculas la desarrollan enzimas que excretan los seres vivos, bien directamente (bacterias, arácnidos, plantas carnívoras) bien en el seno de vacuolas digestivas (protozoos), o en el interior de los intestinos animales (pero generados por las bacterias intestinales). Ciertos arácnidos digieren sus presas sin necesidad de pasarlas por su intestino, al ser capaces de envolver a la presa con sus jugos salivares.

Cuando el global de los seres vivos presentes en un determinado medio, no es capaz de sintetizar las cantidades necesarias de enzimas capaces de realizar determinadas reacciones hidrolíticas, los sustratos se acumulan (tanto mas en la medida que los enzimas se sintetizan menos, o que los enzimas se inhiban o degraden antes). En otros, como es el caso de los productos finales de degradación de las ligninas, sus fenoles son tóxicos, pero determinadas polifenoloxidasas los polimerizan. Todo esto establece un orden metabólico, que acaba definiendo cómo será la composición de la Neomasa de cada suelo..

Cuando las reacciones de degradación de los compuestos orgánicos no se pueden realizar, diremos de estos que son bio-resistentes, estableciendo un criterio de EDAFOACUMULACION, como es el caso de los horizontes orgánicos tipo MOR. Si además estas moléculas orgánicas tienen capacidad biotóxica para el resto de los seres vivos (incluido el hombre) diremos que el suelo se CONTAMINA, como es el caso de las proteínas priónicas, de las aflatoxinas o los plásticos micro-divididos, solo degradables por ciertos líquenes. Sus interacciones metabólicas, nos permitirán establecer su peligrosidad y su forma de contaminar los suelos (puntual, difusa) y su grado de movilidad (asociación de solubilidad en el agua, porosidad del suelo y características pluviométricas condicionarán su pérdida del suelo y su paso los freáticos). Y ello dependerá de la:

- movilidad y evolución de sus monómeros, pues las reacciones que se exigen, ya sean estrictamente químicas o mediadas enzimáticamente, se desarrollan en un medio acuoso, y
- movilidad necesaria de los monómeros orgánicos, iones inorgánicos y en su caso partículas coloidales, para acceder a los lugares de interacción, con seres vivos que los usarán de la forma conveniente para satisfacer sus necesidades energéticas y/o de masa.

Pero si recordamos que los seres vivos más pequeños del edafón se nutren fundamentalmente de monómeros orgánicos, (pues los quimiolitotrofos y los fototrofos tienen separados espacialmente los flujos nutricionales de materia y energía) deberemos de introducir dos nuevos factores endógenos (los exógenos como los climáticos les damos por supuesto) que controlará la temporalidad de los aportes orgánicos (tasa de mineralización): Esto es: la capacidad metabólica del suelo y la ubicación edafo-geográfica de los actores que conforman la biodiversidad.

Respecto al primero debemos descifrar las claves del mismo es decir, las necesidades nutricionales de cada grupo de concreto de consumidores en el contexto común de una comunidad definida, cuáles son sus catabolitos, como afecta al resto de los componentes orgánicos e inorgánicos y cuales son sus moléculas señal, pues estos conjuntos determinarán no solo el ritmo de consumo y actividad metabólica, sino también el ritmo de las sucesiones y los momentos en que una especie determinada entra en latencia y otra se reactiva. Finalmente deberemos de establecer los ritmos de transferencia de materia entre especies y en consecuencia definir cuanto de la biomasa se transforma en necromasa y viceversa, cuando contemplamos una sucesión.

Como todas las especies (incluidas las vegetales) son capaces de extruir enzimas con capacidad hidrolítica, pero no todas excretan lo mismo, el número de individuos establece la intensidad del proceso y la diversidad de especies condiciona la diversidad enzimática de los suelos, y con ello la capacidad para degradar compuestos orgánicos mas diversos, portadores de nutrientes comunes. Todo ello nos permite acceder al conocimiento de los sistemas de regulación de la presencia y actividad de los enzimas en el contexto edáfico. En consecuencia, la redundancia de capacidades de excreción de enzimas con potencialidad hidrolítica, aparece como una herramienta que asegura los procesos de degradación y potencian el mantenimiento de la biodiversidad.

La ubicación real de las moléculas y de los seres vivos en el entramado estructural de los suelos dependerá de su tamaño, y de la hidrofobicidad de las áreas edáficas en estudio. Este concepto escalar tiene mucha importancia y obliga a estudiar como se realiza la movilidad de cada nutriente, por difusión o por flujo de masa, hasta alcanzar los loci de ubicación de los componentes a nutrir.

La neoformación edáfica asociado a procesos de degradación/evolución de compuestos de alto grado de resistencia a la degradación como melaninas, ligninas, glomalinas, monofenoles, monosacáridos, aminoácidos y un largo etc., que aunque hoy todavía se agrupan bajo el nombre de compuestos humificados (y al proceso se le denomina humificación) exigen conocer su generación/excreción, transformación degradativa, evolución química y enzimática, reactividad con componentes iónicos y minerales y su participación real en el conjunto de las propiedades de los suelos, pues en buena parte son responsables de las características que definen cada nicho ecológico y cada locus edafológico.

En este punto podemos introducir el concepto de HUMUS como el conjunto de materiales orgánicos amorfos que hay en un suelo después de remover los fragmentos $> 20 \mu$ y la materia orgánica en suspensión ($< \text{inferiores a } 0,45 \mu$), claro que en esta definición se incluyen los microorganismos, pero excluimos no solo los grandes fragmentos orgánicos, sino también las

pequeñas moléculas orgánicas y los iones inorgánicos.

Como consecuencia de lo dicho, **la actividad edafofuncional** (capacidad de estructurar agregacionalmente los suelos con necromasa, copromasa, excreciones de la biomasa, neomasa y oxihidróxidos de Fe y Al intervendrá en la satisfacción de la necesidad nutricional de la biodiversidad edáfica, referida a **seres heterótrofos**.

Los pequeños animales del edafón trituran 690 GTON/año gigantesca. Su paso por el tracto intestinal, una vez digeridas las fracciones orgánicas y captados los nutrientes orgánicos que precisan (con sistemas de transporte de membrana, comunes a todos los seres vivos, con distribución genética universal y expresión dependiente de factores ambientales), libera una copromasa (estructurada y enriquecida en bacterias, mucopolisacáridos intestinales, enzimas, y a veces partículas minerales), claramente edafo-estructurada. Estos medios además de retener agua, son islas biológicas de consumo de nutrientes orgánicos y mineralización de C y de N, son responsables del desarrollo de una potente biodiversidad. Así, los pequeños animales, que son la base de la estructura detritívora del suelo, se organiza en pirámides tróficas invertidas, en torno a estos coprosomas. Destacan los ácaros macrofitófagos, capaces de triturar diariamente con sus quelíceros hasta 20 veces su peso. Después se da entrada a la acción de bacterias y hongos, cuyo orden de intervención genera la humificación (fúngica) y la fermentación (bacteriana) y ello depende de la tasa de oxígeno y del estado de saturación en agua de los suelos. Un apartado posterior, los microfitófagos actúan directamente sobre las hifas de hongos y actinomicetos, (se alimentan de sus constituyentes) dispersando sus esporas y limitando su expansión.

Entre sus responsabilidades de la macrofauna se incluye la capacidad de reubicar en el suelo los componentes orgánicos, generar galerías que permitan la renovación de gases e incrementar la tasa de infiltración y la actividad de los procesos de lixiviación percolación o/y lavado de los suelos. Como muchos de estos animales son ureotélicos, como las hormigas, su excreción líquida constituye un aporte “ordenado” de ión amonio a los suelos. La degradación de la urea coopera al aporte de CO₂ en cantidades nada desdeñables, que se incorporan al pool de bicarbonato de la solución, con repercusiones sobre los procesos químicos de alteración de las arcillas o simplemente conforma parte de los gases que constituyen la atmósfera del suelo.

Las secreciones de mucopolisacáridos y glicoproteínas por vegetales, animales y bacterias, o de melaninas bacterianas, y fúngicas, junto a la necromasa algal tiene extraordinaria importancia en los procesos de génesis de estructuras agregacionales de los suelos a partir de los componentes texturales. Sus características de gel (capacidad para englobar partículas de muy diverso tamaño) su propiedades como adherentes de estabilidad variable, y sus repuestas frente a cambios de pH, capacidad de cambio, reactividad química y un interesante plus de propiedades, permite la gestación de estructuras agregaciones de densidad inferior a la de las arcillas. Su especial riqueza en grupos hidroxilos las permite retener cantidades muy importantes de agua, con un bajo poder de succión. La abundancia en monosacáridos, y aminoácidos, proporciona condiciones nutricionales de desarrollo de bacterias, hongos, actinomicetos.... Finalmente su biodegradabilidad, capacidad de formación de flóculos pequeños y desligables de la masa principal y la sencillez de degradación de sus enlaces osídicos y pectídicos, les hace ideales como nicho nutricional para otros pequeños animales como los protozoos y los rotíferos.

Esta orientación constructiva nos lleva a hablar de la ordenación del espacio y de la conforma-

ción de microporos en los nuevos agregados, con incrementos de la tasa respiratoria, en lugares recónditos, facilidad de penetración de las raíces... y hablando de biodiversidad, conduce a la generación de espacios nuevos de tamaño distinto, que permiten la redistribución de individuos de escalas de distinto tamaño, en espacios muy cortos. Así se compatibilizan comunidades biológicas, con orientación metabólica distinta, a escasos centímetros, de la misma forma que las microalgas se ordenan verticalmente, siguiendo gradientes de tensión contrapuestos entre el O₂ y el SH₂.

Referencias

- Giller, K.E., M.H. Beare, P. Lavelle, A.-M.N. Izac and M.J. Swift (1997) Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Appl. Soil Ecol.* **6**, 3-16.
- Hawksworth, D.L. (1991) The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance, and conservation. *Mycol. Res.* **95**, 641-655.
- Hawksworth, D.L. and L.A. Mound (1991) Biodiversity databases: The crucial significance of collections. In: D.L. Hawksworth (ed.), *The biodiversity of microorganisms and invertebrates: Its role in sustainable agriculture*. CAB International, Wallingford, U.K. pp. 17-29.
- Hawksworth, D.L. and M.T. Kalin-Arroyo (1995) Magnitude and distribution of biodiversity. In: V.H. Heywood. (ed.), *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. pp. 107-191.
- Walter, D.E. and H.C. Proctor (1999) *Life at the microscale: Mites and the study of ecology, evolution and behaviour*. New South Wales Press, Sydney, Australia.

BALANCES ANUALES Y EVOLUCIÓN TEMPORAL DEL CARBONO EN SUELOS VOLCÁNICOS (ISLAS CANARIAS, ESPAÑA)

C.M. Armas, A. Rodríguez Rodríguez, C.D. Arbelo, J.L. Mora, J.A. Guerra, J.S. Notario

Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna. Avda. Astrofísico Francisco Sánchez, s/N. 38204 La Laguna. antororo@ull.es; cearm@mixmail.com

INTRODUCCIÓN

El suelo es considerado como uno de los más importantes sumideros y a la vez emisores de CO₂ existentes en el planeta, jugando un papel importante en el Ciclo Global del Carbono. El objetivo de este trabajo es realizar un estudio del balance entre el flujo de CO₂ desde la superficie del suelo y los aportes de carbono al mismo, así como comprobar las posibles variaciones en el contenido de carbono orgánico del suelo, con vistas a tratar de esclarecer el papel como secuestrador-emisor de los distintos tipos de suelos en los principales ecosistemas de las Islas Canarias.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron un total de 10 parcelas con distinto grado de madurez-degradación de la vegetación, en 3 formaciones vegetales características de las islas: laurisilva, pinar canario y tabaibal-cardonal, siendo los suelos más frecuentes Andisoles y Aridisoles. Durante dos años se midieron estacionalmente los siguientes parámetros: C-orgánico del suelo (COS) en los primeros 30 cm; C-emitado en forma de CO₂, medido en el campo mediante cámaras de trampa alcalina (Anderson, 1982); y C-aporte al suelo en forma de restos vegetales, colectados en bandejas permanentes de recogida de hojarasca y analizados mediante un autoanalizador elemental LECO.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran un balance negativo entre los aportes y las emisiones de carbono, así como una reducción significativa del COS durante el periodo de estudio (2 años) en la práctica totalidad de los suelos estudiados (Tablas 1 y 2), sugiriendo un predominio del carácter emisor de CO₂ de los suelos estudiados frente a su papel como sumidero. La reducción observada del COS resulta, sin embargo, significativamente superior a la que se deduce del balance aportes/emisiones ($t_9 = -2,66$; $p = 0,026$). Esto evidencia la pérdida de COS por vías distintas a su emisión en forma de CO₂, tales como su pérdida por procesos erosivos.

Tabla 1: Balance de C en los suelos durante el periodo de estudio

	Año 1 (kg m ⁻²)			Año 2 (kg m ⁻²)		
	C-aporteado	C-emiteido	COS 0-30cm	C- aporteado	C- emiteido	COS 0-30cm
<i>Laurisilva de valle Fulvudands éutricos</i>	0,403	0,412	19,0	0,227	0,460	14,8
<i>Laurisilva de ladera Fulvudands líticos</i>	0,301	0,487	20,6	0,374	0,493	15,1
<i>Fayal-brezal Hapludands últicos</i>	0,198	0,532	19,4	0,182	0,415	19,7
<i>Brezal arbustivo Distroxerepts húmicos líticos</i>	0,187	0,282	13,6	0,145	0,256	13,0
<i>Plantación de pinos Fulvudands últicos</i>	0,241	0,447	17,2	0,380	0,428	14,5
<i>Pinar húmedo Udivitrands húmicos</i>	0,168	0,255	7,45	0,340	0,333	7,28
<i>Pinar xérico Distroxerepts líticos</i>	0,277	0,201	4,78	0,519	0,400	2,85
<i>Escobonal Hapludands líticos</i>	0,229	0,255	12,6	0,201	0,353	9,15
<i>Tabaibal-cardonal Haplocambids sódicos</i>	0,015	0,058	0,95	0,011	0,088	0,75
<i>Matorral árido de sustitución Haplocambids sódicos</i>	0,016	0,079	0,78	0,018	0,090	0,48

Tabla 2: Análisis estadístico del stock, aportes y emisiones de carbono en el periodo de estudio

	t	gl	Sig. (bilateral)
C-aporteado año 1 vs. año 2 (Kg m ⁻²)	-,940	9	,372
C-emiteido año 1 vs. año 2 (Kg m ⁻²)	-1,16	9	,276
C-aporteado año 1 vs. C-emiteido año 1	-2,63	9	,027
C-aporteado año 2 vs. C-emiteido año 2	-2,74	9	,023
C-total suelo (0-15cm) año 1 vs. año 2	3,14	9	,012
C-total suelo (15-30cm) año 1 vs. año 2	2,78	9	,022
C- total suelo (0-30cm) año 1 vs. año 2	2,96	9	,016

CONCLUSIONES

Los resultados revelan un inusitado dinamismo de los contenidos de COS, evidenciándose variaciones significativas de los mismos en periodos tan cortos como un par de años, y ponen de manifiesto la utilidad del estudio de los flujos biogeoquímicos en el suelo en relación a los posibles efectos del cambio global en el ecosistema edáfico.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson J.P.E. (1982) Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2nd Edition. Agronomy Monograph n°9. 831-845.

LIXIVIACIÓN DE NITRATOS EN UN ENSAYO N*S DE TRIGO BLANDO EN ALAVA

A. Castellón, O. Unamunzaga, A. Aizpurua

NEIKER-Tecnalia (Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario) C/ Berreaga, 1 48.160 Derio
(Bizkaia) a aizpurua@neiker.net

INTRODUCCIÓN

Gran parte de la superficie destinada al cultivo del trigo en el País Vasco se encuentra en la zona que el Gobierno Vasco declaró vulnerable a la contaminación de las aguas por los nitratos procedentes de la actividad agraria. En ensayos realizados en trigo en Alava se han registrado pérdidas de N por lixiviación que van desde 14 hasta 32 kg N/ha según la dosis aplicada en trigo en el periodo comprendido entre el primer aporte de N y la cosecha (Ortuzar., 2007). El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de distintas estrategias de fertilización sobre la concentración de nitratos de las aguas subsuperficiales, y su evolución a lo largo del ciclo de cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El diseño del ensayo fue en bloques al azar con cuatro repeticiones. Se sembró la variedad Cezanne a principios de Noviembre y se cosechó el 20 de Julio de 2006. Se aplicaron distintas dosis de N y S en inicio de ahijado, inicio de encañado y hoja bandera (Tabla 1). Se instalaron cápsulas cerámicas para la extracción de lixiviados a 60 cm, y se extrajeron muestras cada 20-40 mm de precipitación o cada 15 días. En dichas muestras se analizó la concentración de nitratos.

Tabla 1. Tratamientos durante la campaña 2005-06 en el ensayo de trigo realizado en Gauna.

	Inicio de Ahijado (kg N ha ⁻¹)	Inicio de Encañado (kg N ha ⁻¹)	Inicio de Encañado (kg S/ha)	Hoja Bandera (kg N ha ⁻¹)
0N-0S	0	0	0	0
(40+100+40)N-0S	40	100	0	40
(40+140)N-0S	40	140	0	0
(40+180)N-0S	40	180	0	0
0N-16S	0	0	16	0
(40+100+40)N-16S	40	100	16	40
(40+140)N-16S	40	140	16	0
(40+180)N-16S	40	180	16	0

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tratamientos que no recibieron N produjeron lixiviados cuyas concentraciones estuvieron siempre por debajo de 20 mg/L. El resto de tratamientos sufrió una subida brusca de concentración de nitrato en los lixiviados cuando se produjeron lluvias fuertes en el mes de Junio, unos

3 meses después del segundo aporte de N, y 40 días después del tercer aporte. Solo en estos muestreos se detecta una concentración de nitratos superior a 50 mg/L de nitratos generalizada (Figura 1). En este período en que las concentraciones son máximas se observa que en general la concentración de nitratos es mayor en los tratamientos que recibieron azufre.

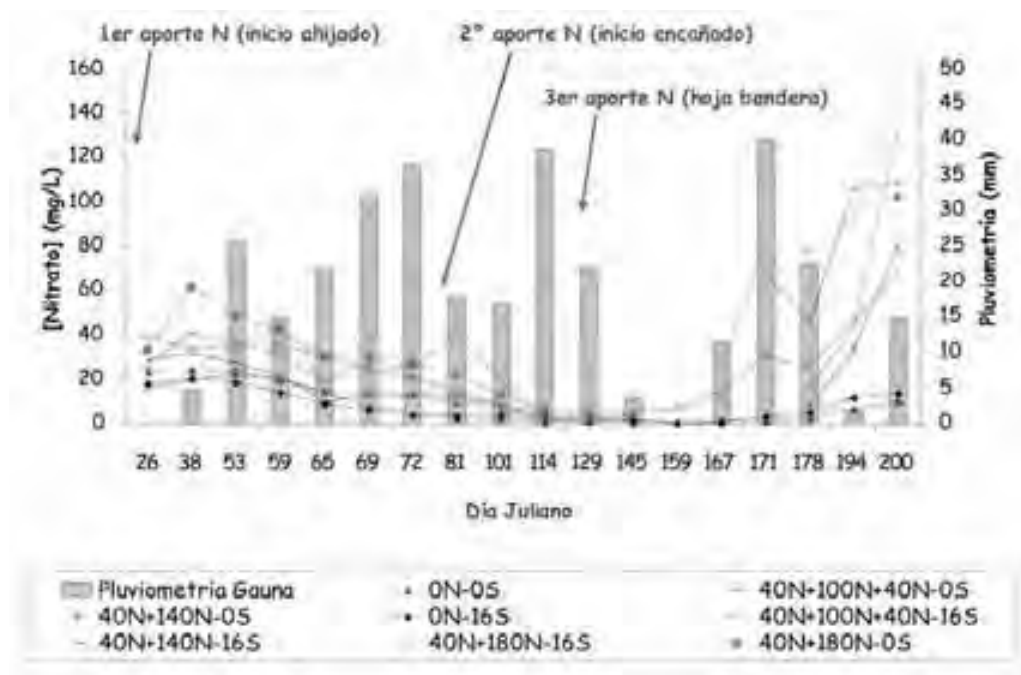


Figura 1. Evolución de la concentración de nitratos en los distintos tratamientos del ensayo de Gauna en el año 2006

CONCLUSIONES

La concentración de nitratos de los lixiviados procedentes de los tratamientos que no recibieron N se mostró claramente inferior a la de los tratamientos que no recibieron N, a lo largo de todo el cultivo. Durante el último mes del cultivo en que las lluvias fueron abundantes se detectan altas concentraciones de nitrato en los tratamientos que recibieron N, siendo en general mayores en aquellos casos en que se aplicó S.

BIBLIOGRAFÍA

- Ortúzar, A. (2007). Desarrollo de un sistema de fertilización nitrogenada racional en trigo blando de invierno bajo condiciones de clima mediterráneo húmedo. Tesis Doctoral.

IDENTIFICACIÓN DE PARÁMETROS ABIÓTICOS DEL SUELO QUE INCREMENTAN LA INCIDENCIA DEL MAL DE PANAMÁ EN LAS ISLAS CANARIAS

J. Domínguez¹, M. A. Negrín², C. M. Rodríguez¹

¹ Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, Facultad de Biología, La Laguna-38204, Tenerife (Canarias). 1 camaroh@ull.es

² Inspección de Educación de Gran Canaria, Av. 1º de mayo, No. 25, Las Palmas de Gran Canaria-35002 (Canarias). 2 mnegmed@gobiernodecanarias.org

INTRODUCCIÓN

El control de la enfermedad causada por el hongo del suelo *Fusarium oxysporum* viene determinado por factores bióticos y abióticos del suelo. Con respecto a este último, en estudios anteriores hemos observado que determinados parámetros como el Fe, el contenido en arcilla, el N-amoniaco, los agregados estables en agua, etc. parecen ejercer un efecto negativo natural sobre dicho control. Se han comparado los parámetros citados en fincas donde la sintomatología de la enfermedad parece distribuirse en parcelas en función de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Nuestro estudio se realiza en 5 fincas situadas en las islas de Tenerife y Gran Canaria en las cuales existen parcelas donde las plantas están sanas y parcelas donde están enfermas, siendo las prácticas agrícolas y las condiciones de cultivos las mismas en ambos casos. El estudio se ha realizado caracterizando de forma cuantitativa distintos parámetros: Fe (extraído por EDTA y DTPA), contenido de arcilla por el método de Bartoli et al. (1991), N-NH₄ (electrodo de amonio) y agregados estables en agua (Domínguez et al., 2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La bibliografía de referencia pone de manifiesto que elevados contenidos de Fe disponible propicia el incremento de la asimilabilidad de este elemento por el hongo patógeno *Fusarium oxysporum* (Höper y Alabouvette, 1996), pues el Fe favorece la germinación de las esporas (Peng et al. 1999). En este sentido, nuestros resultados (Tabla 1) muestran que en aquellas zonas donde se manifiesta la enfermedad, el Fe disponible (Fe-DTPA) y el asimilable por las plantas (Fe-EDTA) son más elevados (Tabla 1); simultáneamente, estas parcelas presentan un contenido en arcilla y en N-NH₄ más elevado presentando, a su vez, una mayor estabilidad en agua los agregados superiores a 200 μ m. Esto nos lleva a pensar que suelos con estas características podrían desarrollar condiciones no favorables para estos cultivos.

El elevado contenido de arcillas, unido a la elevada estabilidad de los agregados, podrían crear condiciones anóxicas en el interior de los microagregados (Domínguez et al., 2001) que

favorecerían procesos químicos y biológicos que contribuirían a la liberación a la solución del suelo de mayor cantidad de Fe que, a su vez, implicaría una disminución de la competencia por este elemento entre el hongo y otros microorganismos del suelo (Höper y Alabouvette, 1996). Además estos procesos podrían favorecer una disminución en la densidad de microorganismos competidores (Janvier et al., 2007).

Tabla 1. Parámetros del suelo en áreas que muestran síntomas o no del mal de Panamá

Muestra		Fe-DTPA (mg kg⁻¹)	Fe-EDTA (mg kg⁻¹)	N-NH4 (mg kg⁻¹)	arcilla (g kg⁻¹)	Agregados estables (g kg⁻¹)
2	E	30	55	17	446	461
	S	10	22	15	382	235
3		25	49	20	558	444
		10	20	18	470	264
5		20	39	26	570	439
		11	27	23	539	285
10		5	11	30	485	333
		3	6	26	462	171
11		29	51	24	503	401
		10	23	30	408	157

CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores estos parámetros pueden ser utilizados como indicadores control de este organismo patógeno en suelos dedicados a este tipo de cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Fuster A., Rappel, R. (1996). El Futuro de los cambios climáticos. Estudios Geol., 23: 12-25.
- Osler G.H. (2003) Impact of fauna on chemical transformations in soil. In: Soil Biological Fertility. Abbott L.K., Murphy D. (Eds.) Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands. 17-35.
- Thomas D. (1989). Arid Zone Geomorphology. Ed. Belhaven Press, London, 372 pp.

RELACIÓN DE LA BIOMASA MICROBIANA Y EL BALANCE DE NUTRIENTES EN EL TIEMPO EN UN SUELO ENMENDADO

A. Ibáñez-Burgos¹, G. López-López¹, J. Vera², C. Aguiló³, M. Androver²,
I. Sastre-Conde^{1*}

* ¹IRFAP. Conselleria d'Agricultura i Pesca del Govern de Illes Balears. C/ Eusebi Estada n° 145. 07009 Palma de Mallorca. Spain. misastre@dgagric.caib.es

²Departament de Biologia. Universitat de les Illes Balears. Carretera Valldemossa, km 7.5. 07122 Palma de Mallorca.

³. IbabSA.Son Ferriol. Palma de Mallorca

INTRODUCCIÓN

La conservación, protección y remediación de suelos se puede enfocar actuando sobre la biomasa microbiana (B.M.), por ser responsable de la productividad del ecosistema (Ohonen et al. 1997). Existen preguntas a responder para una acción eficaz sobre la B.M., como la relación funcional y cantidad de B.M. implicadas en la fertilidad (Fließbach y Mäder, 2000), y su papel en el control en la inmovilización de P y del N (Qiu et al., 2007 a y b). Los residuos orgánicos (R.O.) mejoran y protegen el contenido de C del suelo, y de los nutrientes N y P (Petersen, 2003). La dosis de aplicación de R.O. es la llave para una buena optimización por la planta, la calidad del suelo y del agua (Penn y Sims, 2002). El trabajo relaciona los cambios en el tiempo de la B.M. de un suelo enmendado con lodos compostados, a dosis equivalentes de N, y con un cultivo de almendro sobre las variaciones de nutrientes C, N y P.

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo utilizado (C) y los 4 compost (P, PA, PJ y F) de diferentes plantas de Mallorca (tabla). Dos dosis de R.O., una dosis L y otra H para conseguir 0,6% y 1,2% de N en los suelos con R.O. Experiencia realizada en contenedores de 50 L con almendro (*Prunus amigdalus* L.), var.Ferragnes, sobre patrón GF677, y con riego por goteo. Se muestrearon suelos a dos tiempos (1 y 6 meses). Analítica de suelos y residuos (MAPA, 1994) y el análisis estadísticos por STATGRAPHICS 4,1.

	pH	Cond. (mS/cm ²)	C (%)	N (%)	C/N	P (mg/kg)
C	6,45	0,22	1,9	0,24	7,7	9
P	7,12	2,95	14,7	2,61	5,6	130
PA	8,21	1,03	10,1	1,52	6,6	151
PJ	8,41	0,84	10,5	1,64	10,1	189
F	8,19	1,07	15,5	2,08	7,5	178

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A los 6 meses disminuyó significativamente ($P < 0.05$) la B.M. C, índice C biomasa/

C orgánico (Fig. 1), la relación C/N y el P. Otras variables incrementaron con el tiempo como la relación N/P y la C.E. Los cationes que variaron con el tiempo fueron el Mg, Ca y Na. El tipo de compost afectó significativamente a la B.M., el C la relación C/N y índice $C_{B.M.}/C_{orgánico}$. En general la dosis aumento significativamene las variables estudiadas (Fig 1 A,B, D). El tipo de enmienda, la dosis y el tiempo mostraron una interacción significativa para algunas variables como el C, B.M. y $C_{B.M.}/C_{orgánico}$. Se encontraron relaciones significativas entre el C/N con :pH, la B.M. y el P. Y entre N/P con: C, la B.M., pH. El índice $C_{B.M.}/C_{orgánico}$ se correlaciona con C.E., pH, Mg, Na.

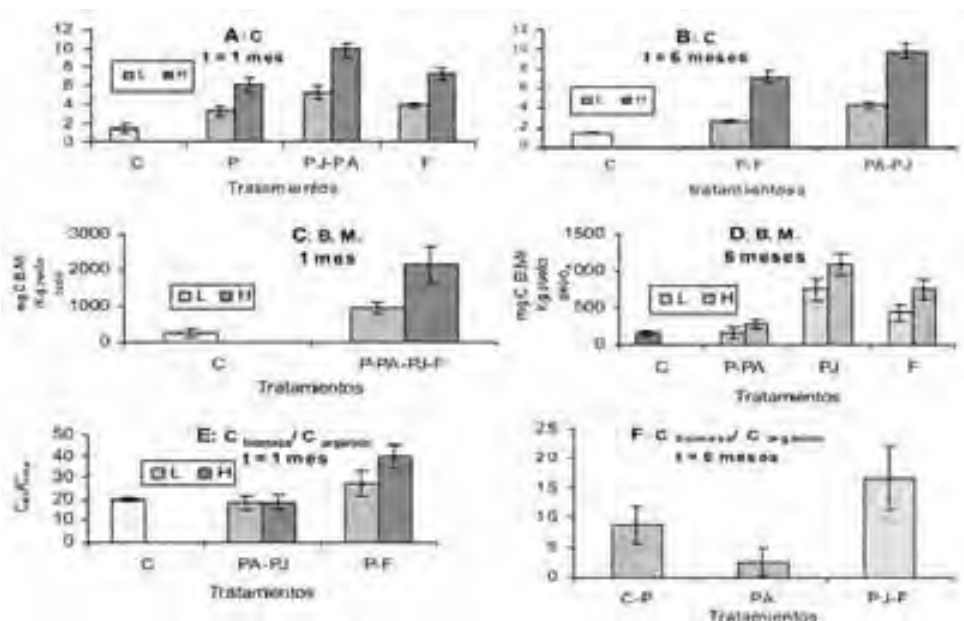


Figura1. Agrupaciones de tipo de compost y dosis significativos. A: C orgánico (%) al mes. B. C orgánico (%) a los 6 meses. C. Biomasa microbiana (mg C/kg suelo seco) al mes. D. B.M. a los 6 meses. E. Índice $C_{B.M.}/C_{orgánico}$ al mes. F. Índice $C_{B.M.}/C_{orgánico}$ a los 6 meses.

CONCLUSIONES

La B.M influye significativamente en los radios C/N y N/P, estos a su vez guardan una estrecha relación entre sí. Estos radios C/N y N/P podrían ser responsables de un control de P y C en el suelo respectivamente. El índice CB.M/Corgánico está más relacionado con cambios en variables relacionadas con el equilibrio iónico del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto RTA-00245-00-00 financiado por el INIA (MCYT) y a la becas FOGAIBA e INIA (3)

BIBLIOGRAFÍA

- Fließbch, A., Mäder, P., 2000. Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biol. Biochem.* 32, 757-768.
- Ohtonen, R., Aikio, S., Väre, H., 1997. Ecological theories in soil biology. *Soil Biol. Biochem.* 11/12, 1613-1619.
- Penn, J.C., Sims, J.T. 2002. Phosphorus forms in biosolids amended soils and losses in runoff: effects of wastewater treatment process. *J. Environ. Qual.* 31, 1349-1361.
- Petersen, J. 2003. Fertiliser value of sewage sludge, composted household waste and farmyard manure. *J. Agric. Sci.* 140, 169-182.
- Qiu S., McCom, A.J., Bell, R.W. 2007 a. A mass-balance approach to measuring microbial uptake and pools of phosphorus in nutrient-amended soils. *Soil Biol. Bioch.* 39, 187-193.
- Qiu, S., McComb, A.J., Bell, R.W. 2007 b. Measuring microbial uptake of nitrogen in nutrient-amended sandy soils – A mass balance based approach. *Soil Biol. Biochem.* 39, 581-589.

PÉRDIDAS DE CARBONO DEL SUELO BAJO DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO (CONDICIONES SEMI-ÁRIDAS DE SECANO)

R. López-Garrido¹, A. Díaz-Espejo¹, E. Madejón¹, F. Moreno¹, J.M. Murillo¹

¹ Instituto de recursos naturales y Agrobiología de Sevilla. CSIC, Apartado de Correos 1052. 41080 Sevilla. rlopez@irnase.csic.es

INTRODUCCIÓN

La respiración del suelo está despertando un interés creciente debido al notable volumen de CO₂ (gas con efecto invernadero) que puede emitirse a la atmósfera bajo determinados usos del suelo. El laboreo tradicional (LT), con volteo de suelo, potencia las emisiones de CO₂ y la oxidación de la materia orgánica (MO). Sin embargo, la emisión de CO₂ que se produce tras el pase de vertedera no se relaciona con una inmediata oxidación de MO sino con pérdidas del CO₂ acumulado en el suelo, tanto mayores cuanto más profunda es la labor de vertedera (Reicosky y Archer, 2007). A largo plazo, las principales pérdidas de CO₂ derivan de la oxidación de la MO. LT también puede potenciar, respecto al de conservación (LC), las pérdidas de C inorgánico (CaCO₃) en los primeros horizontes del suelo (Moreno *et al.*, 2006).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos experimentos, uno de larga duración (15 años: Moreno *et al.*, 1997) con dos sistemas de laboreo: laboreo tradicional (LT15) y laboreo de conservación (reducido, LR); y otro de corta duración (4 años), con laboreo tradicional (LT4) y laboreo de conservación (siembra directa, SD). Se establecieron en secano (Coria del Río (Sevilla), 37° 17' N, 6° 3' O; suelo Xerofluvient), bajo una rotación trigo-guisante-girasol. La respiración del suelo (sistema cerrado: cámara LICOR 6400-09) se midió antes (-24 h), en el momento (0 h) y después (3, 6 y 24 h) de las labores realizadas a principios de marzo de 2007 para el establecimiento del girasol (LR: labor de 'chisel' a 25 cm de profundidad, sin volteo de suelo; LT: vertedera a 25-30 cm de profundidad, con volteo de suelo). Paralelamente, se midió el carbono orgánico (CO), CO soluble (COs), C de la biomasa microbiana (CBM) y actividad enzimática deshidrogenada (Madejón *et al.*, 2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras aplicar las labores (0h), la emisión de CO₂ en LT15 (6.24 g CO₂ m⁻² h⁻¹) resultó 3 veces mayor ($p < 0.05$) que la registrada en LR (2.10 g CO₂ m⁻² h⁻¹). La diferencia fue algo mayor (X 3.7) en el experimento de corta duración, donde se comparó LT4 (4.38 g CO₂ m⁻² h⁻¹) y SD (0.27 g CO₂ m⁻² h⁻¹). A las 3h, las emisiones de CO₂ tendieron a igualarse en el experimento de larga duración (0.57 y 0.48 g CO₂ m⁻² h⁻¹, LT15 y LR, respectivamente) y en el de corta

duración (0.41 y 0.27 g CO₂ m⁻² h⁻¹, LT₄ y SD respectivamente). A las 6h de iniciadas las labores, las emisiones resultaron bajas en todos los tratamientos, del mismo orden que las medidas 24 h antes de su aplicación (0.2-0.3 g CO₂ m⁻² h⁻¹). Son emisiones del mismo orden que las registradas por Álvaro-Fuentes *et al.* (2007) bajo clima semi-árido en el NE de España. Los máximos de CO₂ medidos a las 0h en LT, y en menor medida en LR, deben responder a la liberación física del gas acumulado en el suelo, y no a un aumento de actividad microbiana inducido por el laboreo intensivo. No se registraron aumentos significativos de CO_s, CBM, y actividad enzimática deshidrogenada a las 0h y 6h de aplicadas las labores, lo que parece corroborar esta teoría.

A largo plazo, LT ocasionó, respecto a LC, pérdidas significativas de MO y C inorgánico en los primeros centímetros de suelo. Tras 15 años, CO y CaCO₃ en LC (1.32 y 19.5 %) fueron alrededor de 1.5 veces mayores que en LT (0.93 y 12.0 %).

CONCLUSIONES

El laboreo de conservación reduce a largo plazo las pérdidas de MO y carbonatos en superficie, y limita notablemente las fuertes emisiones de CO₂ que ocasiona a corto plazo el laboreo tradicional, siendo pues una práctica altamente aconsejable para mantener la calidad del suelo y mitigar el aumento de CO₂ atmosférico.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvaro-Fuentes J., Cantero-Martínez C., López M.V., Arrúe J.L. (2007). Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean Agroecosystems. *Soil Till. Res.* (en prensa).
- 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.* (en prensa).
- 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 the stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO₃. *Soil Till. Res.*, 85, 86-93.
- Reicosky D.C., Archer D.W. (2007) Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. *Soil Till. Res.*, 94, 109-121.

RELACIONES ENTRE CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO, COMPOSICIÓN DE DISTINTAS FRACCIONES ORGÁNICAS Y REPELENCIA DEL SUELO AL AGUA

M.J. Molina¹, M.D. Soriano², J.V. Llinares³, V. Pons¹

¹ Centro de Investigaciones sobre Desertificación- CIDE (CSIC-UV-GV), Camí de la Marjal s/n 46470 Albal (Valencia). maria.j.molina@uv.es

² ETSMRE. Universidad Politécnica de Valencia, C/ Blasco Ibañez n° 10 46010 Valencia. asoriano@prv.upv.es

³ EPSG Universidad Politécnica de Valencia, Ctra. Nazaret-Oliva s/n 46730 Grao de Gandía (Valencia). jollipa@qim.upv.es

INTRODUCCIÓN

El contenido y la composición de la fracción mineral y la materia orgánica del suelo afectan a sus propiedades físico-químicas (Stevenson, 1994), una de ellas es su grado de repelencia al agua (Dekker and Ritsema, 1996). Respecto al secuestro de carbono en el suelo, un efecto importante de la repelencia al agua es su influencia en la dinámica de la humedad y los nutrientes.

Uno de los factores positivamente correlacionados con la repelencia del suelo al agua es el contenido de materia orgánica (Chenu et al., 2000, Mataix-Solera and Doerr, 2004). Las moléculas orgánicas con grupos hidrófilos e hidrófobos como son los ácidos fúlvicos y húmicos pueden determinar su grado de repelencia (Ma'Shum et al., 1988) En la bibliografía se han encontrado resultados contradictorios que sugieren que, además del contenido de materia orgánica, deben considerarse la composición química y la orientación espacial de sus grupos funcionales en la superficie de la fracción mineral del suelo (Ellerbrock et al., 2005).

El objetivo de este trabajo es analizar las relaciones entre el contenido de materia orgánica, la textura, la composición de las distintas fracciones orgánicas y el grado de repelencia del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestras superficiales de dos suelos agrícolas de tipo Luvisol crómico y Cambisol calcáreo (Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana, 1995) situados en los términos municipales de Benavites y Quartell (39° 44' 30" N 0° 14' 30" E; 39° 44' 30" N 0° 13' 30" E) fueron tratadas con dosis crecientes de hoja triturada de cítricos y sometidas a un proceso de descomposición y transformación en el suelo basado en ciclos alternantes de humectación-deseccación en condiciones controladas de laboratorio, en una primera fase de 1.5 meses con los restos añadidos sobre la superficie, y en otra segunda fase de la misma duración, mezclados con el suelo. Al final del tratamiento se midió el contenido de carbono orgánico total del suelo, se realizó el fraccionamiento de la materia orgánica en ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas y se determinó el contenido de C en cada fracción mediante oxidación con dicromato potásico. La composición de cada frac-

ción se determinó mediante FT-IR, utilizando el método del KBr y un equipo BRUKER Equins 55. Se utilizó el WDPT como test de repelencia al agua de las muestras de suelo secas al aire.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante la descomposición de los restos vegetales sobre superficie del suelo, en el suelo de textura más fina se produce más degradación de la celulosa de los complejos lignocelulósicos que caracterizan los restos vegetales. Al final del proceso de interacción de los restos vegetales con el suelo, su contenido de carbono orgánico aumenta proporcionalmente a la dosis añadida, con diferencias significativas entre ambos suelos a la dosis más alta. Para contenidos de carbono orgánico del mismo orden, el suelo de textura más gruesa es más repelente al agua que el de textura fina. Los valores de repelencia de las muestras de suelo secas varían exponencialmente con la relación COT/Arcilla. El mismo modelo de variación se ha obtenido entre los valores de repelencia y la relación de la intensidad de las bandas 3150 cm^{-1} (grupos hidrófobos)/1400 cm^{-1} (hidrofílicos) de los ácidos húmicos corregida con la relación COT/Arcilla. En la composición de los ácidos fúlvicos también se observan variaciones de grupos funcionales cuya proporción se relaciona exponencialmente con la repelencia, aunque explica peor dichas variaciones. Las huminas también muestran variaciones relativas entre grupos funcionales que se relacionan con la repelencia y con las variaciones en la composición de las sustancias húmicas.

En el suelo seco, los grupos hidrofílicos de la materia orgánica se aproximan entre sí (Ma'shum and Farmer, 1985). Según Ellerbrock et al. (2005) la fracción orgánica más soluble puede acumularse en la superficie de los complejos organo-minerales durante los ciclos de humectación-dsecación, pero son los ácidos húmicos los que están más directamente unidos a la superficie de estos complejos.

CONCLUSIONES

Los resultados sugieren que la repelencia del suelo al agua es función de la proporción de carbono orgánico respecto del contenido de arcilla, y que fundamentalmente son los ácidos húmicos en la superficie de los complejos organo-minerales los responsables de esta respuesta, que depende de su composición. Un parámetro indicador de ésta es la proporción de grupos funcionales hidrofóbicos respecto de grupos hidrofílicos, que pueden caracterizarse y cuantificarse mediante la obtención de sus espectros de infrarrojos. La composición de las sustancias húmicas y la de la huminas están relacionadas entre sí y su análisis mediante espectroscopia de infrarrojos permite realizar un seguimiento del proceso de transformación y de los cambios en la materia orgánica de distinto grado de solubilidad que pueden explicar la repelencia del suelo al agua.

BIBLIOGRAFÍA

- Chenu, C., Le Bissonais, Y., Arrouays, D. (2000). Organic matter influence on clay wettability and aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 1479-1486.
- Dekker, L.W., Ritsema, C.J. (1996). Uneven moisture patterns in water repellent soils. *Geoderma*, 70: 87-99.

- Ellerbrock, R.H., Gerke, H.H., Bachmann, J., Goebel, M.O. (2005). Composition of organic matter fractions for explaining wettability of three forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69: 57-66.
- Mapa de Suelos de la Comunidad Valenciana E. 1:100.000, Sagunto-668. (1995). Proyecto LUCDEME. Generalitat Valenciana, Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació. Valencia.
- Ma'Shum, M., Farmer, V.C. 1985. Origin and assessment of water repellency of a sandy South Australian soil. *Aust. J. Soil Res.*, 23: 623-626.
- Ma'Shum, M., Tate, M.E., Jones, G.P., Oades, J.M. (1988). Extraction and characterization of water-repellent materials from Australian soils. *J. Soil Sci.*, 39: 99-110.
- Mataix-Solera, J., Doerr, S.H. (2004). Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in Southeastern Spain. *Geoderma*, 118: 77-88.
- Stevenson, F.J. 1994. Humus chemistry, genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons, New York.

DIVERSIDAD ENZIMÁTICA DEL SUELO COMO INDICADOR DE LA DEGRADACIÓN DE ANDISOLES FORESTALES

J.L. Mora, C.D. Arbelo, A. Rodríguez Rodríguez, C.M. Armas, J.A. Guerra, J.S. Notario

*Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna.
Avda. Astrofísico Francisco Sánchez, s/n, 38204. La Laguna, Islas Canarias, España.
antororo@ull.es; jmoraher@mixmail.com*

INTRODUCCIÓN

Las medidas de la diversidad funcional de la microbiota edáfica a menudo proporcionan información más relevante para el funcionamiento del suelo que las medidas convencionales de biodiversidad, debido a la redundancia funcional de muchas de las especies y a la difícil aplicación del concepto de especie en el mundo microbiano. Las enzimas del suelo son consideradas indicadores valiosos de la salud del ecosistema edáfico, ya que determinan los procesos de ciclado de los nutrientes y degradación, mineralización y humificación de la materia orgánica. Se ha señalado a la diversidad de las actividades enzimáticas como una medida que integra la información aportada por las medidas de las distintas enzimas, sensible a las perturbaciones del ecosistema e indicadora potencial de la calidad biológica del suelo (Zack et al., 1994; Rodríguez-Loinaz et al., 2007). En el presente trabajo abordamos el estudio de la diversidad funcional a partir de las actividades enzimáticas de varios Andisoles, suelos conocidos por ser altamente resistentes a la descomposición microbiana pero aún poco estudiados en relación a la actividad biológica de sus horizontes orgánicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Realizamos el presente trabajo en seis parcelas con Andisoles localizadas en el Parque Nacional de Garajonay (La Gomera, Islas Canarias), incluyendo diferentes formaciones arbóreas y distintos estadios de madurez de las mismas: bosque de transición (*fayal-brezal*) maduro y degradado, laurisilva de ladera madura y desvitalizada, y laurisilva de valle madura y desvitalizada.

Se estudió estacionalmente por un periodo de un año en el horizonte superficial del suelo, la actividad de enzimas implicadas en los ciclos biogeoquímicos del carbono (β -D-glucosidasa), fósforo (fosfomonoesterasa) y nitrógeno (ureasa), junto a una enzima indicadora general del dinamismo metabólico microbiano (deshidrogenasa).

Las actividades enzimáticas fueron expresadas por unidad de superficie, y estandarizadas mediante la división de cada valor por la actividad máxima registrada para esa enzima. La diversidad funcional recogida por las enzimas estudiadas se calculó mediante el índice de diversidad de Shannon (H'), que responde a la fórmula:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

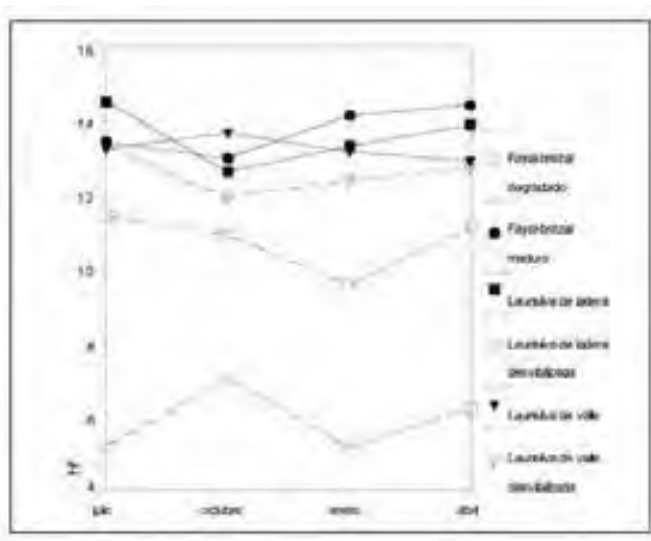
donde π representa en este caso la aportación relativa de cada enzima al conjunto de la actividad enzimática detectada.

RESULTADOS

La diversidad enzimática H' oscila entre 0,5 y 1,5, sin correlación con la biodiversidad de la vegetación pero sí con su biomasa ($r=0,875$, $p=0,022$). H' muestra valores superiores en las formaciones maduras que en sus correspondientes facies degradadas, especialmente en el fayal-brezal y la laurisilva de ladera (Figura 1). En contraste con la gran variación estacional de las actividades enzimáticas, H' resulta un parámetro característico de cada suelo que apenas varía a lo largo del año (Tabla 1).

Tabla 1. Coeficientes de variación de la actividad enzimática del suelo (%)	
Deshidrogenasa	38,4
Fosfatasa	19,8
Ureasa	33,3
Glucosidasa	31,4
H'	6,8

Figura 1. Variación de la diversidad enzimática H' en cada parcela y estación



CONCLUSIONES

La diversidad enzimática H' se revela como un parámetro de utilidad en el diagnóstico de la calidad biológica de los suelos estudiados, facilitando su limitada variación estacional la comparación de resultados obtenidos en distintas épocas del año.

BIBLIOGRAFÍA

- Rodríguez-Loínaz G., Ornaíndia M., Amezága I., Mijangos I., Garbisu C. (2007). Relationship between vegetation diversity and soil functional diversity in native mixed-oak forests. *Soil Biology and Biochemistry*. En prensa.
- Zack J.C., Willing M.R., Moorhead D.L., Wildman H.G. (1994). Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1101-1108.

USO DE LA MICROFAUNA EDÁFICA COMO BIOINDICADOR DE LA RECUPERACIÓN DE UN ÁREA INCENDIADA TRAS LA APLICACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS

C. Olalla¹, D.J. López², M. Fernández³, S. González⁴

¹ Universidad de Burgos, Fac. de Ciencias Pl. Misael Bañuelos s/n 09001 Burgos. colalla@ubu.es

² Universidad de Burgos, Fac. de Ciencias Pl. Misael Bañuelos s/n 09001 Burgos. djlopez@ubu.es

³ Universidad de Burgos, Esc. Pol. Superior, Avda. Cantabria s/n 09006 Burgos. mfpena@ubu.es

⁴ Universidad de Burgos, Esc. Pol. Superior, Avda. Cantabria s/n 09006 Burgos. salva@ubu.es

INTRODUCCIÓN

El estudio de los diferentes grupos faunísticos presentes en el suelo puede servir como bioindicador de las modificaciones que se producen en el medio edáfico tras la aplicación de residuos orgánicos en una zona degradada por un incendio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se llevó a cabo en una parcela situada en el paraje del Monte de la Abadesa (Burgos, España). Las especies existentes inicialmente en la parcela eran pino resinero (*Pinus pinaster*), pino silvestre (*P. sylvestris*) y pino laricio (*P. nigra*). Esta parcela sufrió un incendio en otoño de 2004.

La parcela se subdividió en 25 subparcelas de 15 m x 9 m a las que se aplicó compost de residuo urbano en dosis de 1.5 (1) y 3 (2) kg/pie, en dos formas diferentes de aplicación, en el fondo del hoyo de plantación (forma A) y mezclado con la tierra del hoyo de plantación (forma B), siguiendo un diseño factorial en bloques. En cada subparcela se plantaron 15 ejemplares de *Pinus pinea* de una savia. Se realizaron dos muestreos, uno anterior a la plantación y aplicación de los tratamientos, coincidiendo con primavera y otro en otoño, usándose como control (C) subparcelas sin tratar. En el centro de cada subparcela se tomaron 5 muestras al azar, de las que se obtuvo una muestra media. La extracción de nematodos se realizó mediante el método de Rodríguez-Kábana y Pope (1981) y la de ácaros y colémbolos mediante el método del embudo Tülgren-Berlese (Coineau, 1974); identificándose los diferentes grupos mediante microscopía óptica y estereoscópica, respectivamente. Determinándose las poblaciones iniciales y finales de cada grupo faunístico en cada muestreo.

Y DISCUSIÓN

De los 5 grupos tróficos de nematodos estudiados, los grupos que experimentaron incremento fueron bacteriófagos, fungívoros y fitoparásitos, mientras que omnívoros y depredadores no se incrementaron.

La forma de aplicación B y dosis (1) resulta la más eficaz en el incremento de las poblaciones

de nematodos bacteriófagos, fungívoros y fitoparásitos, en el muestreo de primavera (Pv), con una ratio población final / población inicial (Pf/Pi) de 98.22, 50.47 y 12 respectivamente. Mientras que para el muestreo de otoño (Ot), se puede observar que las poblaciones de bacteriófagos y fungívoros disminuyen en relación directamente proporcional al descenso de la materia orgánica. Las poblaciones de nematodos fitoparásitos, las cuales están asociadas a la flora de plantas ad-



venticias, en general se mantienen constantes a lo largo del tiempo (figura 1).

Respecto a las poblaciones de ácaros y colémbolos, se produce un incremento sucesivo durante el experimento, siendo, como en el caso anterior, la forma de aplicación B y dosis (1) la más eficaz en el aumento de dichas poblaciones.

Figura 1. Evolución de la relación entre la población final e inicial de nematodos bacteriófagos, fungívoros y fitoparásitos con los distintos tratamientos

CONCLUSIONES

Estos resultados ponen de manifiesto que la aplicación de compost de residuo urbano resulta eficaz en la mejora de la diversidad de la microfauna edáfica, siendo la forma B de aplicación y la dosis (1) la más eficaz para todos los grupos estudiados. Esto puede posibilitar un recurso eficaz para recuperar espacios degradados por incendios o cualquier otro tipo de actividad perjudicial para el medio ambiente.

Degradación de suelos y desertificación -BIBLIOGRAFÍA

- Rodríguez-Kábana R., Pope M.H. 1981. Un método simple para la extracción de nematodos del suelo. *Nematropica* 11, 175-186.
- Coineau Y. 1974. Introduction á l'étude des microarthropodes du sol et ses annexes. Ed. Doin, Paris, 119.

NIVELES DE MATERIA ORGÁNICA EN SUELOS DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE MADRID

V. Cala ¹, J. C. Arranz², E. de Miguel³, A. Callaba²

¹ Dpto. de Geología y Geoquímica. F. de Ciencias. UA. 28049 Madrid. victoria.cala@uam.es

² Instituto Geológico y Minero de España.

³ Grupo de Geoquímica Ambiental. E.S.I. Minas.

INTRODUCCIÓN

En el presente trabajo se determinan los contenidos de materia orgánica en el nivel superficial de los suelos de la Comunidad Autónoma de Madrid como contribución al conocimiento del status de este componente en suelos bajo ambiente mediterráneo y su relación con distintas variables del sitio dada la diversidad litológica y topográfica, los gradientes climáticos y sus variados tipos y usos de los suelos de esta región.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio fue realizado sobre 282 suelos (0-20 cm) muestreados según malla de 3x3km con exclusión de zonas urbanas e industriales de la CAM para la realización del proyecto “Determinación de niveles de fondo y de referencia de metales pesados en suelos de la Comunidad de Madrid” (IGME-CAM). En todas las muestras se determinó el contenido en materia orgánica (método Walkley-Black), textura por densimetría y se obtuvieron datos de altitud, grado de pendiente, datos climáticos (precipitación y temperatura media anuales) y usos del suelo: no agrícola (forestal, pastizal, matorral) y agrícola (cultivos leñosos de secano (vid y olivo), cultivos herbáceos de secano (cereal y regadío).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En Tablas 1 y 2 se recogen los datos medios sobre contenidos en materia orgánica de los suelos de la Comunidad de Madrid en función de su uso, apreciándose una alta variabilidad. Los mayores contenidos corresponden a suelos forestales y los menores a suelos de cereal de secano. Un 82% de los suelos presentan en nivel superficial contenidos inferiores al 3.4%, rango predominante en los suelos del sur de Europa, que definen niveles muy bajos a bajos de materia orgánica en los suelos (Zdruli et al., 2004), correspondiendo principalmente a suelos con uso agrícola de secano. Más del 75% de estos suelos de secano pertenecen a clases de capacidad de uso C Y D con limitación grave por erosión (CAM, 1990), poniendo de manifiesto que la disminución de materia orgánica a causa del laboreo puede ser un factor importante de degradación del suelo.

Tabla 1. Contenidos en materia orgánica (%) en nivel superficial (0-20 cm) de suelos de la CAM, según los principales usos del suelo.

	n	Media (%)	s.d.	C.V (%)
Todos los suelos	282	2.08	2.11	101
No cultivados	132	3.00	2.53	84
Cultivados	150	1.21	1.11	92
Principales usos del suelo				
Forestal	57	3.83	2.91	76
Pastizal	39	2.49	2.20	88
Matorral	36	2.22	1.60	72
Cultivos leñosos	44	1.26	0.98	78
Cultivos herbáceos	99	1.10	0.97	88
Cultivos regadío	7	2.43	2.55	105

Tabla 2.- Distribución de contenidos de materia orgánica en suelos (0-20 cm) de la Comunidad de Madrid

	<1.7% (muy bajos)	1.7%-3.4% (bajos)	3.4%-10.3% (medios)	>10.3% (altos)
Total	62%	20%	17%	1%
Uso agrícola	42%	12%	2%	-
Uso no agrícola	20%	8%	15%	1%

Los contenidos de materia orgánica del conjunto de los suelos sólo presenta correlaciones significativas con la altitud, precipitación y temperatura media anuales (variables altamente correlacionadas entre sí, r (altitud-P)= 0.775, $P<0.001$ r (altitud-tm)= -0.758, $P<0.001$), evidenciando la influencia principal del uso del suelo. El aumento de contenidos de materia orgánica con la altitud, precipitación y la disminución con la temperatura concuerda con otros trabajos (Hontoria et al., 1999), si bien en los suelos cultivados se observa ausencia de correlaciones significativas debido a la mayor homogeneidad de datos climáticos y de altitud.

Tabla 3.- Coeficientes de correlación significativos entre contenidos de materia orgánica del suelo (0-20 cm) y distintas variables.

	Todos los suelos		No cultivados		Cultivados	
	n	r	n	r	n	r
Altitud	282	0.590***	132	0.554***	150	0.106
P		0.501***		0.402***		0.105
tm		-0.493***		-0.412***		0.021

*** correlación significativa al nivel de probabilidad 0.001.

BIBLIOGRAFÍA

- Comunidad de Madrid (1990). Mapa de Capacidad Potencial de Uso agrícola de la Comunidad de Madrid. 1ª edición. 31 p.
- Zdruli, P., Jones, R.J.A., Montanarella, L (2004). Organic matter in the soils of the Southern Europe. European Soil Bureau Research Report nº 15. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg, 17 p.
- Hontoria, C., Rodríguez-Murillo, J.C., Saa, A. Relationships between soilorganic carbon and site characteristics in Peninsular Spain. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 614-621.

APLICACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS URBANOS EN LOS PASTIZALES DE TENERIFE. I

E. Chinae, T. Alarcón, J.L. Mora

E.T.S. Ingeniería Agraria. Dpto. de Edafología y Geología (ULL). echinea@ull.es

INTRODUCCIÓN

Teno Alto constituye una amplia Meseta con una superficie de 700 ha, situada entre los 500 y 700 msnm. Los niveles medios de proteína y fósforo en los pastos son bajos, y en ocasiones también los de calcio. Para subsanar las deficiencias encontradas en los suelos y pastos de la Meseta se ha realizado el presente ensayo de fertilización durante dos años consecutivos, empleando residuo orgánico urbano (ROU) y dos tipos de fertilización fosfórica.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en la Finca “La Siete”, situada en la Meseta de Teno. El diseño fue de bloques al azar con cuatro repeticiones, cada parcela elemental fue de 4 m². En el otoño de 2002 se aplicaron: 72 kg/ha de P₂O₅ (fertilizante ecológico), 72 kg/ha de P₂O₅ (superfosfato de cal) y 10 tn/ha de ROU. En otoño de 2003 se aplicaron el doble de kg/ha de cada fertilizantes. La recogida de las muestras vegetales se realizó cortando a ras del suelo una superficie de 1 m², durante la primavera de 2003 y al final del invierno de 2004. Se realizó un corte al año y se esperó a que el pasto alcanzara la madurez. Se tomó el peso fresco de las muestras, se introdujeron en una estufa de aire forzado a 60°C hasta peso constante. Posteriormente se clasificaron en Gramíneas, Leguminosas y Otras familias. La determinación de la Materia Seca (M.S.), P, K, Ca, Mg, Na y PB en el pasto, se realizó siguiendo las técnicas de la AOAC (2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La producción de hierba alcanza los valores más elevados durante el primer año y en los pastos tratados con fertilizante ecológico (2652,7 kg MS/ha, en 2003 Tabla 1). Las temperaturas y la distribución de las precipitaciones de la zona tienen tanta importancia como el tratamiento y los años sobre la producción de hierba según indica la varianza aplicada de los análisis estadísticos ($R^2 = 0,507$).

No existen diferencias significativas entre tratamientos para ninguno de los grupos botánicos estudiados. Las Leguminosas, a pesar de que su proporción es mayor en el primer año (6,32%), no se ven influenciadas significativamente por el factor año. Podemos afirmar que la composición botánica presente en nuestros pastos va a estar condicionada fundamentalmente por los factores ambientales.

El valor anual medio de P es de un 0,25%. No existen diferencias, estadísticamente significativas en el contenido de este elemento para ninguno de los factores estudiados (Tratamiento, Año).

Los niveles de P encontrados se encuentran rozando el nivel mínimo de 0,25% (McDowell, 1985) descrito para la alimentación de rumiantes. A pesar de estar incorporando importantes cantidades de este elemento al suelo, mediante la fertilización, no se observó su efecto. Los niveles de K, Ca, Mg y Na, en general, llegan a satisfacer las necesidades del ganado, estando por encima del nivel mínimo establecido para rumiantes (McDowell, 1985). En el 2004 se observa un incremento de las concentraciones respecto a 2003, debido a la incorporación de los fertilizantes en el suelo. El K es el único elemento que muestra variación significativa entre tratamientos, siendo el tratamiento a base de RSU en el que se dan los mayores niveles de este elemento. Los niveles de PB son aceptables teniendo en cuenta las necesidades nutritivas para diferentes especies de rumiantes (McDowell, 1985).

Tabla 1. Efecto de la fertilización en pastos de la Meseta de Teno: producción (kgMS/ha), % de MS, % de peso seco de cada uno de los grupos botánico y concentración en %MS de P, K, Ca, Mg, Na y PB para cada tratamiento y año.

	kgMS/ha	%									
	Producción	MS	G	L	O	P	K	Ca	Mg	Na	PB
T	1453 ^a	28 ^a	49,87 ^a	5,08 ^a	45,04 ^a	0,25 ^a	1,80 ^b	0,74 ^a	0,39 ^a	0,52 ^a	8,74 ^a
FE	2259 ^b	27 ^a	56,25 ^a	5,51 ^a	38,24 ^a	0,25 ^a	1,72 ^{a,b}	0,79 ^a	0,38 ^a	0,73 ^a	9,87 ^a
ROU	1742 ^{a,b}	26 ^a	43,14 ^a	2,18 ^a	54,67 ^a	0,26 ^a	2,12 ^c	0,71 ^a	0,42 ^a	0,42 ^a	9,76 ^a
SU	1121 ^a	28 ^a	48,13 ^a	5,39 ^a	46,47 ^a	0,25 ^a	1,62 ^a	0,73 ^a	0,40 ^a	0,49 ^a	9,61 ^a
P	0,020	0,647	0,608	0,776	0,516	0,431	0,000	0,822	0,504	0,114	0,806
2003	2086	31	62,63	6,32	31,05	0,25	1,59	0,69	0,38	0,48	9,08
2004	1201	23	36,07	2,77	61,17	0,25	2,07	0,81	0,42	0,62	10,04
P	0,003	0,000	0,001	0,185	0,001	0,331	0,000	0,057	0,084	0,001	0,002

MS: Materia Seca, G: Gramíneas, L: Leguminosas, O: Otras Familias, T: Testigo, FE: Fertilizante Ecológico, ROU: Residuo Orgánico Urbano, SU: Superfosfato de cal. PB: Proteína Bruta. Test Duncan; P<0,05.

CONCLUSIONES

Los mayores niveles de producción se alcanzan en suelos tratados con fertilizante ecológico, seguidos de los tratados con ROU. El tratamiento a base de ROU es el que más ha contribuido a la mejora de los pastos, seguido del tratamiento con fertilizante ecológico.

BIBLIOGRAFÍA

- AOAC, 2006. Official Methods of Analysis. 18th Ed. Washington. D.C. (USA).
- McDOWELL, L. R. 1985. Nutrition of grazing ruminants in warm climates. Academic Press, New York (USA), 443 pp.

APLICACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS URBANOS EN LOS PASTIZALES DE TENERIFE. II

E. Chinae, H. García-Estévez, J.L. Mora

E.T.S. Ingeniería Agraria. Dpto. de Edafología y Geología (ULL). echinea@ull.es.

INTRODUCCIÓN

En ensayos de fertilización realizados en la Meseta durante los años 2003 y 2004, empleando residuos orgánicos urbanos (ROU), superfosfato de cal y un fertilizante ecológico, se evidenció la deficiencia de P (Chinae et al. 2007). A pesar de estar incorporándolo los suelos no responden a la fertilización fosfatada, se alcanzó la mayor concentración con los ROU (56,5 ppm). El tratamiento a base de ROU fue el que más contribuyó a la mejora de los pastos (P 0,26%; K 2,12%; Mg 0,42%). El objetivo es mejorar la calidad y producción de los pastos, para su aprovechamiento ganadero. El estudio se desarrolló en los años 2005-2006.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia de fertilización está ubicada en la finca de “La Siete” (Parque Rural de Teno). Los suelos son arcillosos y con carácter vértico. El diseño experimental fue de bloques al azar con cuatro repeticiones, ubicadas en bancales diferentes, siendo el tamaño de cada parcela elemental de 4 m². Se estudiaron tres fuentes de fertilización: roca fosfórica (144 kg/ha P₂O₅), superfosfato de cal 18% (144 kg/ha P₂O₅) y ROU (20 Tn/ha). El muestreo de los suelos se realizó en los primeros 15 cm en la primavera de 2005 y 2006. Los análisis edafológicos del suelo se realizaron por los métodos del MAPA, 1994 y los microelementos según Sillanpää, 1982. Con las variables estudiadas se realizó un análisis de varianza. Para la comparación de medias se utilizó el test de Duncan (P<0,05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El tratamiento con ROU fue el que más elevó el contenido en MO (6,87%) y N (0,42%), presentando diferencias significativas (Tabla 1). Estos aumentos se produjeron debido al aporte de N y a la alta calidad como enmienda orgánica de los residuos además redujeron las pérdidas por lixiviación. La cantidad de P presente en el suelo fue diferente según los tratamientos, destacando la aportación de superfosfato de cal (90,39 ppm), como consecuencia de su mayor riqueza en P soluble. Los niveles de P solo fueron adecuados para los ROU y superfosfato de cal, debido a que al ser suelos de origen volcánico tienen elevada capacidad de retención (Hernández Pérez & Hernández-Moreno, 1991). Entre años no hubo significación, aunque la concentración media aumentó en 10 ppm. Los cationes asimilables que presentaron variabilidad fueron el K y Ca, obteniendo su nivel más alto en los ROU. La concentración de Na más elevada también se produjo

con los ROU (2,24 meq/100gr). En los dos años del ensayo la tendencia de la concentración de los cationes fue creciente, pero el aumento no fue significativo.

Con el aporte de los fertilizantes se produjeron altas variaciones de pH y CE, alcanzando los ROU un nivel significativamente superior al resto (7,25 y 1,31 mS/cm).

Los microelementos en el suelo se mostraron variables con los tratamientos en cambio, entre años solo se producen diferencias en el Mn y Fe. Los mayores contenidos de Cu y Zn se presentaron con los ROU, y los de Mn y Fe alcanzan su máximo valor en la roca fosfórica.

El tratamiento que más influye sobre la fertilidad del suelo es el ROU, mejorando las propiedades químicas del suelo. En los dos años de estudio en la fertilidad del suelo no se obtuvo diferencias significativas, solo ligeras variaciones en el fósforo y calcio.

Tabla 1. Efecto de la fertilización en las propiedades edafológicas de los suelos de la Meseta de Teno, durante los años 2005 y 2006.

		Sig.	Testigo	Tratamientos			Sig.	Años	
				Roca fosfórica	ROU	Superfosfato		2005	2006
M.O.	%	0,018	5,14±1,38a	4,57±1,44a	6,87±1,29b	5,37±1,10a	0,405	5,28±1,73	5,69±1,28
N		0,000	0,35±0,04b	0,29±0,03a	0,42±0,03c	0,28±0,01a	0,354	0,34±0,05	0,33±0,08
P	ppm	0,001	54,81±10,3a	60,86±20,52a	78,32±18,36b	90,39±12,15b	0,093	66,12±19,66	76,82±20,35
Na		0,222	1,77±0,34a	1,91±0,42a	2,24±0,14a	1,95±0,57a	0,983	1,93±0,32	2,00±0,51
K		0,000	1,97±0,96a	1,53±0,60a	3,79±0,93b	1,76±0,55a	0,526	2,17±1,14	2,30±1,18
Ca	meq/100gr	0,000	19,70±1,91a	19,55±2,36a	31,36±5,87c	20,67±1,64b	0,201	21,70±4,44	23,94±7,18
Mg		0,599	14,41±2,10a	15,78±2,57a	14,19±4,44a	13,71±2,97a	0,368	14,01±2,22	15,03±3,51
C.I.C		0,000	50,94±1,79c	48,44±1,16b	53,12±1,95d	45,5±1,51a	0,936	49,47±3,45	49,52±3,21
pH		0,000	6,57±0,19a	6,51±0,33a	7,25±0,27b	6,62±0,18a	0,205	6,79±0,32	6,68±0,44
C.E.	mS/cm	0,003	0,88±0,15a	0,83±0,09a	1,31±0,32b	0,93±0,15a	0,663	0,97±0,27	1,01±0,28
Cu		0,000	1,69±0,33a	1,85±0,34a	2,38±0,42b	1,49±0,31a	0,096	1,74±0,40	1,69±0,45
Zn		0,000	1,77±0,82a	1,92±0,75a	8,18±3,94b	1,84±0,46a	0,762	3,28±3,03	3,57±3,84
Mn	ppm	0,000	40,32±15,03bc	46,35±17,80c	25,40±14,10a	34,71±13,59b	0,000	49,43±10,57	23,28±8,78
Fe		0,010	65,09±11,34ab	71,30±13,87b	66,90±12,26a	66,21±7,85ab	0,000	74,39±7,40	56,24±4,74

Nota: Los datos son valores medios seguidos de las desviaciones típicas. Los valores con distinta letra son diferentes significativamente (Test de Duncan $P < 0,05$).

BIBLIOGRAFÍA

- Chinae E., Alarcón T., García-Estévez H., Mora, J.L. (2007). Efectos de la fertilización en la composición química y florística de los pastos de la Meseta de Teno, Tenerife. I. Actas XLVI Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Vitoria. España.
- Hernández Pérez A., Hernández-Moreno J.M., (1991). Retención de fosfatos a altas concentraciones en Andisoles. Actas de la XVIII Reunión Nacional de Suelos. Tenerife. (España) 131-133.
- MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (1994). Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III. Dirección General de Política Alimentaria. Madrid, España.
- Sillanpää M. (1982). Micronutrients and the nutrient status of soils: a global study. FAO, Soils Bulletin 48, Rome, Italy. 444 pp.

DISTRIBUCIÓN DEL CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO EN LOS SUELOS DEL NORTE DE CASTELLÓN

M.V. Flores, F. Ferrer, G. Jiménez, A. Valera, M. Goberna

*Departamento Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación. CIDE.
m.victoria.flores@uv.es*

INTRODUCCIÓN

Los graves problemas que afectan al territorio mediterráneo podrían verse agravados por el cambio climático, incrementando así los costes económicos y ambientales derivados. El secuestro de carbono en el sistema terrestre puede considerarse como una estrategia para mitigar el incremento de CO₂ en la atmósfera (Lal, 2005). Los estudios llevados a cabo en España ponen de manifiesto la inexistencia de una información básica a nivel estatal sobre la variabilidad geográfica del suelo (Ibáñez *et al.*, 2005). En este sentido, son necesarios estudios detallados del contenido y distribución del carbono orgánico (CO) en suelos.

El objetivo de este trabajo ha sido estudiar el contenido de CO del suelo en el norte de la provincia de Castellón, con especial énfasis en los factores ambientales que controlan su distribución regional.

MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente estudio se ha utilizado el contenido en CO, determinado por el método de Walkey-Black, de 242 horizontes superficiales procedentes del Sistema de Información de Suelos (SIS) del Dpto. de Planificación Territorial del CIDE. El muestreo de los suelos en la zona sigue abierto, por lo que este análisis se considera preliminar. Los factores ambientales considerados han sido: ambientes (áreas homogéneas en cuanto a clima y morfoestructura), litología, posición fisiográfica, pendiente, orientación y vegetación-uso. La información no recogida en el SIS se ha incorporado mediante el uso de sistemas de información geográfica. Se ha testado la normalidad y la homogeneidad de varianzas del CO en las clases definidas para cada factor y, posteriormente, se ha realizado la comparación entre las medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido superficial medio de CO en el suelo es de 3,5 % con una desviación estándar de 2,9. Los valores obtenidos entre las clases muestra diferencias significativas ($P \leq 0.05$) para todos los factores, exceptuando la orientación (tabla 1). Como cabría esperar, los suelos bajo vegetación natural (bosque, matorral y pastizal) presentan mayores contenidos de CO que en zonas agrícolas. El hecho de que el CO de suelos en cultivos de regadío sea mayor que en los de secano puede deberse a las adicciones de enmiendas orgánicas. La vegetación-uso parece estar influyendo sobre el resto de factores estudiados. Los valores más bajos de CO se corresponden con las bajas pendientes, las posiciones de fondo y bancal y los materiales litológicos no consolidados (arenas y depósitos

aluviales), zonas mayoritariamente agrícolas. Respecto al factor ambiente se aprecia una influencia entre el clima y los contenidos medios de CO del suelo, con una relación entre los ambientes de las áreas litorales, semiáridas, en contraste con las zonas montañosas de interior, secas-subhúmedas y subhúmedas. En cuanto a la posición fisiográfica, las áreas más estables presentan valores más altos, frente a las posiciones más inestables, afectadas por la erosión y rejuvenecimiento de suelos.

Tabla 1. Valores de contenido de CO en horizontes superficiales por factores.

Ambiente	Estadístico	LC	SV	ZS	ZT	Pendiente	Estad.	%	<5	5-15	15-30	30-45	>45
K-W	μ	2,0a	2,2a	4,2b	4,1b	K-W	μ	2,5a	4,5b	4,2b	3,6b	5,5b	
	D.S.	0,6	1,5	3,2	3,2		D.S.	2,1	3,1	3,2	2,1	5,5	
	n	29	45	51	117		n	108	38	46	37	13	
Posición Fisiografía	K-W	I	L	F	B	Vegetación- uso	ANOVA C Dunnet	μ	Bo	M	P	R	S
K-W	μ	5,7a	3,8b	2,4c	1,7c	ANOVA C Dunnet	μ	4,4a	3,4a	4,6a,b	2b	1,3c	
	D.S.	3,5	2,7	2,6	1,2		D.S.	3,4	2,2	4,2	0,6	0,6	
	n	36	117	50	39		n	89	76	20	33	24	
Litología	K-W	AC	AL	AR	CA	CG	CL	MG					
K-W	μ	4,3a	1,9c	1,7c	4,9a	2,7b	3,6b	2,7b					
	D.S.	2,9	0,6	0,9	3,	1,6	3,4	2					
	n	7	45	4	68	14	78	25					
Orientación	ANOVA C Dunnet	N	E	S	O								
ANOVA C Dunnet	μ	4,4a	3,8a	2,9a	3,6a								
	D.S.	3,7	2,9	1,9	2								
	n	78	24	45	28								

*Los grupos con la misma letra no presentan diferencias significativas de acuerdo al test estadístico utilizado ($P \leq 0,05$)

K-S: Kruskal-Wallis; LC: Llanura Costera; SV: Sierras y Valles; ZS: Zona Fracturada Septentrional; ZT: Zona Fracturada Tabular; I: Interfluvio; L: Ladera; F: Fondo; B: Bancal; Bo: Bosque; M: Matorral; P: Pastizal; R: Agrícola regadío; S: Agr. seco; AC: Arcillas; AL: Depósito aluvial; AR: Arenas; CA: Calizas; CG: Conglomerados; CL: D. coluvial; MG: Margas.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que el patrón de distribución de CO en los suelos del norte de la provincia de Castellón está influenciado por diversos factores, entre los que destaca la vegetación-uso, acentuando la enorme influencia de la actividad humana sobre las propiedades de estos suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Ibáñez J.J., Sánchez J., de Alba S., López M., Boixadera J. (2005) Collection of Soil Information in Spain: A review in 2003. En: Jones R.J.A., Houskova B., Bullock P., Montanarella L. (Eds). Soil Resources of Europe: 2nd ed. ESB Research Report No.9, 420pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management 220: 242-258.

PAPEL DE LOS AGREGADOS DEL SUELO EN LA MINERALIZACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA Y EN EL PROCESO DE EROSIÓN

J. González Parra¹, M. A. Candás Villar¹

¹Dpto. de Edafología. F. de Farmacia. UCM. Avda. Complutense s/n. 28040 MADRID
jgparra@farm.ucm.es

INTRODUCCIÓN

En la formación de agregados del suelo interviene en primer lugar la floculación de las partículas de arcilla, debido a las cargas electronegativas que presentan en superficie los filosilicatos capaces de unirse a cationes existentes en la solución del suelo (Ca^{2+} , Fe^{3+} etc.). Los cationes pueden no solo formar puentes entre partículas minerales, sino también unir minerales y fracción orgánica constituyendo agregados que son los que dan estabilidad al suelo frente a la erosión, protegiendo a su vez a la materia orgánica de la mineralización. La naturaleza del material original juega un papel fundamental por el contenido en arcilla que proporciona a los suelos.

Los agregados se pueden diferenciar según su tamaño en macroagregados (1mm), microagregados (0,3 mm) formados por granos de limo, arcilla y restos orgánicos y submicroagregados (0,03 mm) constituidos por partículas de limo fino y arcilla unidas a restos orgánicos transformados (humus), conjuntamente con óxidos de Fe (Brady and Weil, 1999).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 20 muestras de suelos (0-20 cm), en dos áreas próximas localizadas en la provincia de Segovia con las mismas condiciones climáticas e igual topografía. La cubierta vegetal es un bosque mixto de sabinas y encinas. El material original es calizo en un área y en la otra tipo gneis. Las muestras se tomaron a 30 cm. del tronco de éstas especies arbóreas.

Se realizaron las siguientes determinaciones: C orgánico, N, granulometría, fraccionamiento físico de agregados estables al agua, separándose agregados de 2000-100 μm (macroagregados), 100-50 μm (microagregados) e inferiores a 50 μm (submicroagregados). Se determinó el contenido en C orgánico de cada fracción. En los microagregados finos (<50 μm) se llevó a cabo un fraccionamiento químico secuencial de la materia orgánica con los reactivos: $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$ (pH=9,7), $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ (pH=9,8) y NaOH (pH=12) determinando después de cada extracción el C de ácidos fúlvicos y húmicos. La mineralización de C orgánico y N se hizo mediante incubación “in vitro” durante 7 días para C y 6 semanas para N. Los estadísticos descriptivos y correlaciones se han realizado usando SPSS, v.12 (Chicago, INC).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono orgánico 1,2-7 %, arcilla 5-42%, limo 6-57%, los valores de pH entre 4,2-8,2. Exis-

ten correlaciones positivas y muy significativas entre contenido en arcilla y C orgánico ($r = 0,799^{**}$). Los porcentajes medios en peso siguen la secuencia: macroagregados > submicroagregados > microagregados. Las fracciones arcilla y limo presentan correlaciones positivas y significativas con submicroagregados ($r = 0,861^{**}$ y $r = 0,845^{**}$). El C orgánico se correlaciona significativa y positivamente con micro y submicroagregados.

En el fraccionamiento químico de submicroagregados existe predominio de AH respecto a AF en cada fracción extraída, incrementando el valor medio H/F cuando se utiliza NaOH a pH=12, lo que indica la elevada polimerización de los componentes orgánicos. Los porcentajes de AH respecto al C de microagregados finos (44 %) y al C total del suelo (19 %) presentan correlaciones negativas y significativas con el pH ($r = -0,635^*$ y $r = -0,869^{**}$), siendo superiores éstos porcentajes a los de AF (16 y 6 % respectivamente).

El porcentaje de C mineralizado (CO₂) respecto al C del suelo presenta correlación significativa y positiva con el porcentaje de AF de los submicroagregados ($r = 0,673^*$), lo que supone una mayor mineralización. La correlación entre el porcentaje de N mineralizado y el pH es significativa y negativa ($r = -0,664^*$).

CONCLUSIONES

En suelos bajo cubierta vegetal arbórea, a mayor cantidad de arcilla, mayor concentración de C orgánico. La arcilla y el limo influyen positivamente en la formación de microagregados (<50µm), predominando los AH sobre los AF. La mineralización de C orgánico estará frenada cuanto mayor sea la humificación.

BIBLIOGRAFÍA

- Brady, N.C., Weill, R.R. (1999). The nature and properties of soils. Prentice Hall.
- McLauchlan, K.K. (2006). Effects of soil texture on soil carbon and nitrogen dynamics after cessation of agriculture. Geoderma (article in press).

AGREGACIÓN DEL SUELO Y MATERIA ORGÁNICA BAJO LABOREO CONVENCIONAL Y SIEMBRA DIRECTA EN CLIMA MEDITERRÁNEO SECO

C. Hontoria¹, R. Velásquez¹, M.P. Tejada¹, A. Moliner¹, R. Espejo¹, M. Benito¹

¹ E.T.S.I. Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid. c.hontoria@upm.es

INTRODUCCIÓN

Las relaciones entre la materia orgánica (MO) y la estructura del suelo son complejas y no bien conocidas, pero resultan necesarias para entender el almacenamiento y la dinámica del carbono en el suelo (Puget et al. 1995). Según el modelo jerárquico de agregación de Tisdall y Oades (1982), los macroagregados se forman por unión de los microagregados mediante la MO más lábil mientras que los microagregados se estabilizarían con la MO más persistente. Para Six et al. (2000), los microagregados se forman en el interior de los macroagregados permitiendo un mayor grado de estabilización a largo plazo del carbono orgánico en el caso del no laboreo. El objetivo del trabajo fue estudiar la distribución de la MO total y sus fracciones por tamaño de agregados en siembra directa (SD) versus laboreo convencional (LC).

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se localiza en Aranjuez (Madrid) bajo un clima mediterráneo seco (tanual=14°C; Panual=347 mm). El suelo es un calcisol háplico, cuyo primer horizonte se caracteriza por: % MO=1.7%, pH= 8.3 y textura franco-arenosa. El muestreo se realizó en abril de 2006 en seis parcelas de 12.5x20 m² seleccionadas al azar dentro de dos campos de cebada, una bajo LC y otra bajo SD con cerca de seis años de antigüedad. De cada parcela se tomó una muestra compuesta de 25 submuestras a 0-5 cm y 5-20 cm de profundidad. Las muestras se mantuvieron a 4°C y se tamizaron en seco obteniendo 4 clases de tamaño de agregados (8-2 mm, 2-1 mm, 1-0.250 mm, <0.250 mm). En cada una se determinó: materia orgánica (MO), materia orgánica particulada (POM), carbono de la masa microbiana (Cmic), deshidrogenasa y β -glucosidasa. Para el estudio estadístico se aplicó un análisis de varianza factorial y se usó el test LSD ($P \leq 0.05$) para comparar medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de varianza factorial se muestra en la tabla 1. De los factores analizados, la profundidad es el que más influye, afectando a todas las variables a excepción de la β -glucosidasa y el peso por tamaño de agregados. Para la capa superficial (0-5 cm) no hay diferencias por manejo excepto la POM con respecto a la MO total (POM/MO) y la deshidrogenasa, que muestran valores más elevados en SD. Aunque estos resultados están en desacuerdo con numerosos

estudios, coinciden con otros estudios en los que no se observa un incremento de MO en SD (Franzluebbers et al., 1999). En nuestro caso, los resultados pueden ser debidos el escaso tiempo transcurrido, al clima semiárido de la zona, a la sequía de los últimos años y al posible efecto combinado del viento y la sequedad, que favorece la eliminación de los residuos de cosecha en superficie. En la capa 5-20 cm, MO, POM, POM/MO y Cmic son más elevados en LC debido a la incorporación de residuos vegetales a nivel subsuperficial.

Tabla 1. Análisis de varianza factorial

	MO	POM	POM/MO	Cmic	β-glucosidasa	Deshidrogenasa	% Peso agregados	MWD
Manejo(M)	***	ns	ns	ns	ns	**	ns	*
Profundidad(P)	***	***	***	***	ns	***	ns	ns
M*P	*	***	***	ns	ns	ns	ns	ns
Tamaño de agregados (T)	*	**	*	ns	ns	ns	***	-

Las interacciones M*T, P*T y M*P*T son no significativas (ns) en todos los casos excepto para peso de agregados; ***, **, * significativos respectivamente al 0.001, 0.01 y 0.05.

Los agregados más abundantes son los de mayor tamaño (8-2 mm) y los menos los de 2-1 mm. Los agregados de 8-2 mm abundan más en SD (38.3%) que en LC (31.8%). El diámetro medio ponderado (MWD) resulta mayor en SD (2.3 mm) que en LC (2.0 mm). Para laboreo convencional, no se observa influencia del tamaño de agregados en las variables analizadas. Sin embargo, en siembra directa, MO, POM y SOM/MO son más elevadas en los agregados de menor tamaño (<0.250 mm) que en los de mayor tamaño (8-2 mm). Estos resultados se contradicen con Tisdall y Oades (1982), pero coinciden con otros estudios (Sainju et al., 2003).

BIBLIOGRAFÍA

- Franzluebbers A.J, Langdale G.W., Schomberg H.H.(1999). Soil carbon, nitrogen, and aggregation in response to type and frequency of tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.*63: 349-355.
- Sainju UM, Cerril TH, Gelaye S, Singh BP.(2003).Soil aggregation and C and N pools under rhizoma peanut and perennial weeds. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:146-155.
- Six J, Elliot E.T., Paustian K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation:a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Bio. & Biochem.* 32:2099-2103.
- Puget P, Chenu C. Balesdent J. (1995). Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils. *Eur. J. Soil Sci.* 46:449-459.
- Tisdall J M, Oades J M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33:141-143.

IDENTIFICACIÓN DE DESCRIPTORES BIOGEOQUÍMICOS DE LOS MECANISMOS DE SECUESTRO DE CARBONO Y CALIDAD DEL SUELO EN ZONAS MINERAS DE LA CUENCA DE HUANCAMELICA (PERÚ)

M.T. Iglesias¹, G. Almendros², M.C. Zancada³, P. Conde-Bueno⁴, R. Jiménez-Ballesta⁵

¹ Univ. Francisco de Vitoria, 28223 Pozuelo de Alarcón, Madrid m.iglesias.prof@ufv.es

² Centro de Ciencias Medioambientales, CSIC, Serrano 115B, 28006 Madrid
humus@ccma.csic.es

³ Centro de Ciencias Medioambientales, CSIC, Serrano 115B, 28006 Madrid
c.zancada@ccma.csic.es

⁴ Dpto Biol. Fac. Ciencias, Univ. Autónoma Madrid 28049 Cantoblanco, Madrid
paz.conde@uam.es

⁵ Dpto Biol. Fac. Ciencias, Univ. Autónoma Madrid 28049 Cantoblanco, Madrid raimundo.jimenez@uam.es

INTRODUCCIÓN

El distrito de Julcani es uno de los más reconocidos entornos mineros de Perú. Su producción se centra en la extracción de plata y oro, y en forma secundaria plomo, cobre y zinc. Como consecuencia de esta actividad la cuenca del río Opamayo está fuertemente contaminada (fundamentalmente con As, Fe y Pb), perjudicando la fauna de los ríos e impidiendo el uso del agua por la población de la zona. Son escasos los trabajos en los que se profundiza en el estudio de los factores que controlan el secuestro de carbono en suelos afectados por actividades mineras. Por ello, en el presente trabajo se propone determinar tanto los indicadores de la calidad del suelo como los mecanismos de formación de la materia orgánica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 10 muestras de suelo (0–20/20–40 cm) en la zona de mina Julcani (85 °N, 51–52 °S, 4200 msnm), con dos repeticiones espaciales. En las zonas muestreadas la principal fuente de materia orgánica está constituida por la vegetación herbácea. Se realizaron análisis físicos y químicos (Comisión de Métodos Analíticos del INEA, 1973), así como el fraccionamiento de la materia orgánica (Duchaufour y Jacquin, 1975) y experimentos de incubación para evaluar la biodegradabilidad de las formas de C del suelo (Almendros et al., 1990). Los ácidos húmicos fueron estudiados por electroforesis y por espectroscopía visible derivatográfica e infrarroja de resolución aumentada (Almendros y Sanz, 1992).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos estudiados presentaron texturas arcillo-limosa y franco-arenosa, valores de pH de $5,2 \pm 0,8$, porcentajes de N total de $0,31 \pm 0,2$ y de C orgánico de $0,81 \pm 0,6$. Se encontraron bajos contenidos en lípidos ($0,01 \pm 0,0$ g C/100 g), altos niveles de ácidos húmicos ($2,5 \pm 1,6$ g C/100 g) y elevada relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos.

Los espectros visibles de los ácidos húmicos presentaron máximos a 470, 680 y 625 nm, propios de cromóforos policíclicos de origen fúngico (Kumada y Hurst, 1955). Por su parte, la espectroscopía infrarroja mostró patrones variables entre dos situaciones extremas: bandas definidas a 1510, 1460, 1420, 1270 y 1230 cm^{-1} , que indican metoxifenoles procedentes de ligninas o suberinas, y espectros con bandas anchas e intensas vibraciones aromáticas (1510 y 1620 cm^{-1}), que sugieren mayor complejidad y condensación estructural.

CONCLUSIONES

El análisis multivariante muestra que la concentración de metales pesados explica una parte muy pequeña de la varianza total, en tanto que las características de los ácidos húmicos reflejan dos tendencias que podrían estar condicionadas por factores microtopográficos asociados a niveles de saturación hídrica estacional: suelos con ácidos húmicos formados a partir de macromoléculas vegetales poco alteradas, con aromaticidad, extinción específica y peso molecular bajos, y suelos con elevada biodegradabilidad del C y ácidos húmicos de alto grado de polimerización, asociados a compuestos biomarcadores que indican actividad fúngica en la formación del humus. La incidencia climática (aridez y bajas temperaturas) parece ejercer una influencia primaria en el ciclo del C.

BIBLIOGRAFÍA

- Almendros G., González-Vila F.J., Martín F. (1990). Fire-induced transformation of soil organic matter from oak forest. An experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Sci.*, 149: 158–168.
- Almendros G., Sanz J. (1992). A structural study of alkyl polymers in soil after perborate degradation of humin. *Geoderma*, 53: 79–95.
- Comisión de Métodos Analíticos del INEA. (1973). Determinaciones analíticas en suelos; normalización de métodos. *An. Edafol. Agrobiol.* 32: 1153–1172.
- Duchaufour P., Jacquin F. (1975). Comparaison des processus d'humification dans les principaux types d'humus forestiers. *Bull. A.F.E.S.* 1: 29–36.
- Kumada K., Hurst H.M. (1967). Green humic acid and its possible origin as a fungal metabolite. *Nature* 214: 631–633.

ESTUDIO DE LA RESPIRACIÓN EDAFICA BAJO DISTINTOS USOS DEL SUELO MEDIANTE MEDIDA EN CAMPO Y EN LABORATORIO

O. López¹, N. Herrero, B. Turrión, F. Lafuente, R. Mulas, C. Ruipérez

Área de Edafología y Química Agrícola. E.T.S.I.I.A.A Palencia. ¹ olgalc@agro.uva.es

INTRODUCCIÓN

La toma de conciencia de la sociedad actual, a partir del Protocolo de Kyoto, del incremento de los llamados gases de efecto invernadero en la atmósfera y el consecuente cambio climático se han reflejado en la necesidad de un incremento en los estudios y las investigaciones sobre el secuestro de carbono en los suelos.

La recuperación de C con cambios en el uso y manejo del suelo además proporciona otros beneficios importantes, como la prevención de la erosión y la desertificación y en el incremento de la biodiversidad.

En este sentido, actualmente la determinación de la respiración de los suelos en laboratorio se suele utilizar como una medida para evaluar su actividad biológica. Sin embargo, Lundegardh en 1927 reconoció que dicha determinación no representaba la medida de respiración de los suelos intactos en campo, siendo uno de los primeros en realizar su determinación *in situ*, considerada actualmente por el USDA como un índice de calidad del suelo.

El objetivo de este estudio es profundizar en la relación entre las determinaciones de respiración en campo y laboratorio en distintos tipos de uso del suelo, teniendo en cuenta la influencia de factores ambientales y las características del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en dos zonas edafológicamente muy diferentes: Montes Torozos, (Valladolid) y otra en Tierra de Campos (Palencia). Los usos del suelo considerados fueron: pinar, vegetación natural, encinar, almendros y cultivo.

La metodología utilizada para los ensayos de campo es una adaptación de las utilizadas por Anderson (1982) y Conant et al., (2000). En las determinaciones de campo se tomaron a la vez medidas de humedad y temperatura del suelo, y se solicitaron máximas y mínimas atmosféricas diarias. Para la determinación de la actividad en laboratorio se adaptó el método de Alef (1995), el análisis de C y N total se realizó con el autoanalizador Leco CHN-2000 y para el resto de determinaciones se siguieron los métodos oficiales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con respecto a los factores ambientales, en las determinaciones realizadas *in situ* en invierno

se obtuvo una mayor correlación con la temperatura máxima atmosférica debido a la existencia de un umbral mínimo de temperatura a partir del cual se activa la respiración (Luo y Zhuo, 2006). La ecuación exponencial que se ajusta es $R = e^{(4,182+0,052 \cdot t_{max})}$. Sin embargo, teniendo en cuenta las determinaciones realizadas en primavera, se obtuvo una mejor correlación con la temperatura del suelo. En la zona de Palencia, teniendo en cuenta los dos periodos, las diferencias se encontraban en los usos, como el caso de los cultivos con un mayor coeficiente de correlación de Pearson ($r = 0,91^{**}$) con la temperatura del suelo o el caso de los pinares con el factor humedad del suelo ($r = -0,87^{**}$).

En relación con las propiedades determinadas en el laboratorio, únicamente se obtuvo correlaciones significativas entre la respiración en campo y la actividad medida en laboratorio ($r = 0,40^{**}$), el pH ($r = -0,38^{**}$) y el contenido en carbonatos ($r = -0,29^{*}$).

CONCLUSIONES

Se han puesto de manifiesto varios aspectos interesantes respecto a la respiración en campo: la influencia de la época del año, de los usos, la baja correlación con el % de C orgánico de los suelos y la correlación negativa con pH y nivel de carbonatos.

En las determinaciones en primavera, sin tener en cuenta zonas ni usos, se obtuvo una ecuación que relaciona la respiración en campo, con la actividad biológica, pero necesitando de las otras determinaciones de laboratorio como el pH, la capacidad de campo, % elementos gruesos, % carbonatos, % nitrógeno y el % carbono orgánico.

BIBLIOGRAFÍA

- Alef, K (1995) Soil respiration, en Alef, K. y Nanipieri, P. (eds) *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*, Academic Press, Londres, pp 214 – 218.
- Anderson, J.P (1982) Soil respiration. *Methods of Soil Analysis. Part 2 Chemical and Microbiological properties* 2ª Edition American Society of Agronomy pp 831-871
- Conant, R.T; Klopatek, J.M.; Klopatek, C.C. (2000) Environmental factors controlling soil respiration in three semiarid ecosystems. *Soil S. S of America Journal* vol 64; 383-390
- Luo Y.Q., and .Zhou X. (2006) *Soil Respiration and the Environment*, Academic Press / Elsevier

EFFECTO A LARGO PLAZO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN EL BALANCE DE N DEL SUELO Y LA PRODUCTIVIDAD DE LOS CULTIVOS

C. Lopez-Fando, M.T. Pardo

Centro de Ciencias Medioambientales, CISerrano 115 B, 28006 Madrid. España
lopez.fando@ccma.csic.es; mt.pardo@ccma.csic.es

INTRODUCCIÓN

Numerosas investigaciones han mostrado que la calidad del suelo se puede mantener o mejorar utilizando rotaciones de cultivo junto con una adecuada fertilización orgánica y mineral (Mitchell y Entry 1.998; Morra et al. 2.003). El alto precio de los fertilizantes inorgánicos, sobre todo en cuanto a nitrógeno se refiere, ha hecho necesaria la realización de investigaciones encaminadas a conseguir el aprovechamiento de cualquier resto orgánico, así como a reducir el consumo de fertilizantes inorgánicos. Los experimentos de larga duración permiten estudiar de forma directa los efectos de las prácticas agronómicas en la calidad del suelo y en la producción sostenible de los cultivos (Edmeades 2.003). La paja de los cereales, uno de los más importantes residuos de las cosechas, ha sido ampliamente utilizada. No obstante, sus efectos sobre los rendimientos de los cultivos han dado resultados contradictorios (Galantini y Rosell 2006).

Este trabajo se realizó dentro del Proyecto “International Long-Term Experiments”, investigación cooperativa internacional coordinada por la Universidad Justus Liebig de Giessen (Alemania) y tuvo por objeto evaluar los rendimientos de trigo, cebada y sorgo obtenidos a lo largo de 5 rotaciones (1.990–2.005), así como los balances de N correspondientes a los distintos tipos de fertilización orgánica y mineral.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se llevó a cabo en el marco de un experimento de larga duración (iniciado en 1990), en la finca experimental “La Higuera” perteneciente al CSIC y situada en Santa Olalla (Toledo). El suelo sobre el que se realizó la experimentación está clasificado como Luvisol cálcico (FAO). El diseño estadístico corresponde a un modelo de parcelas subdivididas, con 2 tratamientos principales de fertilización orgánica (estiércol y paja de cebada) y 5 dosis crecientes de fertilización nitrogenada mineral (N0-N4) como tratamientos secundarios. La rotación de cultivos establecida fue trigo–cebada–sorgo, coexistiendo los 3 cultivos durante todos los años de la investigación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mostraron como las condiciones climáticas fueron más importantes en las producciones de los cultivos que los diferentes tratamientos aplicados. Bajo precipitaciones muy bajas (3ª rotación), las producciones de trigo y cebada disminuyeron drásticamente con independencia de la fertilización añadida. Bajo condiciones favorables de precipitación (1ª y 2ª rotación), los niveles crecientes de N mineral influyeron positivamente en las producciones de trigo y cebada. En las dos últimas rotaciones, tanto el estiércol como la paja aumentaron la producción de materia seca en trigo y cebada. La adicción de N mineral por encima del nivel N₂, produjo una disminución en la producción de materia seca debido posiblemente a un exceso de N acumulado en el suelo. El cultivo de sorgo mostró gran dificultad de adaptación a las condiciones de clima semiárido.

El balance de N se calculó de modo convencional como la diferencia entre el N añadido en la fertilización y el N extraído por el cultivo. En todas las rotaciones los balances de N más favorables se obtuvieron con el tratamiento “Paja”. En el tratamiento “Testigo” por el contrario, la mayoría de los balances de N fueron negativos, correspondiendo las excepciones a los niveles N₄ en las cuatro últimas rotaciones, así como a los niveles N₂ y N₃ en la tercera rotación, coincidente con el período de mayor sequía y en la que los rendimientos fueron muy bajos.

CONCLUSIONES

Bajo clima semiárido las condiciones climatológicas del año condicionan en gran medida los rendimientos de las cosechas. El balance de N más favorable se obtuvo en el tratamiento “Paja” para todos los niveles de N mineral, seguido del tratamiento “Estiércol” a partir del nivel N₁.

BIBLIOGRAFÍA

- Edmeades DC. 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutr.Cycl. Agroecosyst.* 66(2): 165-180
- Galantini J. Rosell R. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Tillage Res.* 87: 72-79
- Mitchell, C.C., Entry, J.A. 1998. Soil C, N and crop yields in Alabama's long-term “Old Rotation” cotton experiment. *Soil Tillage Res.* 47: 331-338.
- Morra, L., Bilotto, M. and Magnifico, V. 2003. Long term effects of soil organic amendment or mineral fertilization on vegetable crops productivity in tunnel. *Acta Horticulturae. (ISHS)* 614:781-785

EVOLUCIÓN DEL HERBICIDA TERBUTILAZINA EN UN SUELO DE OLIVAR CON APLICACIONES CONTINUADAS DE ALPERUJO

A. López-Piñeiro¹, A. Albarrán², A. Muñoz¹, J.M. Rato³, D. Cabrera¹, A. García-Gallego¹

¹ Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias – Universidad de Extremadura. Avda de Elvas S/N, 06071, Badajoz (España). pineiro@unex.es

² Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias - Universidad de Extremadura. Ctra de Cáceres S/N, 06071, Badajoz (España). angliso@unex.es

³ Escola Superior Agraria de Elvas – Instituto Politécnico de Portalegre. Avda 14 Janeiro S/N, 7350-903, Elvas (Portugal). ratonunes@esaelvas.pt

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas de ambiente Mediterráneo semiárido se caracterizan por un escaso contenido en materia orgánica. Por ello, se hace necesario la aplicación de enmiendas orgánicas con el fin de mejorar las propiedades físico-químicas y la calidad de estos suelos (Barreto *et al.*, 2000). Las almazaras de dos fases, generan más de 4 millones de toneladas al año de un subproducto conocido como alperujo, con un elevado contenido en materia orgánica (> 90 %). El uso efectivo de este residuo como enmienda orgánica requiere la obtención de la información necesaria sobre el impacto que, la aplicación del mismo, puede ocasionar en el comportamiento de agroquímicos. El objetivo de este trabajo es determinar el efecto que la aplicación continuada de alperujo ejerce en la evolución del herbicida terbutilazina en un suelo de olivar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de suelo utilizadas (0-25 cm) proceden de una experiencia llevada a cabo en un suelo de olivar (Luvisol Cutánico) en el que se ha aplicado, durante 5 años continuados, alperujo. La experiencia contempla tres tratamientos: 60 y 120 Mg ha⁻¹ de alperujo (T1 y T2), y un control en el que no se aplicó enmienda (T0). Las isotermas de adsorción-desorción se realizaron obteniendo el equilibrio a las 24h con distintas concentraciones del herbicida (Albarrán *et al.*, 2003). Para la obtención de la vida media se ha llevado a cabo una incubación (en la oscuridad) del suelo y aplicando una cantidad equivalente a dosis de campo (3 L/ha). La experiencia de lixiviación se realizó en columnas alteradas, con una aplicación de herbicida también similar a la utilizada en campo. El herbicida se cuantificó mediante HPLC.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las isotermas de adsorción revelan un aumento de la capacidad de adsorción en suelos enmendados con respecto al suelo sin enmendar (tabla 1). La irreversibilidad aumenta sensiblemente al aumentar la dosis de enmienda. El experimento de incubación pone de manifiesto una mayor persistencia del herbicida terbutilazina en los suelos T1 y T2. La vida media de persistencia en los suelos enmendados es muy superior al testigo (Tabla 1), aumentando ésta conforme lo hace la dosis de residuo utilizada.

Tabla 1. Efecto de la aplicación de alperujo en la adsorción, disipación y lixiviación de terbutilazina

	Kf	Nf	r	Vida media (días)	% lixiviación
T0	3.263	0.947	0.98	6	20
T1	3.936	1.086	0.96	9	31
T2	8.657	0.942	0.99	16	28

En las columnas empacquetadas a mano en laboratorio (alteradas), la cantidad de herbicida lixiviado es superior en suelos enmendados que sin enmendar (Tabla 1), con un adelanto de la lixiviación para el pico de máxima concentración de terbutilazina en suelos enmendados. La mayor cantidad y aceleración en la lixiviación del herbicida que se produce en T1 y T2 está relacionada con el mayor porcentaje de carbono orgánico hidrosoluble presente en estos suelos con respecto a T0. Una vez finalizado el experimento de lixiviación, el contenido de terbutilazina persistente en el interior de las columnas es mínimo y similar en los distintos tratamientos.

CONCLUSIONES

La aplicación de alperujo como enmienda orgánica aumenta la capacidad de adsorción del herbicida en el suelo incrementando, ligeramente, la irreversibilidad de la misma. Igualmente, el porcentaje de lixiviación de terbutilazina se incrementa en los suelos enmendados, independientemente de la dosis aplicada. El mayor porcentaje de carbono orgánico hidrosoluble en los suelos enmendados con alperujo puede facilitar el transporte y acelerar la lixiviación del herbicida, aumentando el riesgo de contaminación de las aguas.

BIBLIOGRAFÍA

- Barreto, C., Rozas, M.A., López Piñeiro, A., Nunes, J.M., & García, A. (2000). Efectos de la aplicación de residuos de almazara en el fósforo asimilable y otras propiedades edáficas de un oliv en regadío. *Edafología*, 7-2:29-38.
- A. Albarrán, R. Celis, M.C. Hermosín, A. López-Piñeiro, J.J. Ortega-Calvo & J. Cornejo. (2003). Effect of solid olive-mill waste addition to soil on sorption, degradation and leaching of the herbicide simazine. In: *Soil Use and Management*. Vol. 19, 150-156 pp.

EFFECTO DE LA APLICACIÓN CONTINUADA DE ALPERUJO EXTRACTADO EN LA ADSORCIÓN DE FÓSFORO EN UN SUELO DE OLIVAR

A. López-Piñeiro¹, P. Pilco¹, A. Albarrán², J. M. Rato³, D. Cabrera¹, A. Muñoz⁴, A. García-Navarro¹

¹ Área de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. Avda de Elvas S/N 06071, Badajoz (España). pineiro@unex.es

² Área de Producción Vegetal. Escuela de Ingenierías A. Universidad de Extremadura. Ctra de Cáceres S/N, 06071, Badajoz (España). angliso@unex.es

³ Escola Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre (Portugal). Av. 14 de Janeiro, S/N 7350-903, Elvas (Portugal). ratonunes@esaelvas.pt

⁴ Área de Microbiología. Universidad de Extremadura. anamg@unex.es

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas de ambiente mediterráneo son pobres en materia orgánica y los nuevos modelos agrícolas (agricultura integrada y agricultura ecológica), obligan a la utilización de enmiendas orgánicas. En este sentido, el hecho de que las almazaras se sitúen próximas a los olivares, con el consiguiente ahorro en transporte, convierte a este tipo de explotación en idónea para el aprovechamiento agronómico del alperujo y sus derivados (López-Piñeiro et al., 2006). Desde un punto de vista ambiental y de manejo de nutrientes es importante conocer la influencia que la aplicación continuada de enmiendas orgánicas ejerce en la adsorción y disponibilidad de nutrientes. Por ello, el objetivo de este trabajo es determinar el efecto que la aplicación continuada (cinco años) de alperujo extractado químicamente para la obtención de aceite ejerce sobre la adsorción de fósforo en un suelo degradado de olivar en regadío.

MATERIALES Y MÉTODOS

El residuo utilizado se trata de alperujo extractado químicamente. Las muestras de suelo proceden de una experiencia desarrollada en un olivar en riego con un diseño experimental planteado en bloques al azar, con tres réplicas por tratamiento, seleccionándose tres dosis: 27 y 54 Mg ha⁻¹ de alperujos extractados (T1 y T2), y un control en el que no se aplicó enmienda (T0). Características generales del suelo utilizado y la metodología para su determinación han sido descritas en trabajos previos (López-Piñeiro et al., 2006). Las isotermas de adsorción de P se obtuvieron tras 24 horas de agitación lenta a 25°C, ajustándose a una ecuación de Langmuir para dos superficies (Sposito, 1982). Los parámetros Q/I de P se han obtenido utilizando los datos para las tres concentraciones de P más bajas en las isotermas de adsorción.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las características generales del residuo utilizado son: pH= 5.3, Materia orgánica= 90.1 %,

conductividad eléctrica= 5.3 dS m⁻¹, capacidad de intercambio catiónico= 34.0 cmol₍₊₎/kg, N= 2.40 %, P= 1.79 g kg⁻¹ y K= 12.5 g kg⁻¹. La aplicación continuada de alperujo no afecta significativamente (P>0.05) a la capacidad máxima de adsorción de fósforo (Tabla 1). Los resultados ponen de manifiesto que sólo entre el 24 y 37 % del total de la capacidad de adsorción de P está retenido con una alta energía de unión. Los valores estas energías (k1 y k2) decrecen significativamente como resultado de la aplicación de alperujo extractado. El valor de CPE para T0 es muy próximo a cero, mientras que en T1 y T2 este valor se incrementa significativamente (P<0.05), indicando que las pérdidas de P por escorrentía o lixiviación podrían ocurrir más rápidamente en suelos enmendados con alperujo extractado que en los que no lo incorporan. Los valores de CTPE decrecen significativamente (P<0.05) en los suelos que incorporan alperujo extractado, obteniéndose los valores más bajos en suelos que incorporan la máxima dosis del residuo. Así, estos suelos enmendados ofrecen una menor disponibilidad para modular el efecto de posteriores adiciones de P en las concentraciones de este elemento en la solución del suelo.

Tabla 1. Parámetros de adsorción y Q/l de fósforo

Dosis	<i>b</i> 1	<i>b</i> 2	<i>b</i>	<i>k</i> 1	<i>k</i> 2	CTPE	CPE
Mg ha ⁻¹	mg kg ⁻¹			L mg ⁻¹	L kg ⁻¹	mg L ⁻¹	
0	126a	322a	449a	0.58a	0.08a	55a	0.08a
27	161a	270a	431a	0.13b	0.03b	20b	0.47b
54	106a	345a	451a	0.12b	0.02c	12c	1.87c

*b*1, *b*2, *k*1 y *k*2 han sido calculados según la ecuación de Langmuir para dos superficies; *b*= *b*1 + *b*2; CTPE= capacidad tampón de P en equilibrio; CPE= concentración de P en equilibrio.

CONCLUSIONES

La aplicación de alperujo extractado no modifica la capacidad máxima de adsorción de P en el suelo seleccionado. Además, la incorporación de este residuo, especialmente a elevadas dosis, puede contribuir a incrementar las pérdidas de P por escorrentía o lixiviación con respecto a las que puedan producirse en suelos que no reciben esta enmienda.

BIBLIOGRAFÍA

- López-Piñeiro A., Fernández, J., Rato, J. M., García Navarro, A. (2006). Response of soil and wheat crop to the application of two-phase olive mill waste to Mediterranean agricultural soils. *Soil Science* 171:728-736.
- Sposito, G. (1982). On the use of the Langmuir equation in the interpretation of “adsorption” phenomena: II. The two surface Langmuir equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46:1147-1152.

LA DIVERSIDAD MICROBIANA COMO INDICADOR DE LA RECUPERACIÓN DE LA CALIDAD DE UN SUELO AGRÍCOLA DEGRADADO

A. Muñoz¹, A. López-Piñeiro², A. Albarrán, J.M. Rato³, A. García-Navarro²,
M. Ramírez¹

¹ Área de Microbiología. Universidad de Extremadura. anamg@unex.es

² Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura. pineiro@unex.es

³ Escola Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre (Portugal). Av. 14 de Janeiro, S/N 7350-903, Elvas (Portugal). ratonunes@esaelvas.pt

INTRODUCCIÓN

La elevada sensibilidad que presentan las poblaciones microbianas ante los cambios ambientales justifica la importancia de incluir aspectos microbiológicos en los parámetros que determinan la calidad de un suelo. Precisamente debido a esta elevada sensibilidad, los parámetros microbiológicos tienen el grave inconveniente de poseer una gran variabilidad estacional que distorsiona la comparación entre las muestras. Aún así, la diversidad microbiana ha cobrado relevancia en los estudios de suelos, fundamentalmente desde la incorporación de técnicas moleculares (Liu et al., 2006), que describen con mayor fiabilidad las comunidades microbianas y evitan los problemas asociados al cultivo de microorganismos. En este estudio se han utilizado técnicas moleculares para realizar una comparación a lo largo del tiempo de la comunidad microbiana de un suelo degradado sometido a diferentes manejos de un cultivo de maíz en regadío. Con ello se ha pretendido observar, con la mayor fiabilidad posible, las variaciones producidas en las poblaciones microbianas debidas al manejo utilizado y el tiempo de reacción de las mismas, con el objetivo de evaluar la efectividad del uso de la diversidad microbiana como indicador de la recuperación de un suelo degradado.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló durante tres años en la finca Casas de Hitos, en Madrigalejo, Extremadura. El suelo se clasificó como luvisol distri-crómico y ha sido recuperado para su producción agrícola a partir de una formación tipo raña de elevada pedregosidad y escasa materia orgánica. La experiencia se ha planteado con tres tipos de manejos: Laboreo Convencional (LC), Siembra Directa (SD) y Siembra Directa con Cobertura (SDC). Los análisis de parámetros físico-químicos se han realizado como se describen en Muñoz et al., 2007.

Los análisis microbiológicos se han llevado a cabo a partir extracciones directas de ADN del suelo, mediante un kit especial que evita la inhibición de los ácidos húmicos en las reacciones de PCR (MoBio). Las amplificaciones por PCR se han realizado con los cebadores específicos de bacterias 518R y 341F-GC, este último con una secuencia enriquecida en poli-GC para su utilización en DGGE, que se ha realizado conforme a Rincón et al., 2006.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de los índices de diversidad microbiológicos (Fig 1.) indica que a partir de la segunda muestra, tomada a los dos meses de implantación de los manejos, dichos índices comienzan a diferenciarse, siendo mayores en los manejos SD y SDC que en LC. De los parámetros físico-químicos medidos, sólo el contenido de humedad del suelo comenzó a diferenciarse durante el primer año de implantación de los manejos (Muñoz et al., 2007), notándose las diferencias de humedad entre manejos a partir del tercer trimestre. Además, los índices de diversidad correlacionaron con los niveles de materia orgánica ($r=0.657^{**}$) y humedad ($r=0.784^{**}$) medidos durante todo el estudio.

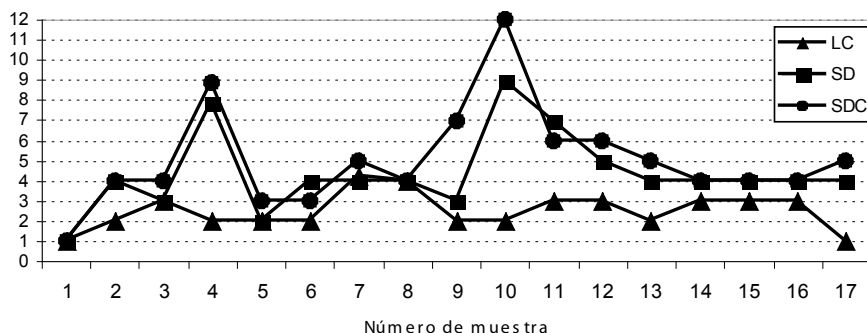


Fig 1. Índice de diversidad de Simpson a partir de bandas de DGGE extraídas de cada muestra de ADN del suelo

CONCLUSIONES

En la comparación de los manejos estudiados, las poblaciones microbianas fueron los primeros indicadores de los cambios que se produjeron en el suelo. La diversidad microbiana correlacionó con el aumento observado en la materia orgánica y la humedad en los manejos de agricultura de conservación. La diversidad microbiana puede ser considerada como un eficiente y primer indicador de la recuperación de la calidad de un suelo degradado.

BIBLIOGRAFÍA

- Liu,B.R., Jia,G.M., Chen,J.A., Wang,G. (2006). A review of methods for studying microbial diversity in soils. *Pedosphere* 16: 18-24.
- Muñoz,A., Lopez-Piñeiro,A., Ramirez,M. (2007). Soil quality attributes of conservation management regimes in a semi-arid region of south western Spain. *Soil and Tillage Research* In Press, Corrected Proof.
- Rincon,B., Raposo,F., Borja,R., Gonzalez,J.M., Portillo,M.C., Saiz-Jimenez,C.(2006). Performance and microbial communities of a continuous stirred tank anaerobic reactor treating two-phases olive mill solid wastes at low organic loading rates. *Journal of Biotechnology* 121, 534-543.

EVOLUCIÓN DEL CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS CON CULTIVO DE SANDÍA FERTILIZADOS CON PURÍN DE CERDO

M. A. Muñoz¹, A. Faz¹, M. Llona², A. Zanuzzi¹, D. M. Carmona¹, V. Climent¹

¹ Grupo de Investigación 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. Mangeles.munoz@upct.es

² Departamento de Biología, Facultad de Química y Biología, Universidad de Santiago, casilla 40 correo 33, Santiago-Chile

INTRODUCCIÓN

El sector porcino en la Región de Murcia es uno de los más representativos en el contexto nacional con 2 033 340 cabezas (MAPA, 2005). La mayor parte de las explotaciones se concentran en el Valle del Guadalentín, generando grandes cantidades de estiércol y purín que originan problemas medioambientales. Por su parte, el suelo es un importante sumidero de CO₂ (Batjes, 1996). El Grupo de Investigación Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas de la Universidad Politécnica de Cartagena, ha realizado ensayos de aplicación directa de purín de cerdo sobre suelos mediterráneos semiáridos con cultivo de sandía, a lo largo de cinco años, obteniendo resultados que justifican dicha aplicación (Faz *et al.*, 2005).

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se desarrolló en el Centro de Formación y Experiencias Agrarias de Lorca (Murcia). Se establecieron cuatro parcelas A, B, C y D, siendo la primera la parcela control, que no fue regada con purín. Las parcelas B, C y D se dividieron en tres subparcelas de 21 x 10 m. Con el fin de observar el efecto residual y acumulativo de la aplicación del purín, las subparcelas se dividieron, tras un año de experimentación, a la mitad, quedando una de ellas como representativa del efecto residual y en ella no se volvió a aplicar purín. Cada año, en las parcelas B se aplicó una dosis de purín de 4,86 L/m², en las C de 11,05 L/m² y en las parcelas D de 14,86 L/m². La aplicación del purín se efectuó dos o tres veces cada ciclo de cultivo, siendo una de ellas en cobertera, y el resto mezclado con agua de riego. Las muestras de suelo se tomaron en cinco puntos en cada subparcela después de la cosecha, cuatro en los vértices y uno en el centro, obteniendo muestras superficiales (0-30 cm) y en profundidad (30-60 cm). Entre los parámetros físico-químicos analizados, se determinó el contenido en carbono orgánico utilizando el método Anne (1945), modificado por Duchaufour (1970). El resto de propiedades y características físico-químicas aparecen descritas por Llona (2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del análisis de carbono orgánico (Tabla 1) muestran que los contenidos medios más elevados se alcanzan en el año 2 en las parcelas con efecto acumulativo, correspondiendo el mayor valor (23,1 g kg⁻¹) a la parcela D en superficie, donde se ha aplicado la dosis de purín más alta. A lo largo del tercer, cuarto y quinto año, los contenidos en carbono orgánico disminuyen, tanto en las parcelas con efecto residual como acumulativo, probablemente por una mayor mineralización de la materia orgánica (Llona, 2005). Estas variaciones podrían estar afectadas, además, por la incorporación de los restos vegetales tras la cosecha (Faz, 2005).

Tabla 1. Contenido medio en carbono orgánico (g kg⁻¹) en las parcelas A, B, C y D. Sup: superficie; Pro: profundidad

Parc.	AÑO 1		AÑO 2				AÑO 3				AÑO 4				AÑO 5			
	Sup	Pro	Residual Sup	Residual Pro	Acumulado Sup	Acumulado Pro	Residual Sup	Residual Pro	Acumulado Sup	Acumulado Pro	Residual Sup	Residual Pro	Acumulado Sup	Acumulado Pro	Residual Sup	Residual Pro	Acumulado Sup	Acumulado Pro
A	13,7	16,6	21,2	22,2	-	-	15,2	21,2	-	-	11,7	12,0	-	-	11,7	11,0	-	-
B	14,3	13,7	16,3	19,6	23,0	22,0	19,3	19,2	19,9	18,8	13,3	12,9	12,8	10,9	12,6	14,0	12,9	10,5
C	16,3	10,3	17,9	16,6	23,0	22,0	18,3	19,1	18,0	19,8	11,0	8,1	12,8	12,7	13,0	12,4	13,0	12,1
D	14,0	12,6	18,2	17,6	23,1	21,9	21,9	20,5	19,0	15,5	13,8	10,0	13,1	10,6	13,3	12,8	14,4	11,5

CONCLUSIONES

La aplicación de purines de cerdo en los suelos mediterráneos semiáridos con cultivo de sandía produce un aumento de la cantidad de carbono orgánico, resultando este efecto más acusado en superficie. A partir del segundo año de aplicación, el contenido en carbono orgánico disminuye, estabilizándose a lo largo del cuarto y quinto año. Posiblemente estos contenidos varían en función de la mineralización del carbono orgánico y los restos verdes incorporados tras la cosecha.

BIBLIOGRAFÍA

- Anne (1945). Agro., 2:161-172
- Batjes N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soil of the world. European Journal of Soil Science, 47 (2), 151-163.
- Duchaufour Ph. (1970). Precis de Pedologie. Masson. Paris. 481 pp.
- Faz A. (2005). Informe Técnico: Programa de Aplicación Agronómica de purines: CARM-Consejería de Agricultura y Agua. Murcia. No publicado. 220 pp.
- Faz A., Tortosa J.L., Andújar M., Llona M., Lobera J., Palop A., Amat. S. (2005) Application of Pig Slurries in the Guadalentin Valley for Broccoli and Watermelon Production: Preliminary Results. Sustainable Use and Management Soils-Arid and Semiarid Regions. Editors: Faz Cano A., Ortiz Silla R and Mermut A.R. Catena Verlag. ISBN: 3-923381-49-2. Reiskirchen, Germany.
- Llona M. (2005). Utilización Agronómica de Purines de Cerdo en Brócoli y Sandía en Condiciones Mediterráneas Semiáridas. Influencia en el Sistema Suelo-Planta. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. Murcia. 374 pp.
- MAPA (2005). Estadísticas. Encuestas Ganaderas. Resultados 2004. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica. Madrid. 63 pp.

APLICACIÓN DE COMPOST DE RESIDUO URBANO EN UN CULTIVO DE REMOLACHA (*Beta vulgaris* L.) EN LA PROVINCIA DE BURGOS

M. Navarro, S. Peña, J.I. López, Y. Arribas, B. Alonso, C. Rad, S. González,
M. Fernández

Grupo de Investigación en Compostaje. Universidad de Burgos. Escuela Politécnica Superior.

Avda. Cantabria s/n. 09007 Burgos. minago@ubu.es

INTRODUCCIÓN

Algunos agroecosistemas de la provincia de Burgos, se caracterizan por tener suelos con cada vez más escaso horizonte de uso agrícola, de baja fertilidad y que soportan una agricultura cerealista extensiva. El excesivo laboreo, la falta de rotaciones y la escasa adición de enmiendas orgánicas son prácticas comunes en estas áreas. La adición de la materia orgánica residual como compost de residuos urbanos, pudiera ser una fuente importante de nutrientes y contribuir a un aumento de la materia orgánica en estos suelos. El objetivo de este trabajo es estudiar la posibilidad de utilizar el compost de residuo urbano como un fertilizante orgánico de bajo coste, capaz de aumentar la producción de la cosecha y la fertilidad del suelo dentro de una agricultura sostenible, evitando cualquier riesgo medioambiental.

MATERIALES Y MÉTODOS

El compost de residuo urbano utilizado en esta experiencia, procede de la Planta de Compostaje de la ciudad de Burgos. En el municipio de Melgar de Fernamental (Burgos) en la finca de “Melgar”, se aplicó compost de residuo urbano en Febrero de 2005, y en Marzo se cultivó remolacha (*Beta vulgaris* L.) variedad “supra” cuyo cultivo precedente fue trigo. La vega del Pisuerga pertenece a la zona productora de remolacha denominada “Zona Duero”. Es la principal zona productora de remolacha de España, y posiblemente la de producciones más elevadas, con rendimientos similares e incluso superiores a los países del Norte de Europa. La parcela fue diseñada en bloques (12mx24m) al azar con cinco réplicas por tratamiento. Se realizaron 5 tratamientos diferentes, tres en los que se aplicaron dosis de compost de residuo urbano equivalentes a 5 (U1), 10 (U2) y 15 (U3) t.ha⁻¹ y dos controles (C) y (I). Se tomaron muestras de suelo inicial, primavera y final y de planta en primavera y cosecha. Estadísticamente se utiliza la técnica de análisis de varianza, mediante la utilización del programa “Statgraphics Plus”.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las características principales del suelo son: Cambisol Calcáreo (FAO); textura franco-arci-

lloso; pH 8,53; CE 140 μ S.cm-1; CIC 13,09 meq.100 g-1; MO 0,575 %; N total 0,07 %; P Olsen 18,58 ppm; CO32- 5,59 %. Las características del compost son: pH 7,5; CE 3,52 mS.cm-1; MO 52,26 %; N total 1,99 %; P total 0,95 %; Cd 1,83 ppm; Cr 57,00 ppm; Cu 187,49 ppm; Ni 29,84 ppm; Pb 120,99 ppm y Zn 294,84 ppm.

La recolección de la remolacha se hizo en Noviembre y se realizaron muestreos de suelo y planta. Tras el estudio estadístico de los datos del suelo final 2005 se aprecian diferencias estadísticamente significativas al 95% para los parámetros químicos materia orgánica, nitrógeno total y fósforo asimilable, que aumentan con la adición del RU, y un ligero incremento del Cu, Cr, Pb y Zn sobre todo en MU2 y MU3. En el análisis de planta se observa también que el contenido en azúcar (°Brix) aumenta con la aplicación del compost, en otras medidas realizadas como longitud y diámetro de la raíz y longitud de las hojas no se aprecian diferencias significativas. Los metales estudiados en hoja de remolacha no indican acumulación, por el contrario en la raíz se aprecia un ligero aumento de Cr, Pb y Zn en las parcelas tratadas con compost de RU.

Las producciones medias de la cosecha obtenidas fueron 62407,86; 65916,37; 64113,74; 68345,57 y 73536,86 Kg.ha-1, para los distintos tratamientos MC, MI, MU1, MU2 y MU3 respectivamente.

CONCLUSIONES

A estas dosis ensayadas de compost y en la primera cosecha, se ha visto incrementado el contenido de materia orgánica, nitrógeno total y fósforo asimilable de suelo y contenido de azúcar (°Brix) en la raíz de la remolacha en las parcelas tratadas.

En cuanto al contenido de metales pesados tanto en el suelo, raíz de remolacha y hoja no aparece riesgo contaminante de estos elementos potencialmente tóxicos en las parcelas donde se adicionó compost de RU (a estas dosis), con respecto al control.

Se ha obtenido un aumento significativo en la producción de la cosecha de remolacha con las dosis más altas del compost de residuo urbano (10 y 20 t.ha-1) en comparación con el resto de las aplicaciones.

BIBLIOGRAFÍA

- 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>.
- 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.
- 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.
- Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnson, C.T. & Sumner, M.E. (1996). *Methods of Soil Analysis. Part 3-Chemical Methods.* SSSA & ASA, Book Series No. 5, Madison, WI. 1358 pp.

SECUESTRO DE CARBONO EN SUELOS DE OLIVAR CON CUBIERTA DE RESTOS DE PODA Y PROCEDENTES DE LA LIMPIEZA DE ACEITUNA EN ALMAZARA

O. Nieto¹, J. Castro¹, E. Fernández²

¹ IFAPA Centro Camino del Purchil, CICE (Junta de Andalucía), PO Box 2027, Granada, España

² Dpto. Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Univ. Granada, Fuentenueva s/n, Granada, España

olgam.nieto.ext@juntadeandalucia.es

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo controla algunas de las funciones principales del mismo (Doran and Parkin, 1994). La estratificación (valor de una propiedad o constituyente en superficie dividido entre el valor del mismo parámetro a la mayor profundidad estudiada) referida a la concentración de carbono orgánico o a otras propiedades relacionadas con él, puede ser usada como un indicador de la calidad del funcionamiento del ecosistema del suelo. La capa superficial de materia orgánica es esencial para el control de la erosión, infiltración de agua y conservación de nutrientes (Franzluebbers, 2002), problemas muy frecuentes en suelos de climas mediterráneos, especialmente en los dedicados al olivar.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo está localizado en el *Cortijo El Empalme* (Jaén), en dos zonas muy próximas. Los suelos se clasifican como Calcisoles Vérticos (CLvr) y Regosoles Calcáricos (RGca) (FAO, 1998). La precipitación media de la zona es de 550 mm. En el centro de la calle se aportan bianualmente residuos de restos de poda triturados y, anualmente, restos procedentes de la limpieza de la aceituna en la almazara (hojas, pequeñas ramas y suelo superficial). Los ruidos, en la proyección de la copa del árbol, se mantienen limpios todo el año. Estos tratamientos se iniciaron hace seis años en el CLvr y diez en el RGca.

Las muestras de suelo fueron tomadas en el centro de la calle bajo los restos triturados (C), y bajo la copa del árbol (NC), de 0-5, 5-10, 10-15, 15-30 cm de profundidad. La densidad aparente fue determinada siguiendo el método de Blake and Hartge (1986) usando un juego de cilindros de 5 y 15 cm especialmente diseñados para este fin. El contenido en carbono orgánico fue determinado por el método Tyurin (1951); la materia orgánica flotante en agua (FOM) y la no flotante (NFOM) fue separada siguiendo el método descrito por Hevia et al. (2003). El nitrógeno total se determinó mediante el método Kjeldahl (Bremner, 1965).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El *pool de CO* (tabla1) es mayor para el RGca, tanto en el centro de las calles donde se han aplicado los tratamientos durante un tiempo más prolongado, como en el suelo desnudo, lo que parece indicar una mayor capacidad para estabilizar CO.

Tabla 1. C: cubierto, NC: no cubierto, FOM y NFOM: materia orgánica flotante y no flotante en agua, respectivamente.

TIPO DE SUELO		ÍNDICE ESTRATIFICACIÓN			POOL CO (Mg ha ⁻¹)	NFOM (%)	FOM (%)
		SOC	N	DA			
<i>Calcosol Vértico</i>	C	9,7±1,3a	3,1±0,6a	0,7±0,1a	177,5±37,7a	79,2±5,0ab	20,8±5,0ab
	NC	2,4±0,8b	1,7±0,4a	1,0±0,1b	66,9±8,2c	84,1±4,2bc	15,9±4,2bc
<i>Regosol Calcárico</i>	C	12,4±2,7a	5,0±1,1b	0,6±0,1a	228,2±26,1b	75,9±3,3a	24,1±3,3a
	NC	1,7±0,5b	1,6±0,4a	1,0±0,1b	95,4±20,3c	81,6±5,5c	13,1±1,4c

El porcentaje de *materia orgánica no flotante* (tabla1) es similar en NC en ambos tipos de suelos; en C, el CLvr retiene un porcentaje mayor que el RGca. En todos los casos el porcentaje de NFOM es muy alto, debido a su estabilización al no arar el suelo en las muestras NC, y por el aporte de restos de fácil humificación unidos a gran cantidad de suelo superficial en las muestras C.

Para la *densidad aparente*, la *estratificación* es menor que 1 (estratificación negativa) en las muestras C; para las muestras NC, la estratificación alcanzó un valor de 1, con diferencias estadísticamente significativas para ambos tratamientos. La *estratificación* de SOC y de N fue más alta en RGca que en CLvr, con diferencias estadísticamente significativas sólo para el nitrógeno. Los valores de estratificación en suelos C fueron similares a los encontrados por Jarecki and Lal (2005) para suelos forestales. En los suelos NC, los valores fueron similares a los encontrados por los autores anteriores en suelos con cultivo tradicional.

CONCLUSIONES

El mantenimiento del suelo utilizado en esta explotación mejora sensiblemente la calidad del mismo, generando una estratificación del carbono orgánico similar a la observada en suelos forestales.

BIBLIOGRAFÍA

- Blake, G.R., Hartge, K.H. (1986). Bulk density. In: Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods, 2nd Ed. A. Klute, ASA, SSSA Monograph N° 9, Madison, WI, 363-375.
- Bremner J.M. (1965). Nitrogen availability indexes. In: Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties. ASA, Madison, 1324-1345.
- Doran, J.W., Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. In: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA, ASA, Madison, WI, 3-21.
- Franzluebbers, A.J. (2002). Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil and Tillage Research 66: 95-106.
- Hevia, G.G, Buschiazzo, D.E., Hepper, E.N., Urioste, A.M., Antón, E.L. (2003). Organic matter in size fractions of soils of te semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. Geodema 116: 265-277.
- Jarecki, M.K., Lal, R. (2005). Soil organic carbon sequestration rates in two long-term no-till experiments in Ohio. Soil Science 170: 280-291.
- Tyurin, I.V. (1951). Analytical procedure for a comparature study of soil humus. Trudy. Pochr. Inst. Dokuchaeva 38.

INFLUENCIA DE LA HUMEDAD Y LA ESTRUCTURA DEL SUELO EN LA ACTIVIDAD DESHIDROGENASA

R. Paradelo¹, M.T. Barral²

¹ Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela. remiedaf@usc.es

² Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela. edbarral@usc.es

INTRODUCCIÓN

Los microorganismos son una parte fundamental del suelo, pues juegan un papel clave en la dinámica de la materia orgánica y los ciclos de nutrientes. Entre otros factores, la humedad y la estructura del suelo influyen decisivamente en su actividad, ya que viven en la fina película de agua que rodea las partículas de arcilla o los agregados, y en el interior de éstos (Nannipieri et al. 2003). En este trabajo se estudió el efecto de la humedad y la agregación del suelo en la biomasa microbiana, mediante la medida de la actividad deshidrogenasa, una de las medidas de actividad microbiana en suelos más utilizadas, por ser un enzima exclusivamente intracelular.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó un suelo de viñedo desarrollado sobre sedimentos cuaternarios, de textura franco-arenosa, con un 2,4% de materia orgánica y pH cercano a la neutralidad (6,5), recogido en Valdeorras (Ourense). Parte del suelo se tamizó en una torre de tamices entre 4 y 0,25 mm, determinándose la actividad deshidrogenasa a cada fracción de agregados (>4, 2-4, 1-2, 0,5-1, 0,25-0,5 y <0,25 mm). Otra parte se conservó intacto, y una tercera parte se desagregó en mortero de ágata. Muestras de estas dos últimas partes fueron equilibradas a distintas presiones, en extractor de Richards (Guitián y Carballas, 1976) para las succiones más elevadas, y en lecho de arena para las más bajas (Reeve y Carter 1991), e incubadas en estufa a 25°C a humedad constante durante siete días, determinándose a continuación su actividad deshidrogenasa mediante reacción con cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio (Tabatabai 1982).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se aprecia que todas las fracciones de agregados presentan actividad biológica, siendo ésta mayor en los agregados entre 1 y 2 mm, que son los que presentan mayor humedad natural. La humedad influyó de manera decisiva en la actividad deshidrogenasa del suelo sin alterar, como se aprecia en la figura 2, siendo el valor máximo el correspondiente a pF 3, y descendiendo tanto al aumentar como al disminuir la humedad. La ruptura de los agregados dio lugar a un fuerte descenso de la actividad deshidrogenasa en las muestras incubadas a menores valores

de pF, mientras que no produjo efecto alguno a las mayores presiones. Esto parece indicar que gran parte de los microorganismos viven en los poros mayores de $0,1\ \mu\text{m}$ (que se vacían a presiones mayores de pF 3), que son destruidos durante la desagregación, permaneciendo activos los microorganismos asociados a superficies; estos serían los responsables de que exista actividad biológica en el suelo incluso a valores muy bajos de humedad, en las que el agua se encuentra formando películas sobre las superficies de las partículas. Dado que las fracciones de agregados mayores de 1 mm son las más importantes en peso (90%), esto podría justificar que la destrucción de los agregados reduzca de manera importante la actividad deshidrogenasa.

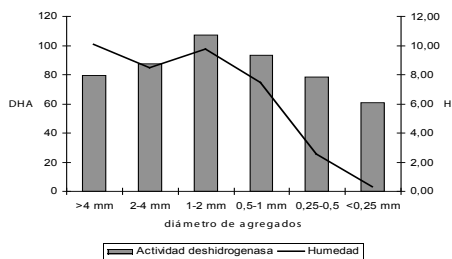


Figura 1. Actividad deshidrogenasa (DHA, en mg TPF/kg día) y humedad (H, %) en función del tamaño de agregado

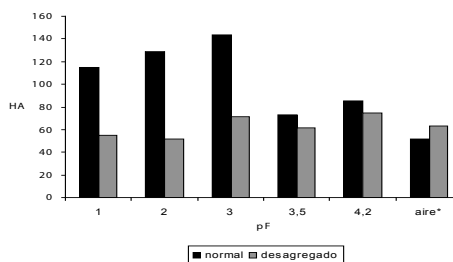


Figura 2. Actividad deshidrogenasa (DHA, en mg TPF/kg día) en función de la presión de succión (* suelo seco al aire).

CONCLUSIONES

La actividad deshidrogenasa se ve afectada por la humedad antecedente y la estructura del suelo. El efecto negativo producido por la desagregación en su medida a valores altos de humedad pone de manifiesto la importancia de la conservación de la estructura del suelo en el desarrollo de los microorganismos y su actividad.

BIBLIOGRAFIA

- Guitián F., Carballas T., (1976). Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro, Santiago, pp.
- Nannipieri P., Ascher J., Ceccherini M.T., Landi L., Pietramellara G., Renella G. (2003). Microbial diversity and soil functions. Eur. J. Soil Sci., 54: 655-670.
- Reeve M.J., Carter A. D. (1991). Water release characteristic. En: Soil analysis. Physical methods. Smith K.A., Mullins C.E. (Eds.) Marcel Dekker, New York. 111-160.
- Tabatabai M.A. (1982). Soil enzymes. En: Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Page A.L. (Ed.) American Society of Agronomy, Madison. 903-947.

EFFECTO DE LA ADICIÓN DE VERMICOMPOST DE ORUJO DE UVA SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA DE UN SUELO DE VIÑA

R. Paradelo¹, A.B. Moldes², M.T. Barral³

¹ Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela. remiedaf@usc.es

² Departamento de Enxeñería Química, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo. amoldes@usc.es

³ Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela. edbarral@usc.es

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo juega un papel fundamental en el mantenimiento de su calidad y en la lucha contra su degradación. El aporte de enmiendas orgánicas reduce la erosión, aumenta la productividad y la biomasa, y mejora la calidad ambiental en general. Los suelos agrícolas en especial tienden a estar faltos de materia orgánica y, por tanto, son más susceptibles de sufrir degradación. En este trabajo se estudió el efecto producido en la mineralización de C y N por la adición de un vermicompost de orujo de uva a un suelo de viña.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó un suelo de viñedo desarrollado sobre sedimentos cuaternarios, de textura franco-arenosa, con un 2,4% de materia orgánica y pH cercano a la neutralidad (6,5), recogido en Valdeorras (Ourense). El vermicompost de orujo agotado de uva fue elaborado a pequeña escala con ejemplares de la especie *Eisenia foetida*. Se incubaron mezclas de suelo y vermicompost en dos dosis (peso seco): dos (V2) y cuatro por ciento (V4), y suelo sin enmendar (S) a una humedad aproximada del 70% de la capacidad de campo. Se determinaron la respiración acumulada y la mineralización de nitrógeno llevando a cabo una incubación en estufa a 25°C durante diez semanas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se muestran los datos de mineralización de N. La adición de vermicompost aumentó las cantidades de N inorgánico, llegando casi a triplicarse con la dosis más alta, aunque no varió en el tiempo, mientras que el suelo sin enmendar incrementó la mineralización constantemente. Esto podría indicar una cierta inmovilización de nutrientes en el suelo enmendado.

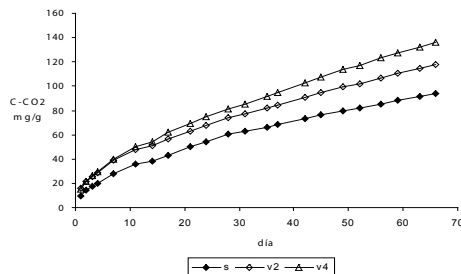
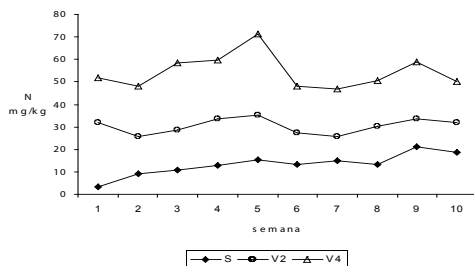


Figura 1. Mineralización de N, en mg N inorgánico·kg suelo⁻¹. Figura 2. Respiración acumulada, en mg C-CO₂·g suelo⁻¹.

En la figura 2 se muestra claramente el incremento de la respiración en el suelo enmendado. Los datos de respiración se ajustaron a ecuaciones exponenciales dobles (tabla 1). A pesar del incremento del C- CO₂ liberado por la respiración, la velocidad global de la mineralización no se vio incrementada por la adición de vermicompost, como demuestra el valor ligeramente inferior de las constantes. De estos valores se deduce también que la pérdida de materia orgánica del suelo sin enmendar sería aproximadamente del 24% del carbono en 25 años, y para mantener constantes los niveles de carbono habría que añadir anualmente unas 20 t·ha⁻¹ de vermicompost (peso fresco).

Tabla 1. Ajustes de la respiración acumulada a un modelo cinético exponencial doble. K y K' representan las constantes de mineralización a 14.5°C de las fracciones C₀ y C₀', respectivamente.

	C ₀	k (años ⁻¹)	C ₀ '	k' (años ⁻¹)	r ²
S	0,0050	37	76,8	2,9E-04	0,991
V2	0,0044	37	76,8	2,2E-04	0,996
V4	0,0036	37	76,8	2,2E-04	0,998

CONCLUSIONES

La adición de vermicompost de orujo de uva podría ser utilizada para revertir la tendencia a la pérdida de materia orgánica de los suelos de viñedo. La utilización de enmiendas derivadas de un material como el orujo, que se produce en grandes cantidades en las mismas explotaciones vitícolas, sería una manera perfecta de cerrar el ciclo de producción y al mismo tiempo evitar la degradación del suelo.

ESTUDIO DE UNA SECUENCIA DE SUELOS DEGRADADOS EN EL LITORAL VALENCIANO. CUANTIFICACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA UTILIZANDO TÉCNICAS DE ESPECTROSCOPIA IR Y MICROSCOPIA ELECTRÓNICA

M. D. Soriano¹, M. J. Molina ², J. Llinares³, V. Pons², P. Salvador⁴

¹ Centro de Investigaciones sobre desertificación- CIDE (CSIC-UV-GV, Camí de la Marjal s/n 46470 Albal (Valencia)

² ETSMRE. Universidad Politécnica de Valencia, C/ Blasco Ibañez nº 10 46010 Valencia

³ EPSG Universidad Politécnica de Valencia, Ctra. Nazaret-Oliva s/n 46730 Grao de Gandía (Valencia)

⁴ IRPI. CNR. Firenze. Madonna del Piano s/n. Sesto Fiorentino (Italia)

Se estudia una secuencia de suelos afectados por diferentes procesos de degradación en una zona del litoral valenciano. Se caracterizan las propiedades de los suelos y se cuantifica la fracción orgánica utilizando técnicas de espectroscopia IR y microscopia electrónica, y se estudia la fracción arcillosa por difracción de rayos X.

El estudio de la mineralogía de la fracción arcilla muestra la presencia mayoritaria de minerales arcillosos tipo 1:1 y 2:1 especialmente illita y caolinita. Se detecta en gran parte de los perfiles la presencia de clorita, mientras que la montmorillonita aparece en baja proporción y de forma puntual en algunos suelos, y su presencia se asocia a la transformación de otros minerales de la arcilla en posiciones topográficas o usos del suelo muy concretos. En los suelos en los que no se observan arcillas expandibles es frecuente la presencia de interestratificados (10I 14M) y (14M 14C).

En cuanto a la fracción orgánica podemos diferenciar dos grupos de suelos en función de su contenido. Los suelos de uso forestal son los que poseen mayor contenido de materia orgánica tanto libre como humificada. Los valores de materia orgánica total oxidable de los suelos agrícolas varían entre 1 y 3%, siendo el perfil clasificado como Arenosol calcáreo el suelo con valores más bajos de este parámetro.

En la materia orgánica humificada la fracción correspondiente a la humina es la que muestra menor contenido en todos los suelos, alternando las proporciones dominantes de ácidos húmicos o fúlvicos.

La microscopia electrónica y los espectros IR muestran como diferencia fundamental observada entre los perfiles el grado de transformación y polimerización, siendo mayor en los suelos mas evolucionados y menos degradados correspondientes a los suelos forestales con contenidos de arcilla y materia orgánica mas elevados.

La actividad biológica valorada por el contenido de microartrópodo se relaciona con la cantidad de materia orgánica del suelo y su estado de degradación.

ÁREA TEMÁTICA 4

Otros procesos de degradación del suelo

DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO A LOS SUELOS CONTAMINADOS, un poco de historia y algunas reflexiones

M. T. Felipó¹

¹ *Universitat de Barcelona. Facultat de Farmàcia. SD Edafologia. Avda. Joan XXIII s/n. 08028 Barcelona*
mtfilipo@ub.edu

INTRODUCCIÓN

Hoy nadie se atreve a negar que la contaminación, proceso de degradación ambiental, afecte a todos los compartimentos del ambiente, pero la importancia y trascendencia del proceso no se han reconocido con la misma prontitud para todos ellos, ni se han divulgado y generalizado de la misma forma. Ello refleja, por una parte, el nivel de conocimientos existente, y por otra, que la contaminación no acontece de la misma forma, ni con análoga intensidad, ni produce los mismos efectos al aire, que al agua, o a los suelos; es decir, la incorporación de idénticas dosis de un mismo contaminante en ellos, conduce a resultados muy diversos, puesto que su comportamiento y los efectos dependen, además de la naturaleza de los agentes contaminantes implicados, de las singularidades propias de cada medio y de las del organismo receptor.

La reconocida complejidad y heterogeneidad de los suelos, se ve acrecentada cuando reciben agentes contaminantes. El suelo es una interfase activa del ambiente y la dinámica de los contaminantes en su seno es función, no solo de innumerables factores (Figura 1), sino también de su integración en los diferentes procesos (Figura 2) que rigen en el sistema -transformaciones y transporte-, es por ello que los contaminantes pueden recorrer itinerarios muy diversos lo que condiciona, por tanto, los posibles y variados efectos que puedan ocasionar.

El estudio de la contaminación del medio edáfico es complejo, y suele ser bastante más dificultoso de realizar de lo que pueda serlo para los medios fluidos. En consecuencia, tampoco es fácil hacer predicciones sobre el comportamiento de los contaminantes, y mucho menos pensar que puedan ser válidas o exportables para cualquier suelo o para cualquier contaminante. Al mismo tiempo, los efectos sobre la salud humana y/o el ambiente no acostumbran a ser ni tan inmediatos, ni tan agudos como ocurren cuando se contamina el agua o el aire y, en general, tan solo resultan espectaculares y manifiestos tras accidentes de gran alcance.

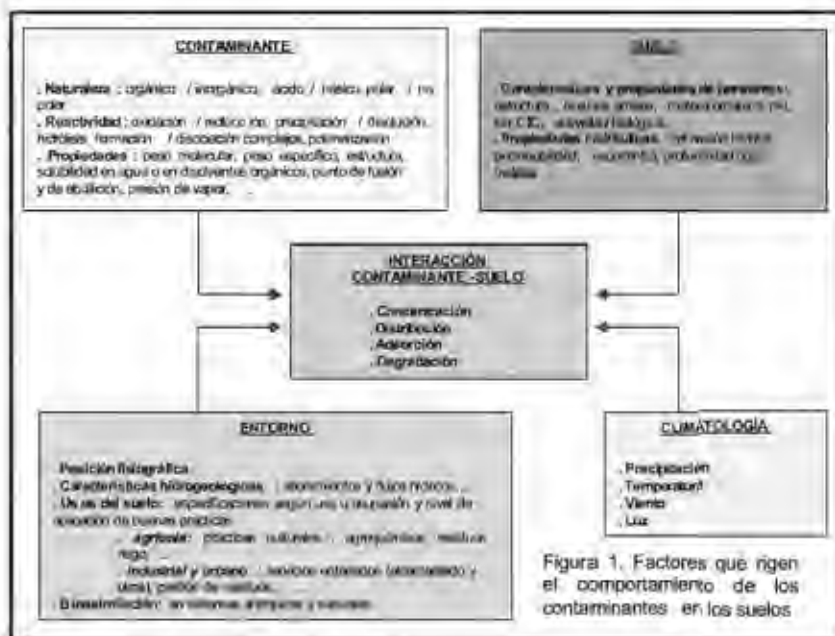


Figura 1. Factores que rigen el comportamiento de los contaminantes en los suelos

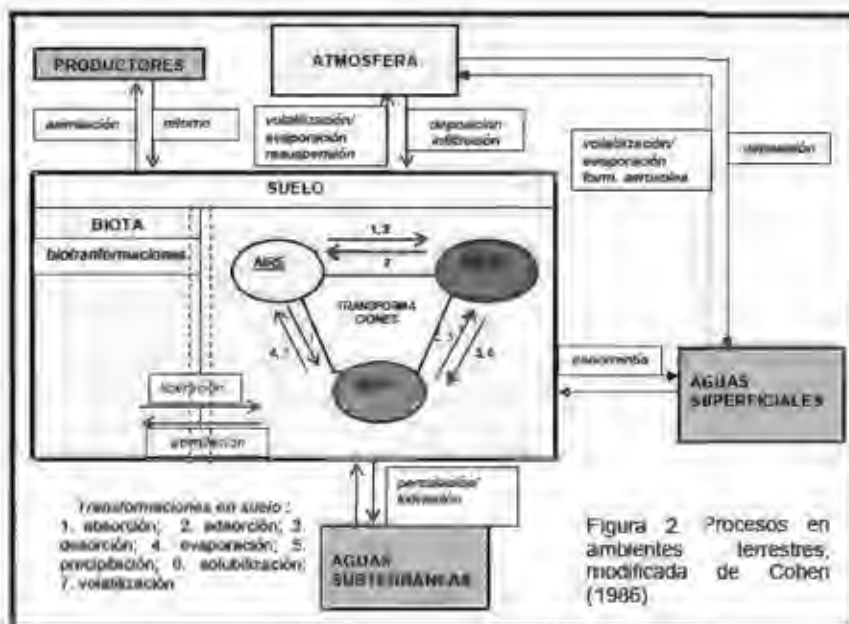


Figura 2 Procesos en ambientes terrestres, modificada de Cohen (1985)

Estos hechos, junto al derecho de propiedad a que se halla sujeto el suelo, en general, no han favorecido la identificación del proceso con más celeridad, retrasando el establecimiento de actuaciones preventivas y la elaboración de procedimientos para la gestión de los suelos presuntamente contaminados.

ANTECEDENTES Y SITUACIÓN ACTUAL

En pocos años hemos sido testigos de una lenta pero progresiva cascada de sucesos que han ido configurando la situación presente. Tras el reconocimiento de la contaminación como proceso de degradación del recurso suelo, se inició el estudio de los suelos contaminados, al que siguió la consiguiente innovación tecnológica que comporta su rehabilitación, pero el desarrollo de las medidas de prevención ha sido más lento de lo deseable, aunque gradual.

Los inicios se remontan al año 1972, cuando el Consejo de Europa reconoce, por primera vez, la necesidad de establecer medidas para proteger al suelo de cualquier degradación, biológica, física o química; la FAO, en 1982, lo ratifica y consolida, en esencia, para los suelos dedicados a la producción de alimentos. A partir de este momento, se identifica a la contaminación como un proceso de degradación independiente.

Los últimos sucesos importantes han sido: en España, la publicación del Real Decreto 9/2005 de indudable trascendencia para la prevención de la contaminación de origen industrial o comercial y la gestión de suelos contaminados, así como la propuesta del II Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados (PNSC); en el ámbito de la Unión Europea (UE), la Comunicación -COM/2006/231 final- de la CCE reconoce la contaminación como una de las amenazas de los suelos de Europa, y el marco para su protección -propuesta de Directiva COM/2006/232 final- que incide, básicamente, en la elaboración del inventario de suelos contaminados, reforzar la prevención y ordenar la rehabilitación.

El camino recorrido durante estos escasos cuarenta años se deduce al observar la relación de acontecimientos, de índole muy diversa (políticos, jurídicos y científicos), que se citan en la Tabla 1; esencialmente, se relacionan aquellos hechos que han contribuido a forjar el marco actual que rige, en nuestro entorno geográfico, sobre la protección de los suelos frente a la contaminación y las actuaciones a realizar en los suelos presuntamente contaminados. Es bien conocido que muchos de ellos nacieron para dar respuesta a sucesos importantes que han ocasionado la contaminación directa de los suelos en diversos lugares del mundo, siendo en su mayoría (Tabla 2) de reconocida importancia internacional.

A modo de síntesis puede indicarse que algunos de los sucesos, reseñados en dicha tabla, son consecuencia de accidentes por negligencias o falta de medidas de seguridad en el ejercicio de actividades industriales muy diversas, otros son fruto de la eliminación incontrolada de residuos industriales o de mala praxis al decidir su aprovechamiento, y unos pocos son el resultado de actividades bélicas o de la ocupación del territorio por antiguas instalaciones militares.

Tabla 1. Acontecimientos más relevantes que han contribuido al reconocimiento de la contaminación del suelo y a la elaboración de procedimientos para la gestión de los suelos contaminados.

- 1972, *Carta del Suelo*, Consejo de Europa
- 1982, *Carta Mundial de los Suelos*, FAO
- 1982, *Política Mundial del Suelo*, PNUMA
- 1985, *First International Conference on Contaminated Soil* (Holanda), evento europeo celebrado bianualmente desde 1993 y conocido en la actualidad como *ConSoil*, el próximo año se celebrará la décima edición
- 1986, Propuesta de los *estándares holandeses sobre calidad del suelo* (conocidos como valores A, B y C), modificados en 1993 tras incorporar la evaluación de riesgo y algunas características de los suelos
- 1987, "*Scientific Basis for Soil Protection in the European Community*" Commission of European Communities. Elsevier, 629 pp (análisis del impacto de actividades humanas en el suelo, sensibilidad de los suelos)
- 1991, "*Soil Survey – A Basis for European Soil Protection*" Commission of European Communities, 317pp (Actas de la Reunión de directores de los Servicios de Suelos de Europa)
- 1991, "*Mapping of Soil and Terrain Vulnerability to Specified Chemical Compounds in Europe at a Scale of 1: 5M*" Proceedings of an International Workshop, editors: N. H. Batjes and E. M. Britges, CTB & ISRIC, 177 pp (Vulnerabilidad del suelo a la contaminación)
- 1992, edición del *Journal of Soil Contamination*, publicado hasta el año 2000; a partir de 2001 es substituido por *Soil & Sediment Contamination an International Journal*
- 1992, Seminario "*Contaminación, Protección y Saneamiento de Suelos*", UIMP, Valencia
- 1993, *Congreso Internacional de Suelos Contaminados*, IHOBE, S. A. (Sociedad Publica de Gestión Ambiental, Bilbao), se repite en segunda edición al año siguiente
- 1994, Propuesta del "*Plan Director para la Protección del Suelo*" Gobierno Vasco, propone valores indicativos de evaluación, modificados en 1998 (IHOBE, S. A.)
- 1995, *Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados* -PNRSC- (1995-2005), en Resolución de 28 de abril, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, por la que se dispone la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero. Es la primera iniciativa oficial española que reconoce la protección del suelo frente a la contaminación y manifiesta interés en buscar soluciones
- 1995, El primer volumen de la nueva revista *Edafología* recoge las ponencias presentadas en la *Reunión del Grupo de Contaminación de suelos de la SECS*
- 1998, *Ley 10/1998*, de 21 de abril, de *Residuos*, regula por primera vez los suelos contaminados y establece los principios básicos, Título V
- 1998, Propuesta de los "*Criteris provisionals de la qualitat del sòl a Catalunya*"
- 2000, "*Promover el desarrollo sostenible en la industria extractiva no energética de la UE*", COM/2000/265 final. Comunicación de la Comisión (no publicado en el DOUE). Evaluación de impacto y medidas preventivas
- 2000, "*La seguridad de la minería: informe de seguimiento de los últimos accidentes ocurridos en el sector*". COM/2000/664 final. Comunicación de la Comisión (no publicado en el DOUE). Entre otros, hace referencia a los accidente de Aznalcóllar y Baia Mare
- 2002, *1er Seminario Hispano Estadounidense de Terrenos Contaminados*, organizado por U.S. EPA y España (IGME y MMA)
- 2002, edición de *Vadose Zone Journal*
- 2002, "*Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente*", Decisión 1600/2002/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de julio de 2002. Protección de los recursos naturales
- 2002, "*Hacia una estrategia temática para el uso sostenible de los plaguicidas*", COM(2002) 349 final,

Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo

- 2004, "*Contamination and Land Management*", Volume IV. Reports of the TWG established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/4, 872 pp. <http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/vol4.pdf>
- 2005, "*Estrategia temática sobre el uso sostenible de los recursos naturales*", COM(2005) 670 final, Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo
- 2005, "*Estrategia temática sobre prevención y reciclado de residuos*", COM(2005) 666 final, y *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre los residuos*, COM(2005) 667 final, Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo
- 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*, desarrolla el título V de la Ley 10/1998
- 2006, "*Estrategia temática para la protección del suelo*", COM/2006/231 final, Comunicación de la Comisión de las Comunidades Europeas al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo <http://ec.europa.eu/environment/soil/index.htm>
- 2006, *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco para la protección del suelo y se modifica la Directiva 2004/35/CE*, COM(2006) 232 final, <http://ec.europa.eu/environment/soil/index.htm>
- 2006, *Propuesta del II Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados –II PNRSC- (2007-2015)*, incorporado en el propuesta o borrador del "Plan Nacional Integrado de Residuos", presentado el pasado diciembre http://www.mma.es/portal/secciones/calidad_contaminacion/

La primera iniciativa oficial para la protección del suelo frente a la contaminación, en España, se debe al PNRSC, aprobado en 1995 (Tabla 1). Durante la vigencia del Plan (MMA, 2006) el volumen de recursos públicos -MMA, Fondos de Cohesión europeos y CCAA- destinados alcanzó una cantidad próxima a los 170 millones de €, se recuperaron 270 emplazamientos, y se estima que una cantidad similar podría haber sido invertida por iniciativa privada, especialmente en estaciones de servicio y terrenos adquiridos por empresas extranjeras. El borrador del II PNRSC (MMA, 2006) indica que el Ministerio prevé realizar una inversión de casi 200 millones de € para la remediación y saneamiento de los suelos, propiedad de la administración general del estado, declarados contaminados. La financiación de los suelos contaminados se sustenta por el principio "quien contamina paga", y hoy uno de los principales problemas reside en establecer los mecanismos de financiación para rehabilitar terrenos abandonados, conocidos también como espacios o parajes huérfanos.

El desarrollo de medidas para prevenir la contaminación ha sido bastante tímido. Las primeras iban dirigidas a los suelos de uso agrícola y nacieron para remediar los efectos derivados de la transformación agraria hacia una producción intensiva y especializada, que se consolidaron paulatinamente en códigos de buenas prácticas, hoy en vías de revisión y ampliación. Durante el último decenio, se han elaborado también otras medidas de prevención para evitar que otras actividades antrópicas puedan ser causa de la contaminación, directa o indirecta, de los recursos naturales, en este caso van dirigidas hacia las actividades industriales, unas han sido legisladas y otras están en vías de serlo.

Tabla 2. Sucesos de importancia (1970-2007) que han generado suelos contaminados y/o actuaciones realizadas en ellos.

- 197?, evaluación del impacto producido en los habitantes de las viviendas construidas sobre un vertedero de residuos industriales (1920-53) en *Love Canal* (NY, EUA), que contenía organoclorados y dioxinas
- 197?, se descubre la presencia de dioxinas en el municipio de *Times Beach* (MO, EUA), incorporadas al regar calles y parkings, para mitigar los efectos de tornados, con residuos de lubricantes procedente de una planta química. El gobierno compró el área afectada por 36 M de dólares que se evacuó de forma permanente
- 1976, accidente en *Seveso* (Italia), explosión de una planta química que fabricaba pesticidas, ocasionando la liberación de dioxinas y clorofenoles
- 1980, se inicia el saneamiento de la zona contaminada en *Lekkerkerk*, Holanda, viviendas construidas sobre un vertedero de residuos industriales, el coste fue de 90 M de dólares
- 1984, liberación de 40 T de isocianato de metilo, cianhídrico y otros gases, tras el accidente en la fábrica de pesticidas en *Bophal* (India)
- 1986, accidente en la central nuclear de *Chernobil* (Ucrania), la radiación emitida se estimó que fue 500 veces superior a la liberada por la bomba atómica lanzada, en 1945, en Hiroshima (Japón)
- 1991, rotura de un oleoducto por atentado en *Molins de Rei* (Barcelona) y vertido de 75.000 L de gasolina que afectaron al acuífero del Llobregat
- 1994, avería de un oleoducto en *Usinsk* (Rusia) tras lluvias torrenciales y derrame de unas 200.000 Tm de petróleo, en una zona pantanosa, que afectó 68 km²
- 1998, accidente de *Aznalcollar* (Sevilla), rotura de la presa de contención de la balsa de decantación de una mina de pirita y vertido de unos 4,5 Hm³ (aguas ácidas y lodos), afectó unas 5000 Ha de suelos agrícolas
- 1999, publicación de los resultados de la evaluación de la contaminación química en *Vietnam* durante la guerra (1961-71) por uso de defoliantes, el agente naranja que contiene dioxinas, se hallaron concentraciones muy inferiores ($\approx$ 1000 veces menos) a las halladas en los suelos de Times Beach o Seveso
- 2000, accidente de *Baia Mare* (Rumania), rotura de la presa de una balsa de aguas residuales procedente de la planta de tratamiento de restos de materiales de la mina de oro y vertido de 0,1 Hm³ de aguas residuales ricas en cianuros y metales pesados
- 2005, inicio de la evaluación de la contaminación en los terrenos afectados por los últimos conflictos de los Balcanes (1991-2001)
- 2007, caracterización radiológica superficial detallada de *Palomares* (Almería) donde cayeron, en 1966, accidentalmente cuatro bombas nucleares, dos se recuperaron intactas y las otras liberaron parte de la carga. No se ha encontrado riesgo para la salud, pero la zona considerada como contaminada se ha triplicado ($\approx$ 0,3 km²) por tener un nivel de radiación superior a lo permitido

LIMITACIONES DERIVADAS DE LA NUEVA CONCEPCIÓN SOBRE LA CONTAMINACIÓN DE SUELOS

La normativa sobre actividades contaminantes del suelo y suelos contaminados es muy reciente en España -el RD 9/2005 y las nuevas disposiciones que las respectivas CCAA han elaborado o están preparando, por ser las responsables de dar cumplimiento a las obligaciones en materia de suelos contaminados que les asigna la Ley 10/98-, por ello, en la actualidad están siendo analizados tanto el ordenamiento jurídico (Miguel, 2007) como los aspectos técnicos (Colomer,

2005; MEC y MMA, 2007) que comporta la aplicación del RD 9/2005. En un futuro inmediato habrá que tener en cuenta la Directiva marco de la UE que está en vías de consolidación - comunicación COM(2006) 232 final-.

El marco jurídico actual acota el alcance del proceso de contaminación, ya que limita tanto la concepción del propio suelo, como las actividades potencialmente contaminantes y los agentes contaminantes. Así en dicho marco, la actividad agraria de ser una de las inicialmente consideradas como responsables del problema, y en consecuencia de la contaminación de las aguas subterráneas, ha dejado de incluirse en él. La exclusión de la contaminación difusa comporta, entre otras omisiones, la exclusión de los compuestos acidificantes, lo que desliga la acidificación de la contaminación y por tanto habrá que considerarla como otro proceso de degradación, como ocurre con la salinización, cuyo origen, en la mayoría de situaciones, tampoco puede desligarse de actividades antrópicas. El proceso queda reducido a la contaminación local o puntual de origen industrial y comercial, considerando únicamente aquellas actividades que manejen sustancias peligrosas o generen residuos que puedan contaminar el suelo, y entre los agentes contaminantes no figuran ni los agentes físicos, ni los bióticos.

En la Tabla 3, se comentan las restricciones más evidentes que modifican la concepción inicial del proceso de contaminación, de acorde a su repercusión en cada uno de los ámbitos citados -suelos, actividades contaminantes y agentes contaminantes-.

Tabla 3. Limitaciones en el proceso de contaminación de suelos, derivadas del marco actual sobre suelos contaminados.

- SUELOS (objeto de estudio y del problema)
- Respecto a la definición de suelo que figura en el RD 9/2005:
 - + exclusión de los suelos permanentemente cubiertos por una lámina de agua superficial, sin matizar su profundidad. Muchos cumplirían los requisitos de suelo (Colomer, 2005) según los sistemas de uso habitual para la clasificación de suelos.
 - + los contaminantes no respetan las fronteras de lo que la comunidad científica ha establecido como suelo/sedimento. El flujo hídrico y/o la permeabilidad favorece la invasión de otros territorios más allá de los límites del suelo- regolito, zonas no saturada o vadosa y saturada- , como indican Ibáñez & Boixadera (2002) y defienden (Brantley et al., 2005; Lin et al., 2005; Wilding & Lin 2006; entre otros) que denominan al conjunto como "zona crítica". El estudio de los suelos presuntamente contaminados abarca al conjunto de materiales afectados que, sin duda, deberán ser tratados también en las labores de rehabilitación, cuando proceda.
 - + los contaminantes que están retenidos en el suelo pueden mobilizarse al modificarse las condiciones ambientales, lo que puede generar serios problemas a medio-largo plazo (Stigliani et al., 1991). A pesar de la dificultad que supone considerar este aspecto al evaluar los suelos presuntamente contaminados, no debería olvidarse en algunos emplazamientos, como por ejemplo, antiguos vertederos.
- Mientras, a efectos de gestión, los suelos contaminados se sigan considerando como residuos, será difícil que se introduzcan tecnologías de descontaminación ambientalmente más respetuosas, aunque técnica y económicamente más costosas, que permitan el tratamiento sin excavación, y por tanto, un destino de los suelos distinto a la disposición de los materiales excavados en vertederos
- El "suelo" y el "no suelo", contaminados o no, reciben normalmente denominaciones tan diversas como espacio, emplazamiento, terreno, tierra, enclave, etc.,

- **ACTIVIDADES CONTAMINANTES** (sujeto del problema)
 - En el RD 9/2005 se obvia a:
 - + la contaminación de origen natural,
 - + la contaminación difusa,
 - + las actividades agrarias (suelos de uso agrícola),
 - + las actividades militares (suelos en los que se ubiquen instalaciones militares o en los que se desarrollen actividades militares, que recibirán un trato especial -Plan de descontaminación- que han de elaborar los ministerios de Defensa y Medio Ambiente).
- **AGENTES CONTAMINANTES** (utensilio, causa del problema)
 - El RD 9/2005 considera únicamente determinados contaminantes químicos de carácter peligroso de origen humano, y soslaya a:
 - + los agentes bióticos y otros contaminantes químicos emergentes de uso industrial o los fármacos que al no metabolizarse por humanos y animales son excretados, se incorporan en los suelos tras reutilización de los residuos de origen humano o animal (estiércol, lodos, residuos biodegradables, aguas regeneradas) y su presencia es habitual en ellos. Para asegurar la calidad de estos materiales y preservar a los suelos, deberá establecerse un nuevo marco legislativo, hecho anunciado, en particular para alguno de los residuos indicados, en la estrategia temática para la protección del suelo, y, de forma genérica, en la propuesta de directiva por la que se establece un marco para la protección del suelo,
 - + los agentes físicos, entre los que se hallan los elementos radioactivos.
 - El RD 9/2005 es muy tolerante con el nivel aceptable de contaminantes no prefijados para la protección de los ecosistemas, según apartado 2 del anexo III, si se comparan con el nivel de exigencia que establece para los contaminantes de la lista del anexo VI (sustancias a considerar para la evaluación de la contaminación).
 - Es difícil el control de hidrocarburos totales de petróleo establecido en los criterios para la identificación de suelos que requieren valoración de riesgos, en el anexo IV del RD 9/2005, además su peligrosidad será muy distinta según se hallen en fase libre o no y dependerá de los compuestos implicados.

Al margen de los niveles genéricos de referencia que puntualiza el RD 9/2005, sería deseable que se pudiesen establecer unas bases que permitiesen fijar criterios o parámetros de calidad del suelo de acorde a los usos a que pueda ser destinados, ello permitiría preservar la ocupación indiscriminada del territorio, lo que redundaría en la conservación de este recurso, imprescindible en aquellas zonas de fuerte demanda en donde existe conflicto entre usos del suelo.

GESTIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS: INSTRUMENTOS DISPONIBLES Y CARENCIAS

El estudio de los suelos contaminados es complejo y el RD 9/2005 no es fácil de aplicar. Para facilitar la toma de decisiones en las diversas etapas de su gestión, en el marco de una actuación sistemática y gradual, es imprescindible disponer de normas técnicas. Recientemente, el pasado mes de abril, se ha presentado la Guía técnica de aplicación del RD 9/2005 (MEC y MMA, 2007), subordinada a las interpretaciones y a la revisión que se hagan, sin embargo, su alcance no cubre todas las necesidades que exige la investigación y el estudio de los suelos presuntamente contaminados.

Es evidente que, los tiempos cambian a ritmo trepidante la generación de conocimientos y aho-

ra, la innumerable información disponible no siempre facilita hallar los medios más adecuados en la búsqueda de soluciones para algunos problemas relacionados con los suelos contaminados. Por ello, se ha considerado de interés incluir en este apartado una relación de aquellos actores -públicos y privados- (Tabla 4) que han y/o están desarrollando instrumentos de utilidad para la gestión de suelos contaminados, que incluyen normas o metodologías para su reconocimiento, evaluación y rehabilitación o saneamiento de los mismos (estrategia de muestreo y toma de muestras, metodologías de análisis, datos químico-físicos de contaminantes, datos toxicológicos para cuantificar los efectos sobre la salud humana y la protección de los ecosistemas, evaluación del riesgo, técnicas y métodos de saneamiento, etc.). En dicha relación se indica la dirección electrónica principal de organismos públicos o privados, portales, redes temáticas, etc., agrupados por su ubicación geográfica.

Tabla 4. Principales actores que contribuyen al desarrollo de herramientas de utilidad para la gestión de suelos contaminados -reconocimiento, evaluación y saneamiento-.

- ESPAÑA
 - *Asociación Española de Normalización y Certificación*, <http://www.aenor.es> normas DIN, UNE, ASTM,...
 - *Centro Nacional de Referencia de Suelos*, <http://www.igme.es/internet/RecursosMinerales/indexc.htm>
 - *Consejerías de Medio Ambiente de las Comunidades Autónomas* (CCAA)
 - *IHOBE, S. A. (Sociedad Pública de Gestión Ambiental, Bilbao)*, www.ihobe.net/, ha publicado diversas guías temáticas para la identificación y gestión de suelos contaminados
 - *Ministerio de Medio Ambiente*, <http://www.mma.es/>, informes y publicaciones
 - *Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, <http://www.secs.com.es>, información de actividades científicas, acceso a la revista *Edafología* y otros documentos
- EUROPA
 - *Agencia Europea de Medio Ambiente*, <http://www.eea.europa.eu/>, informes y publicaciones
 - *Buró Europeo de Suelos*, <http://eu soils.jrc.ec.europa.eu/library/esdac/index.html>, centro de datos de suelos europeo, dispone de mapas, informes y publicaciones
 - *Concerted Action on Brownfield and Economic Regeneration Network* (2002-2005), <http://www.cabernet.org.uk>, elaboró las recomendaciones sobre las necesidades de investigar en la evaluación del riesgo
 - *Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites* (1996-1998), <http://www.caracas.at/>, estableció las bases sobre las necesidades de investigar en la evaluación del riesgo
 - *Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies*, <http://www.clarinet.at/>, pone a disposición recomendaciones técnicas para la toma de decisiones en la rehabilitación de suelos contaminados
 - *Contamlinks*, <http://www.contamlinks.co.uk/index.html>, portal de información sobre contaminación de suelos
 - *European Information System Soil and Groundwater*, <http://www.eugris.info/>, portal para la gestión del suelo y el agua en Europa, dispone de mucha información y actualiza las novedades que se producen
 - *European Sediment Research Network*, <http://www.sednet.org>, pone a disposición recomendaciones técnicas para la gestión de sedimentos
 - *European Topic Centre on Terrestrial Environment*, <http://terrestrial.eionet.eu.int>, Centro Temático designado por la Agencia Europea de Medio Ambiente
 - *Network for Industrially Contaminated Land in Europe*, <http://www.nicole.org/>, red para fomentar la

cooperación entre la industria, los centros de investigación y los proveedores de servicios

- *National Environment Agency*, <http://www.environment-agency.gov.uk/>, informes y publicaciones
- *Forum Actualités Sites Pollués*, <http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/>, informes y publicaciones
- EUA
- *American Society for Testing of Materials*, <http://www.astm.org/>, ensayos de toxicidad, caracterización de emplazamientos
- *Environmental Protection Agency*, <http://www.epa.gov>, amplia y variada información
- *Federal Remediation Technologies Roundtable*, <http://www.frtr.gov/index.htm>, facilita la colaboración entre las agencias federales de los EUA sobre programas y tecnologías de remediación
- *Interstate Technology Regulatory Council*, <http://itrcweb.org/common/default.asp>, pone a disposición recomendaciones sobre tecnologías de investigación y recuperación de SC
- *Remediation Technologies Development Forum*, <http://www.rtdf.org/>, dispone de información sobre tecnologías de saneamiento para el tratamiento y caracterización de residuos y suelos contaminados, los avances se actualizan en *Technology Innovation Programm*
- *Superfund*, <http://www.epa.gov/superfund/index.htm>, programa gubernamental que se encarga de restaurar y reconstruye emplazamientos abandonados (huérfanos) con contaminantes peligrosos
- *Technology Innovation Program*, <http://clu-in.org>, información sobre tecnologías de saneamiento para el tratamiento y caracterización de residuos y suelos contaminados
- OTROS
- *Canadian Council of Ministers of the Environment*, <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/ccme/default.cfm>, informes y publicaciones
- *International Organization for Standardization*, <http://www.iso.org/iso/en/ISOOnline.frontpage>, normas ISO
- *Organization for Economic Co-operation and Development*, <http://www.oecd.org>, datos físico-químicos y toxicológicos, procedimientos de análisis, etc.

No cabe duda que uno de los principales problemas que persiste en la gestión de suelos contaminados, reside en la evaluación del riesgo. Si bien las metodologías establecidas para determinar el riesgo para la salud humana están en la actualidad bastante bien definidas (CCME, 2006), no ocurre lo mismo con el riesgo aceptable para los ecosistemas. Probablemente debido a que a la complejidad de factores y procesos que gobiernan el comportamiento de un contaminante en el suelo (Figuras 1 y 2) hay que sumarle la gran variabilidad de respuestas que tienen los distintos organismos receptores que sustentan el suelo en cada ecosistema (Kümmerer, 2004; Thompson et al., 2005). Alcanzar un nivel de riesgo aceptable mínimo para todos los seres vivos sería lo más deseable, pero en algunas situaciones es quizás difícil sino imposible lograrlo, no solo por la escasa información ecotoxicológica disponible, que también, sino porque la viabilidad técnica y económica aún no lo permite. Hoy, sería probablemente osado afirmar que éste sea el único camino válido para afrontar la toma de decisiones para declarar a un suelo contaminado, en el proceso de gestión de los suelos contaminados.

CONCLUSIONES

Finalmente y a modo de conclusión, a continuación se indican algunas actuaciones que, entre

otras, podrían llevarse a cabo para un mejor conocimiento del proceso de contaminación de los suelos y el comportamiento de los contaminantes, a la vez que faciliten la gestión de los suelos contaminados, y la conservación de éste recurso natural:

- crear grupos de trabajo y/o foros de discusión interdisciplinares integrados por expertos en todas aquellas materias que son imprescindibles para el estudio y la gestión de los suelos contaminados, con la posibilidad de poder incluir, cuando proceda, a representantes de los diversos agentes económicos y sociales,

- incrementar los recursos para la ejecución de proyectos de investigación sobre el estudio de la contaminación de los suelos (dinámica de contaminantes, métodos y técnicas de detección, bioasimilabilidad, evaluación de riesgos, etc) y el desarrollo de nuevas técnicas de descontaminación,

- elaborar normas técnicas para la gestión de los suelos contaminados y actualizar sus contenidos de acorde al avance de conocimientos,

- incluir el estudio del suelo y la trascendencia de su degradación en las distintas etapas de formación para la educación ambiental,

- acelerar el acceso público a los inventarios -de las CCAA y el nacional- sobre suelos contaminados tanto de titularidad pública como privada, así como a los resultados provenientes del seguimiento y control de aquellos emplazamientos que han sido descontaminados,

- establecer unas bases que permitan fijar criterios/parámetros de calidad de los suelos (no asociados a la contaminación) de acorde a los posibles usos a que puedan ser destinados

BIBLIOGRAFÍA

- Brantley, S.L., White T.S., White A.F., Sparks D., Richter D.D., Pregitzer K., Derry L., Chorover J., Chadwick O., April R., Anderson S., and Amundson R. (2005). *Frontiers in Exploration of the Critical Zone*. NSF Workshop Report. Univ. Delaware, Newark, USA, 30 pp. <http://www.czen.org/>
- CCME. (2006). *A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines*. Winnipeg, Manitoba. 215 pp. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). http://www.ccme.ca/assets/pdf/sg_protocol_1332_e.pdf
- Cohen Y., Eds. (1986). *Pollutants in a Multimedia Environment*. Plenum Press, New York, NY. 338 pp.
- Colomer Marco J. C. (2005). La declaración de suelos contaminados en el marco legislativo español: aspectos técnicos. *Ecosostenible*, 4: 30-35.
- Ibáñez J. J. and Boixadera J. (2002). The search for a new Paradigm in Pedology: a driving force for new approaches to soil classification. In: *Soil Classification 2001*. Micheli E., Nachtergaele F. O., Jones R. J. A. and Montanarella L. (Eds.). European Soil Bureau, Research Report 7. EUR 20398 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 93 -110.
- Kümmerer K., Edts. (2004) *Pharmaceuticals in the environment: sources, fate, effects and risks*. 2nd ed. Springer, Berlin, 528 pp
- Lin H. S., Bouma J., Wilding L., Richardson J., Kutilek M. and Nielsen D. (2005). *Advances in hydropedology*. *Ad. Agronom.*85: 1-89.
- MEC -IGME y INIA- y MMA (2007). *Guía Técnica de aplicación del RD 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*. 127 pp. Ministerio de Educación y Ciencia (MEC), y Ministerio de Medio Ambiente (MMA). Madrid. <http://www.secs.com.es>
- MMA (2006). *Propuesta del II Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados (2007-2015)*.

26 pp. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Incluido en el borrador del Plan Nacional Integrado de Residuos, presentado el pasado diciembre.

http://www.mma.es/portal/secciones/calidad_contaminacion/

- Miguel Perales, C. (2007). Régimen jurídico español de suelos contaminados. Ed. Civitas, Madrid, 272 pp.

- Stigliani W. M., Doelman P., Salomons W., Schults R., Smidt G. R. B., and Seatman Van der Z. E. E. (1991). Chemical Time Bombs. Predicting the unpredictable. Environ. 33, 4: 4-30.

- Thompson K. C., Wadhwa K. and Loibner A., Eds. (2005). Environmental Toxicity Testing. Blackwell, Oxford. 408 pp.

- Wildinga L. P., Lin H. (2006). Advancing the frontiers of soil science towards a geoscience. Geoderma, 131: 257-274

DINÁMICA DE PO_4^{3-} Y NO_3^- , PROCEDENTE DE AGUAS EUTROFIZADAS, EN RESIDUOS MINEROS SOMETIDOS A 17 SEMANAS DE INUNDACIÓN

J. Álvarez-Rogel¹, M.N. González-Alcaraz², F.J. Jiménez Cárceles³

Dpto. de Ciencia y Tecnología Agraria. ETSIA-UPCT. Paseo Alfonso XIII, 52. 30203 Cartagena, Murcia

¹. jose.alvarez@upct.es; ² mnga@alu.upct.es; ³ francisco.jimenez@upct.es

INTRODUCCIÓN

En los humedales es habitual que existan ambientes anóxicos donde tienen lugar procesos reductores que van a influir en la dinámica del N y el P. Además, la vegetación puede influir de dos maneras en dicha dinámica: absorbiendo estos dos nutrientes y/o modificando las condiciones del suelo en su entorno rizosférico.

En este trabajo se presentan los primeros resultados de un experimento en el que se estudiaron los posibles procesos implicados en la disminución de la concentración de fósforo y nitrógeno de la solución edáfica de saladares afectados por residuos mineros, cuando la inundación del suelo se prolonga durante periodos prolongados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó con residuos mineros procedentes de áreas no colonizadas por la vegetación (suelo desnudo) ubicadas en dos saladares del SE de España, con el que se rellenaron macetas de 15x12 cm. Además, se recolectaron rizomas de dos especies típicas de estos saladares: *Sarcocornia fruticosa* y *Phragmites australis*. Los rizomas se colocaron en las macetas citadas y se dejaron crecer unos tres meses hasta obtener plantas de un tamaño lo suficientemente grande como para comenzar el experimento. También se prepararon macetas sin planta que se sometieron desde el principio a idénticas condiciones que las anteriores. Al comienzo del experimento se inundaron las macetas con agua eutrofizada ($\text{NO}_3^- \approx 220 \text{ mg L}^{-1}$ y $\text{PO}_4^{3-} \approx 10 \text{ mg L}^{-1}$) procedente de la misma zona en la que se había recogido el material vegetal y el suelo. El nivel del agua en las macetas se mantuvo así durante tres meses, para dejarlas secar luego progresivamente. Cada semana, y en algunos casos con mayor frecuencia, se extrajo la solución edáfica de las macetas con muestreadores tipo Rhizon. En estas muestras se determinó la conductividad eléctrica y la concentración de nitratos, fosfatos y carbono soluble. Semanalmente se realizaron medidas de pH y Eh insertando electrodos adecuados en las macetas. Tras el período de secado se procedió a retirar las macetas para analizar el contenido en fósforo y nitrógeno en el suelo y en las plantas correspondientes. El experimento se realizó para suelos precedentes de dos saladares distintos con propiedades diferentes (uno de ellos con $\text{pH} \approx 6,5$ y $< 1 \text{ g kg}^{-1}$ de CaCO_3 -Lo Poyo- y el otro con $\text{pH} \approx 7,8$ y $\approx 35 \text{ g kg}^{-1}$ de CaCO_3 - El Carmolí).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al inicio del experimento el potencial redox presentó valores cercanos a +250 mV en El Carmolí, cayendo, hacia la sexta semana, hasta ≈ -50 mV para las macetas con *S. fruticosa* y suelo desnudo y hasta $\approx +50$ mV para las macetas con *P. australis*. Lo Poyo comenzó con un Eh $\approx +350$ mV y la disminución fue más progresiva, sin bajar de los +100 mV y sin que se apreciaran apenas diferencias entre las macetas con y sin plantas. Probablemente el pH ligeramente ácido en Lo Poyo, que favoreció una elevada concentración de metales solubles, dificultó la actividad microbiológica y por tanto frenó el descenso del Eh.

Existió una brusca disminución del contenido de fosfatos en la solución extraída de las macetas, hasta de un 50% en los primeros 20 minutos y hasta de un 95% en las primeras dos horas, tras la adición del agua eutrofizada. Dicha disminución se observó por igual en los suelos de ambos saladares e independientemente de la presencia o no de plantas. La extracción secuencial realizada demostró que la mayoría de ese fósforo se asoció a óxidos metálicos, muy abundantes en los residuos mineros.

El contenido en nitratos mostró un comportamiento diferente para cada saladar. En Lo Poyo se observó, desde la primera semana, un efecto favorable de la vegetación, independientemente de la especie, en la retirada de nitratos de la solución (≈ 250 mg L⁻¹ en suelo desnudo y ≈ 40 mg L⁻¹ en macetas con planta). Hacia la semana 13 las concentraciones en las macetas sin planta mostraron una clara tendencia a disminuir, que coincidió con la caída del Eh por debajo de los +200 mV, por lo que puede atribuirse a procesos de desnitrificación. En El Carmolí la concentración de nitratos de la solución había disminuido $\approx 80\%$ con respecto a la del agua añadida desde el segundo día después de la adición, tanto en macetas con planta como las de suelo desnudo. Aquí el efecto de la desnitrificación pareció ser muy efectivo desde casi el principio del experimento. A lo largo de las 17 semanas las concentraciones tuvieron ciertas oscilaciones, pero sin elevarse nunca por encima de los 50 mg L⁻¹, llegando a ser ≈ 1 mg L⁻¹ para *S. fruticosa*. Las dos especies estudiadas acumularon la mayor parte de los nitratos en las partes verdes, alcanzado ≈ 4500 mg kg⁻¹ en *S. fruticosa* y ≈ 7300 mg kg⁻¹ en *P. australis*.

MERCURIO EN LOS SUELOS AFECTADOS POR EL VERTIDO DE AZNALCÓLLAR

F. Cabrera¹, J. Ariza², P. Madejón¹, E. Madejón¹, J.M. Murillo¹

¹*Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC. Apartado 1052. 41080 Sevilla, fcabrera@irnase.csic.es; pmadejon@irnase.csic.es; emadejon@irnase.csic.es; murillo@irnase.csic.es*

²*Departamento de Ingeniería Química, Química Física y Química Orgánica. Universidad de Huelva. Facultad de Ciencias Experimentales. Campus El Carmen. 21071. Huelva. jariza@uhu.es*

INTRODUCCIÓN

A pesar de que el Hg es uno de los elementos más tóxicos, que tiene efectos negativos sobre el medio ambiente y la salud (Adriano 2001), y de que es un importante componente del mineral de la mina Los Frailes-Aznalcóllar (Almodóvar et al., 2001), y por tanto del lodo que contaminó más de 4000 ha de suelo de las riveras de los ríos Agrio y Guadiamar (Cabrera et al., 1999), los datos sobre el contenido de Hg en los suelos afectados por el vertido son escasos y controvertidos.

En el presente trabajo se determina el efecto del vertido y de las medidas de restauración sobre el contenido de Hg de los suelos, así como su relación con otros elementos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron muestras de suelo (afectados y no-afectados) tomadas inmediatamente después del vertido (8-15 mayo 1998) en siete áreas a lo largo de las riveras de los ríos Agrio y Guadiamar, para establecer el grado y la penetración de la contaminación. Asimismo, se analizaron muestras de suelo tomadas en un muestreo extensivo en las mismas riveras, llevado a cabo en 2002 cuando terminaron las medidas de restauración de los suelos afectados.

Las muestras de suelo ($< 60 \mu\text{m}$) se atacaron con *aqua regia* en un horno microondas, y el Hg en los extractos se determinó mediante la técnica del vapor frío (CVAAS). Otros elementos traza se determinaron por ICP-OES.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El perfil medio de los suelos afectados mostró que en la capa superficial (0-5 cm) el contenido de Hg ($0,512 \pm 0,639 \text{ mg kg}^{-1}$; media $\pm$ desviación típica) era 8 veces mayor que el del suelo no-afectado. El contenido en este elemento decrecía en profundidad, aunque en la capa 20-50 cm, su valor era aun casi dos veces superior a la de los suelos no-afectados. El valor medio de la concentración de Hg en la capa 0-20 cm fue $0,253 \pm 0,167 \text{ mg kg}^{-1}$, 4 veces mayor que el valor medio de los suelos no afectados.

Una vez terminadas las tareas de restauración, en 2002 el valor medio de Hg en los suelos restaurados ($0,404 \pm 0,420 \text{ mg kg}^{-1}$), fue 6 veces el valor medio de los suelos no-afectados. El valor medio de Hg al final de la restauración fue también 1,6 veces mayor que el valor medio de los suelos afectados en 1998, si bien las diferencias no fueron estadísticamente significativas debido a los altos coeficientes de variación (66% y 106% respectivamente). Los valores medios de As, Cd, Cu y Pb en estas mismas muestras, fueron también superiores (1,8; 2,4; 1,6 y 1,2 veces) que los correspondientes valores medios de 1998. Estas anomalías están relacionadas con pequeñas cantidades de lodo que quedaron en la superficie de los suelos después de la limpieza y que se enterraron en los mismos durante las subsiguientes labores de restauración. La concentración de Hg en los suelos decrece aguas abajo hasta unos 15 km de la presa en la que se originó el vertido; en este tramo se obtuvieron valores de hasta $2,36 \text{ mg kg}^{-1}$. En el tramo siguiente los valores de Hg fueron similares a los de 1998, con un valor medio de $0,215 \pm 0,1310 \text{ mg kg}^{-1}$. Otros elementos poco móviles, As y Pb, siguieron un patrón muy similar al del Hg, mientras que Cd y Zn no mostraron una variación muy definida con la distancia a la presa.

CONCLUSIONES

La concentración de Hg y de otros elementos traza en los suelos después del vertido, de la retirada de los lodos y de las labores de restauración indican una notable contaminación residual. En el de los elementos menos móviles, As, Hg y Pb dicha contaminación es mayor en el primer tramo de los suelos de la rivera de los ríos Agrio y Guadamar.

BIBLIOGRAFÍA

- Adriano DC. (2001). Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals, second ed. Springer, New York, 867 pp.
- Almodovar GR, Sáez R, Pons JM, Maestre A, Toscazo M, Pascual E. (1998). Geology and genesis of the Aznalcóllar massive sulphide deposits, Iberian Pyrite Belt, Spain. *Miner Depos*; 33: 111-136.
- Cabrera F, Clemente L, Díaz-Barrientos E, López R, Murillo JM. (1999). Heavy metal pollution of soils affected by the Guadamar toxic flood. *Sci Total Environ* 242: 117-129.

ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL SUELO MEDIADA POR AVES MARINAS: EVIDENCIAS DERIVADAS DEL ANÁLISIS ISOTÓPICO

L.V. García^{1#}, E. Gutiérrez¹, T. Marañón¹, R. Redondo², L. Clemente¹

¹Departamento de Geoecología, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC).
Avda. Reina Mercedes nº 10, 41012-Sevilla

² SIDI, Facultad de Ciencias Universidad Autónoma de Madrid Fco. Tomás y Valiente 7, 28049-Madrid

Autor para correspondencia: ventura@cica.es

INTRODUCCIÓN

Headley (1996) sugirió que el incremento en la concentración de metales pesados en las turbas árticas era resultado de su aumento en las heces de las aves marinas, las cuales devolverían a tierra firme, magnificados, los contaminantes de origen antrópico presentes en el mar. Más recientemente Blais *et al.* (2005) han mostrado, en el ártico canadiense, que dicho *efecto boomerang* se extiende a metales tóxicos y a pesticidas.

En latitudes menos extremas, Otero (1998) relacionó la densidad de las colonias de gaviotas y la composición de sus heces con la concentración de algunos metales pesados en el suelo en las islas Cíes. En las islas Chafarinas García *et al.* (2002) relacionaron el incremento de la influencia aviar con la acidificación del suelo y el aumento de la disponibilidad de algunos micronutrientes (Fe y Zn) en el suelo.

En este trabajo se estudian las concentraciones de ocho metales pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en las heces de las dos especies de aves dominantes en las islas Chafarinas (NW Africa), se comparan con las determinadas en suelos libres de influencia aviar y analizan las relaciones existentes entre las concentraciones (totales y disponibles) de dichos metales en el suelo y la intensidad de la influencia aviar, evaluada a partir del enriquecimiento en ¹⁵N del suelo y otros dos indicadores.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han muestreado heces de *Larus audouinii* y *L. cachinnans*, que fueron digeridas con ácido nítrico concentrado y analizadas mediante un ICP-OES. De modo similar, pero empleando agua regia como extractante, se determinaron las concentraciones quasi-totales de elementos traza y fósforo en el suelo. Para estimar la disponibilidad se empleó una solución neutra de EDTA 0.05M como extractante. El valor $\delta^{15}\text{N}$ del suelo se determinó mediante un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas (IRMS).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio de los contenidos de metales pesados en las heces de las dos especies estudiadas (*L. audouinii* y *L. cachinnans*), comparados con los medidos en suelos no afectados lleva a identificar un conjunto de metales (Cd, Cu, Fe y Zn) cuyas concentraciones en las heces son muy superiores (2-4 veces) a los contenidos *quasi*-totales medidos en horizontes no afectados. En todos los metales estudiados las concentraciones medidas en las heces fueron muy superiores (entre 4 y 300 veces) a las halladas en horizontes no afectados. Dichos contrastes llevan a esperar cambios en los contenidos de elementos traza en suelos reiteradamente influidos por las aves.

El análisis de correlación entre las concentraciones totales de los metales medidos en el suelo y los tres indicadores de influencia aviar muestra que las únicas significativas son las existentes con Cu, Cd y Zn. En el caso de las concentraciones disponibles, todos los metales (excepto Ni y Pb) presentan una elevada correlación con los indicadores de influencia aviar y con el descenso del pH (que, a su vez, se relaciona con aquélla, *vía* nitrificación del amonio derivado de las heces aviares, García 2002).

CONCLUSIONES

La concentración total de Cd, Cu, Zn en las heces aviares es muy superior a la medida en suelos no influidos por las aves. Además, existe una elevada correlación positiva entre los contenidos de los metales citados en el suelo y los indicadores de influencia aviar, lo que lleva a la conclusión de que la acumulación de productos aviares produce un incremento neto significativo del contenido total de dichos metales en el suelo.

En el caso de otros elementos traza estudiados (Cr, Fe, Mn) el aumento de la disponibilidad del metal a lo largo del gradiente de influencia aviar debe atribuirse más a un efecto indirecto de los productos aviares (acidificación del medio) que a un enriquecimiento neto significativo del suelo en el elemento.

BIBLIOGRAFÍA

- Blais J.M., Kimpe L.E., McMahon D., Bronwyn E.K., Mallory M.L., Douglas M.S.V. Smol, J.P. (2005). Marine arctic seabirds transport marine-derived contaminants. *Science* 309: 445.
- García L.V., Marañón T., Ojeda, F., Clemente L., Redondo R. (2002). Seagull influence on soil properties, chenopod shrub distribution, and leaf nutrient status in semi-arid Mediterranean islands. *Oikos* 98: 75-86.
- Headley A.D. (1996). Heavy metal concentrations in peat profiles from the high Arctic. *The Science of the Total Environment* 177: 105-111.
- Otero X.L. (1998). Effects of nesting yellow-legged gulls *Larus cachinnans* Pallas on the heavy-metal content of soils in the Cies Islands Galicia, north-west Spain. *Marine Pollution Bulletin* 36: 267-272.

MOVILIDAD DE METALES EN SUELOS AFECTADOS POR UN VERTIDO DE LODOS PIRÍTICOS

F. Martín¹, M. Díez¹, I. García², M. Simón², C. Dorronsoro¹

¹Dpto. Edafología y Química Agrícola. Campus Fuentenueva s/n 18002. Granada fjmartin@ugr.es

²Dpto. Edafología y Química Agrícola. CITE IIB. 04120. Almería inesgar@ual.es

INTRODUCCIÓN

Debido al accidente minero ocurrido el 28 de abril de 1998 en Aznalcóllar (Sevilla, España), por la rotura de la balsa de decantación de la mina de pirita, se vertieron a los ríos Agrio y Guadamar unos 4,5 millones de m³ de aguas y lodos con alto contenido en elementos contaminantes, afectando a unos 20-30 km² de terrenos fértiles (Simón et al. 1999). Cubriéndose la superficie del suelo de una capa de lodo de espesor variable. Los lodos, al depositarse sobre la superficie de los suelos estaban saturados de agua, por lo que reinaban las condiciones reductoras y los sulfuros eran estables. Posteriormente se produjo la desecación y aireación, los sulfuros se oxidan a sulfatos, el pH descendió y los contaminantes se solubilizaron. Los principales contaminantes fueron Zn, Pb, Cu, As, Sb, Bi, Cd y Tl (Cabrera et al. 1999; Simón et al. 1999).

Comparamos, en este trabajo, la movilidad de los metales contaminantes a medida que se va produciendo la oxidación del lodo pirítico. Para ello estudiamos la variación de Zn, Pb, Cu, As, Sb, Bi, Cd Tl con la profundidad en un suelo (Q0) a los 40 días de producirse el accidente minero (4 de junio de 1998) y otro (Q1) a los tres años en el que, en parcelas de experimentación, se mantienen los lodos.

MATERIALES Y MÉTODOS

La toma de muestras se llevó a cabo mediante un muestreo sistemático, extrayendo y analizando tres muestreos de cada una de las paredes de la cata realizada. En cada uno de ellos, se tomó una muestra cada 5 mm hasta la profundidad de 70 mm, después una muestra cada 10 mm hasta la profundidad de 120 mm y, por último, una muestra cada 50 mm hasta la profundidad de 570 mm.

Las muestras se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm para determinar el porcentaje de grava y tierra fina. El pH de las muestras se determinó potenciométricamente en una suspensión 1:2.5, el contenido en carbonato cálcico equivalente se obtuvo mediante el método de Williams (1948) y el yeso por precipitación con acetona (Bower and Huss, 1948). Muestras de suelo fueron finamente molidas (<0.05 mm), en ellas se realizó una digestión ácida (HF, HNO₃ y HCl) y posteriormente se midió en cada muestra digerida, Zn, Pb, Cu, As, Sb, Bi, Cd Tl mediante ICP-MS con un espectrofotómetro PE SCIEX ELAN-5000A

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La solución ácida procedente de la oxidación del lodo, presentaba una elevada concentración en diferentes elementos trazas, por lo que cuando se infiltró en el suelo, no sólo meteorizó los carbonatos que desaparecieron totalmente en el suelo Q1 en los primeros 35 mm, donde el pH <3,5, y parcialmente entre 35 y 80 mm, sino que además incrementó considerablemente su nivel de contaminación en metales pesados y As. En función de su comportamiento, los distintos elementos contaminantes se pueden dividir en varios grupos.

En un primer grupo se incluyen los elementos menos móviles como Tl, Sb, Bi, y Pb, que tanto el suelo Q0 como en el Q1, tienden a acumularse en los primeros 15 mm.

En un segundo grupo se incluyen los elementos más móviles, como Zn y Cd que si bien en Q0 se acumulan en la superficie del suelo, conforme progresa la acidificación se lavan y tienden a acumularse en zonas más profundas y básicas, y así en Q1, disminuyen considerablemente en superficie y tienden a acumularse en torno a los 52,5 mm, donde el pH = 6.1. También el Cu se moviliza y se acumula a una profundidad de 55.5 mm, donde el pH=6.

En el tercer grupo se incluye el As que presenta un comportamiento peculiar. Así, si bien en Q0 tiende un comportamiento similar al de los otros elementos, en Q1 disminuye considerablemente en los primeros 5mm milímetros del suelo (capa grisácea) y se acumula inmediatamente por debajo de ella para, posteriormente, disminuir de forma progresiva en profundidad. Este comportamiento es muy similar al del Fe y ambos elementos están muy relacionados, lo que indica que tienden a precipitar juntos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, gracias al proyecto. REN 2003-03615

BIBLIOGRAFÍA

- Cabrera, F., L. Clemente, E. Díaz Barrientos, R. López, and J.M. Murillo. 1999. Heavy metal pollution of soil affected by the Guadamar toxic flood. *Sci. Total Environ.* 242:117-129.
- Simón, M., I. Ortiz, I. García, E. Fernández, J. Fernández, C. Dorronsoro, and J. Aguilar. 1999. Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). *Sci. Total Environ.* 242:105-115.
- Williams, D.E. 1948. A rapid manometric method for determination of carbonate in soils. *Soil Science Society American Proceeding*, 13, 127-129.

ENSAYO DE CONCENTRACIONES DE REFERENCIA DE CADMIO EN SUELOS HORTICOLAS MEDITERRANEOS REPRESENTATIVOS

L. Recatalá¹, C. Micó¹, C.D. Arbelo²

¹Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-Universitat de Valencia-Genera-
litat Valenciana). Camí de la Marjal, s/n. 46470-Albal (Valencia, España). ¹luis.recatala@uv.es;

¹carolina.mico@uv.es

²Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n; 38204 La
Laguna, Tenerife, ²carbelo@ull.es.

INTRODUCCIÓN

El Cadmio es un metal altamente tóxico que puede ser transferido desde el suelo hasta los cultivos y, a través de la cadena trófica, afectar a la salud humana. El Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005), que regula la caracterización de suelos contaminados, establece como uno de los criterios para declarar un suelo como contaminado que se supere 100 veces la concentración relativa al nivel genérico de referencia de un contaminante en el suelo. En este trabajo se han ensayado diferentes dosis de Cd, que se corresponden con valores múltiplos (1x, 10x, 50x y 100x) del nivel genérico de referencia establecido para suelos hortícolas en la Comunidad Valenciana (0.74 mg/kg), en cuatro suelos mediterráneos representativos bajo cultivo controlado de lechuga (*Lactuca sativa* L.), siguiendo el procedimiento de la norma UNE 77301-1 (UNE, 1996), con el objetivo de analizar la capacidad de los suelos para permitir el crecimiento del cultivo y evaluar el mencionado criterio para declarar un suelo contaminado.

MATERIAL Y MÉTODOS

En el ensayo se utilizaron cuatro suelos Mediterráneos representativos, que fueron muestreados en distintas parcelas agrícolas con cultivos hortícolas de la Comunidad Valenciana ubicadas en Rojales (Alicante), Sollana (Valencia), Nules y Peñíscola (Castellón), respectivamente. Las características y propiedades edáficas se analizaron siguiendo los métodos oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994). Posteriormente, los suelos fueron “contaminados” mediante la adición de una solución de cloruro de cadmio hasta alcanzar las correspondientes dosis (1x, 10x, 50x y 100x veces el nivel de referencia, 0.74 mg/kg). Tras un periodo de equilibrio de siete días en bolsas cerradas, los suelos contaminados fueron introducidos en tiestos cilíndricos de plástico (8 cm de diámetro y 11 cm de altura), con el objeto de permitir el crecimiento libre de las raíces. En cada tiesto se situaron tres semillas de la variedad romana larga de lechuga y, tras el período de crecimiento, se midió la longitud de la raíz (incluyendo el hipocotilo y la radícula) de cada planta. Finalmente, se comparó estadísticamente la longitud de la raíz en el suelo control con la desarrollada con las diferentes dosis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestran las características y propiedades de los suelos sobre los que se han realizado los ensayos.

Tabla 1.- Propiedades físicas y químicas de los suelos muestreados en las cuatro parcelas.

Suelo	pH	CE _{ea}	CE _{es}	MO	CaCO ₃	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
Peñíscola	8.2	0.1	1.1	2.1	52	9.9	56	24	20	Fr-Ac-Ar

Las longitudes medias de las raíces no muestran una disminución estadísticamente significativa al aumentar las dosis de Cd en los diferentes suelos (Tabla 2). Estos resultados indican que las concentraciones utilizadas en este trabajo corresponden a un intervalo en el que el Cd no presenta todavía efecto tóxico sobre el sistema radicular de la lechuga. En este sentido, algunos autores (p. ej. An, 2004) han establecido una disminución de la germinación de diferentes cultivos a partir de 640 mg de Cd/kg suelo.

Tabla 2.- Longitudes medias de raíces de lechuga obtenidas con las diferentes dosis de Cd.

Nivel	Rojales		Sollana		Nules		Peñíscola	
	Dosis Cd	Longitud raíz	Dosis Cd	Longitud raíz	Dosis Cd	Longitud raíz	Dosis Cd	Longitud raíz
	(mg/kg)	(mm)	(mg/kg)	(mm)	(mg/kg)	(mm)	(mg/kg)	(mm)
1	0.001	8	0.001	9,5	0.001	9,5	0.001	9,5
2	0.74	7,5	0.74	7	0.74	10	0.74	11
3	7.4	9,5	7.4	6	7.4	10	7.4	10
4	37	10	37	8,5	37	11	37	9
5	74	12,5	74	6,5	74	11	74	11

Estos resultados, además, parecen indicar que el criterio establecido para metales pesados por el Real Decreto 9/2005, con el objeto de identificar un suelo como contaminado cuando se superan 100 veces el nivel genérico de referencia (Nivel 5 del ensayo realizado), resulta un valor claramente conservativo para el Cd en el caso de los cultivos de lechuga para su estadio inicial de crecimiento. El máximo nivel ensayado (74 mg/kg de Cd), que es igual a 100 veces el valor genérico de referencia calculado para este metal en la Comunidad Valenciana, no representa todavía una concentración tóxica en el suelo considerando las propiedades y características de los suelos ensayados, principalmente en lo que se refiere a suelos básicos con alto contenido en carbonatos. No obstante, deberían evaluarse los contenidos de Cd alcanzados en las plantas para corroborar este aspecto.

BIBLIOGRAFÍA

- An, Y.J. (2004). Soil ecotoxicity assessment using cadmium sensitive plants. *Environmental Pollution*, 127, 21-26.
- 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 BOE nº 15 de 18 de enero de 2005, Madrid.
- MAPA (1994). Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- UNE (1996). UNE 77301-1 Determinación de los efectos de contaminantes sobre la flora del suelo. Parte 1. Método para la medida de la inhibición del crecimiento radicular. AENOR, Asociación Española de Normalización y Certificación, Madrid.

EVOLUCIÓN TEMPORAL DE METALES PESADOS EN UNA CUENCA AGROFORESTAL

P. Sande Fouz¹, J.M. Mirás Avalos¹, E. Vidal Vázquez¹, J. Paz Ferreiro¹

¹ Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. A Zapateira s/n, 15071 A Coruña. psande@udc.es

INTRODUCCIÓN

La importancia del estudio de las fuentes de contaminación difusa, como los suelos de cultivo, a escala de cuenca ha sido ampliamente reconocida. Hasta la fecha la mayor parte de los estudios se han centrado en el transporte de sedimentos, nutrientes y pesticidas, tanto a favor de la erosión y la escorrentía, como mediante flujo subsuperficial. La erosión hídrica es un proceso selectivo, de modo que el desprendimiento y transporte afectan preferentemente a las partículas de arcilla y limo. En este marco, han sido bien documentados procesos como el transporte selectivo de fósforo o el enriquecimiento de los sedimentos en materia orgánica. Sin embargo existen menos datos acerca de la transferencia de metales pesados del suelo a los sedimentos a partir de terrenos agrícolas. Los metales pesados del horizonte superficial proceden del material de partida, los abonos y enmiendas agrícolas o de la deposición atmosférica. Estos elementos presentan una elevada afinidad por la materia orgánica y los coloides, por lo que durante los episodios erosivos se desplazan asociados a los mismos. El objetivo de este trabajo es estudiar la evolución del contenido en formas solubles de Fe, Mn, Cu y Zn en el cierre de una cuenca agroforestal, bajo clima atlántico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudió la cuenca formada por el curso alto y medio del río Valiñas, con una extensión de 36,3 km², estableciéndose el cierre de la misma en Sésamo (Coruña), como ha sido descrito en Sande Fouz (2005). El uso del suelo es el siguiente: 45% a policultivo en rotación, 20 % a pradera y 45% a monte. El número de muestras tomadas fue de 193 en 2003, 113 en 2004 y 56 en 2005, siendo el primero el año más húmedo y el último el más seco. Las muestras se filtraron a 0,45 µm y los contenidos de Cu, Zn, Fe y Mn se determinaron por ICP-MS, con un equipo Plasmaquad II.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se presenta el resumen estadístico de las concentraciones de Cu, Zn, Fe y Mn para el período 2003-2005, ascendiendo los valores medios de estos elementos a 1,06, 6,19, 48,66 y 10,19 µg/L, respectivamente. El rango de oscilación entre valores mínimos y máximos es muy amplio, de modo que las diferencias ya se cifran en un factor de 26,7 para el Fe, que se torna superior a 100 para Cu y Zn y a 1000 para Mn.

Tabla 1: Resumen estadístico de Cu, Zn, Fe y Mn para el período 2003-2005

	Cu (µg/l)	Zn (µg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)
Media	1,07	6,19	48,66	10,19
Mediana	0,76	3,52	37,05	9,54
Desviación Estándar	1,28	7,51	36,51	9,06
Coefficiente de variación	119,55	121,31	75,03	88,96
Máximo	19,01	66,5	267	77
Mínimo	0,11	0,62	10	0,074

Las distribuciones de frecuencias de estos cuatro elementos presentan asimetría positiva. Esto significa que unas pocas muestras se caracterizan por tener contenidos relativamente elevados de Cu, Zn, Fe y Mn. Es decir, unos pocos eventos de escorrentía son responsables de la mayor parte del transporte de sólidos en suspensión y elementos asociados, movilizandolos metales pesados de la capa arable.

La evolución temporal de las concentraciones de estos elementos en el cierre de la cuenca presentó notables diferencias, lo que sugiere distintos procesos de transferencia desde el suelo a las aguas superficiales. Las correlaciones entre las concentraciones de Cu, Zn, Fe y Mn variaron de acuerdo con la estación del año y entre los sucesivos años. En general las concentraciones de Zn y Cu presentaron una buena correlación con las de Fe. La altura de la precipitación permitió explicar parte de las oscilaciones interanuales.

Los sólidos en suspensión explicaron buena parte de la varianza del contenido en Fe durante los sucesivos años estudiados. Cu y Zn presentaron menor dependencia del contenido en sólidos en suspensión, mientras que para Mn no se obtuvo correlación.

CONCLUSIONES

Se encontraron diferencias importantes en los contenidos de Fe, Mn, Cu y Zn medidos en condiciones de flujo base y durante las crecidas. La variación temporal del contenido en Cu, Zn, Fe y Mn en el cierre de la cuenca no ha sido sincrónica, lo que sugiere que las transferencias de estos elementos están controladas por procesos que acaecen a distintas escalas de tiempo.

BIBLIOGRAFÍA

- Sande Fouz, P. (2005). Transporte de sólidos en suspensión y elementos químicos asociados desde una cuenca agroforestal. Tesis Doctoral. Universidad de A Coruña. 419 pp.

INFLUENCIA DEL RIEGO CON AGUAS DEPURADAS EN LOS CULTIVOS EN “ARENADOS”

M. Tejedor, C. Jiménez, J.M. Hernández-Moreno, F. Díaz

Dpto. de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n, Universidad de La Laguna, 38206 La Laguna, Tenerife. Islas Canarias. martesa@ull.es

INTRODUCCIÓN

En la isla de Lanzarote, ante la escasez de los recursos hídricos, consecuencia de la aridez climática, y a la sobreexplotación, se vienen reutilizando las aguas depuradas urbanas (AD) para el riego desde hace décadas. La cantidad de este recurso es de $6.1 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, siendo la superficie actual bajo riego con estas aguas de unas 400 ha, con una clara tendencia a seguir incrementándose. En trabajos preliminares se han presentado los resultados del efecto del riego con aguas depuradas en las características de los suelos bajo “arenados” (sistema de cultivo basado en el uso de coberturas de tefra basáltica), comparando parcelas en secano y adyacentes bajo riego. Las aguas de riego presentaban riesgos de salinidad, contenidos de Na y B de bajos a moderados. Se observó un aumento de la salinidad en los suelos regados, con valores medios superiores a 4 dSm^{-1} así como un aumento de la variabilidad de los parámetros más relevantes. También se detectó un incremento del SAR y del B tanto en la solución del suelo ($B_s > 2.5 \text{ mg B L}^{-1}$) como en agua caliente ($\text{HWSB} > 5 \text{ mg Kg}^{-1}$). El cultivo dominante en la zona de estudio (Vega de Machín) es la batata (*Ipomoea batatas*), considerado semitolerante respecto a la salinidad y al boro. El objetivo de este trabajo es estudiar la influencia del riego con aguas depuradas en la composición química de las plantas y en la calidad del cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se ha realizado el análisis foliar por triplicado en las seis fincas seleccionadas regadas con agua depurada y en las adyacentes en secano. En cada una de las fincas se tomó muestra de los tubérculos de batata. Los análisis, tanto foliares como del tubérculo, se realizaron por digestión con ácido nítrico concentrado en horno de microondas. Las determinaciones de los elementos metálicos, P y B se realizaron con ICP. El N por digestión Kjeldahl.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los análisis foliares se observa una tendencia de los macroelementos N, P y K a aumentar con el riego como consecuencia del aporte de nutrientes en el AD, aunque el aumento sólo es significativo en el caso del fósforo (Fig 1). Se obtuvieron correlaciones positivas entre Ca-Mg, N-P y negativa entre P-Ca.

En el caso de los tubérculos, hay diferencias significativas al 99% (Test de Duncan) en el porcentaje de materia seca, siendo el valor más elevado en condiciones de secano (Fig. 2)

Los contenidos en boro aumentaron significativamente en los tubérculos en las parcelas con riego (Fig. 3), y no se observaron cambios en los foliares, a pesar de alcanzarse generalmente concentraciones de B en las disoluciones del suelo superiores a 1 mg/L, especialmente en superficie.

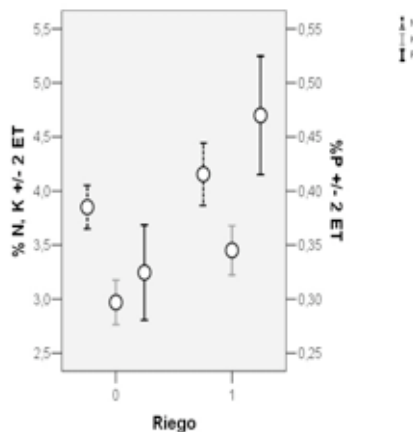


Figura 1

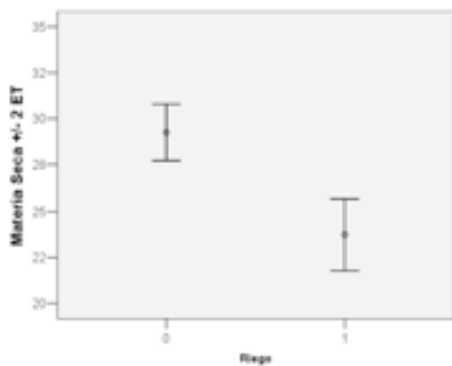


Figura 2

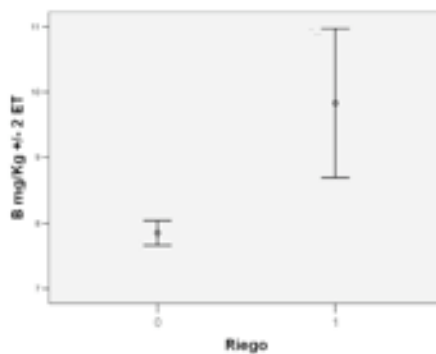


Figura 3

CONCLUSIONES

Aunque la evolución de las propiedades de los suelos bajo riego con AD cuestiona la sostenibilidad de los sistemas de arenados a largo-medio plazo bajo las actuales prácticas de manejo, hasta el momento no se manifiestan problemas nutricionales en el cultivo de batatas. Parece necesario profundizar en el estudio del ambiente físico-químico en estos sistemas, bajo condiciones de riego controladas. Por otra parte, la exploración de las posibilidades del riego con AD requeriría el estudio de otros cultivos con sistema radicular más profundo.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto AGL2004-05023/AGR (Ministerio de Educación y Ciencia.2004-2007)

DE LA EDAFOLOGÍA A LA ZONA CRÍTICA TERRESTRE: ¿INICIATIVA INSTITUCIONAL O CAMBIO DE PARADIGMA CIENTÍFICO?

J. J. Ibáñez

Centro de Investigaciones sobre Desertificación, CIDE (CSIC-UVA)

A lo largo de toda su historia, la edafología ha progresado bajo el paraguas de las ciencias agronómicas. Sin embargo, también es cierto que diversos investigadores han reclamado ampliar sus fronteras con vistas a incluir ciertas entidades que permanecían al margen de su ámbito de competencia. Sus demandas no fueron escuchadas. Hoy en día, tanto los gestores de la política científica, practicantes de disciplinas científicas afines y muchas demandas sociales reclaman una información que los expertos de las ciencias del suelo difícilmente pueden proporcionar bajo el paradigma actual. Estos hechos han subsumido a la disciplina mentada en una crisis de credibilidad que amenazan seriamente su futuro.

A la luz de tales avatares históricos, se han ido evidenciando que ciertas decisiones del pasado no fueron afortunadas. Una mirada retrospectiva nos proporciona una perspectiva que nos debería obligar a reconocer que la edafología debe enfrentarse a un drástico cambio de paradigma, que pasará ineludiblemente por reconvertirla en una disciplina perteneciente a las denominadas biogeociencias por derecho propio, para no volver a recaer en la búsqueda de cobijos coyunturales en otras de mayor prestigio.

Se demanda actualmente a la edafología que reenfoque sus investigaciones con vistas a resolver los graves problemas de degradación ambiental que padece el planeta. Más aún, diversas investigaciones llevadas a cabo en las últimas décadas demuestran como las fronteras espaciales de lo que se ha venido entendiendo por suelo no se encuentran plenamente justificadas. Así, por ejemplo, no hay razones científicas para circunscribir el concepto de suelo a los 1 o 2 metros superficiales de la frontera biosfera-atmósfera-geosfera-hidrosfera de las tierras emergidas, por cuanto se ha demostrado que:

- La alteración biogeoquímica de las rocas alcanza decenas y/o centenas de metros en profundidad
- Las comunidades biológicas telúricas suelen llegar a sobrepasar los 2000 m. de profundidad

- Los sistemas radiculares de muchas plantas (incluyendo sus rizosferas y micorrizas asociadas) sobrepasan a menudo los 10 metros en profundidad
- El almacenamiento de carbono orgánico e inorgánico sigue los mismos patrones que los ya indicados en el ítem precedente
- No se pueden resolver los gravísimos problemas de contaminación de tierras y aguas, soslayando la zona vadosa hasta alcanzar las aguas subterráneas
- No existen razones científicas como para no incluir como objetos de estudio de la edafología los sedimentos (¿o suelos?) de los humedales e incluso de las zonas fóticas de las plataformas continentales
- La bioprospección en búsqueda de organismos que produzcan de forma espontánea sustancias biológicas de interés humano sobrepasa con creces la arbitraria frontera de lo que hoy entendemos por suelo
- Las investigaciones en búsqueda de vida en otros planetas reclama un estudio riguroso de los regolitos terrestres, hecho que por lo general ha venido siendo soslayado por los edafólogos

Así pues, nos encontramos ante una seria situación que reclama respuestas nuevas e imaginativas. Razones de índole científica, tanto básicas como aplicadas demandan ampliar las fronteras de lo que hoy se entiende por suelo, con vistas a incluir los regolitos, sedimentos sumergidos y nuevas entidades que con anterioridad no eran consideradas suelo. Nos encontramos pues ante el reto de cambiar de paradigma en el sentido estricto que de tal concepto tienen los filósofos de la ciencia.

Ya Raaman (1928) y Glinka (1931) propusieron la inclusión de los regolitos como objeto de estudio de la edafología. En la década de los 90, comenzaron a proliferar los llamamientos de los expertos en la misma dirección (incluidos los de este autor), sin que el resto de sus colegas reaccionaran. Incluso se propusieron esquemas de clasificación (Buol, 1994: Saprolite-regolith taxonomy) que compatibilizaban la descripción de la USDA Soil Taxonomy de los 2 m superficiales con la del regolito subyacente.

De acuerdo con el Filósofo de la ciencia Thomas Khun, los cambios de paradigma pueden producirse ya sea por la iniciativa de los propios expertos, en los propios progresos científicos (no ha sido el caso de la edafología, a pesar de los argumentos previamente aludidos), ya por las demandas sociales. En este último caso, la ciencia actual, sometida a un alto grado de institucionalización, puede reaccionar por iniciativas gubernamentales. Este ha sido el caso de la propuesta norteamericana denominada “Earth Critical Zone” (ECZ), promovida por organismos del calibre de la NFS, NASA, EPA, USDA y DOE. Comandada actualmente por un edafólogo, pretende analizar de forma integrada el continuo: suelo-regolito (zona vadosa), es decir desde la superficie del suelo hasta el dominio de las aguas subterráneas, sin olvidar todos los cuerpos de agua de la superficie emergida de los continentes y la geomorfología. Dependiendo del documento consultado, las aguas subterráneas son consideradas o no. Por tanto, incumbe a las disciplinas de la edafología, geomorfología, geología, hidrología y geoquímica, sin olvidar la acción y/o interacción con la biota. En la ECZ interaccionan pues, rocas, suelos, agua, aire y organismos vivos. Los documentos oficiales reconocen el reto de crear una nueva disciplina que estudie los patrones espacio temporales de organización de la “*zona más heterogénea de la superficie terrestre*”.

¿Realmente nos enfrentamos a un cambio de paradigma? La respuesta dependerá de hasta que punto se convierta en una nueva disciplina científica, o una mera aproximación transdisciplinar a los objetos incluidos en la ECZ.

¿Cuáles han sido las razones que han motivado tal iniciativa? La respuesta es obvia. El impacto humano afecta a todas estas esferas terrestres simultáneamente. Empero el hecho de que la compartimentación del conocimiento científico impida analizar adecuadamente el ciclo hidrológico de la superficie terrestre, así como la constatación de que la contaminación de suelos y aguas es, directa o indirectamente, responsable de las mayores tasas de mortalidad y morbilidad de la humanidad (de acuerdo a la OMS) y de la degradación ambiental del planeta, son razones suficientes para justificar el estudio integrado de la ECZ.

Los edafólogos norteamericanos han reaccionado creando una nueva subdisciplina de la edafología denominada “*Hidropedology*” (hidroedafología; vocablo que lamentablemente desconocido en castellano). Tal disciplina reconoce estar en la frontera entre la edafología s.s., la física del suelo y la hidrología. Del mismo modo, denominan suelos hídricos a todos aquellos orgánicos (excepto los Folist) e inorgánicos que sufran encharcamientos lo suficientemente prolongados como para generar rasgos hidromórficos en el perfil del suelo. Finalmente, cabe señalar que la hidroedafología pretende analizar tales problemas elaborando instrumentos que permitan analizar los problemas de su incumbencia desde la escala microscópica a la global.

Resumiendo, todo parece apuntar que la ECZ y la hidroedafología nacen tras reconocerse la imposibilidad de seguir analizando segregadamente los problemas de degradación ambiental, y en especial los que afectan a la contaminación de suelos y aguas. Empero muchos de sus proponentes, como Richard Wilding, reclaman una edafología que por derecho propio sea considerada una disciplina biogeocientífica independiente (aunque no ajena) al ámbito de la agronomía. Ciertos aspectos de tal iniciativa aun permanecen por ser esclarecidos. No obstante debe reconocerse la distancia abismal que separa una empresa de tal calibre, respecto a la recién aprobada Directiva Europea de Protección de Suelos.

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE METALES PESADOS EN LOS SUELOS DE LA CIUDAD DE MURCIA Y ALREDEDORES

J. A. Acosta, A. Faz, S. Martínez-Martínez

*Grupo de investigación: 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. ja.acosta@upct.es*

INTRODUCCIÓN

El desarrollo urbanístico e industrial que puede experimentar un determinado territorio, generalmente, se caracteriza por una aglomeración de población en un área limitada, lo que ocasiona una perturbación en el medio ambiente; esta perturbación usualmente lleva asociada serios impactos al suelo. Ciertos autores han demostrado que elevadas concentraciones de metales pesados, tales como plomo, cadmio, cobre y zinc están relacionadas con el impacto que conlleva el desarrollo urbanístico e industrial (Widianarco *et al.*, 2000). Se da con mayor importancia en países desarrollados debido, principalmente, a los cambios de uso (expansión urbana-industrial, desarrollo de infraestructuras, y incremento del turismo) que se están produciendo en las últimas décadas (Micó *et al.*, 2006).

El estudio de la distribución de metales en suelos mediante la utilización de Sistemas de Información Geográfica ha sido ampliamente utilizado para evaluar la relación entre metales pesados y sus posibles fuentes (Lee *et al.*, 2006), así como identificar fuentes de contaminación no puntuales (Facchinelli., 2001). El objetivo principal de este estudio es conocer el patrón de distribución de Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni y Mn en la Ciudad de Murcia y alrededores, lo que permitirá identificar las zonas con mayor riesgo tanto para la salud como para el medio ambiente.

MATERIALES Y MÉTODOS

La ciudad de Murcia está localizada al sureste de España. El clima es típicamente mediterráneo con una temperatura media anual de 18°C y una precipitación media anual de 350 mm. El área de estudio abarca una superficie de 100 km² e incluye diferentes usos de suelo (urbano, natural, industrial, agrícola y zonas sin uso actual). Para el muestreo, el área de estudio fue dividida usando una distribución regular formada por una malla rectangular de 10 x 10 km². Dentro de esta malla los puntos de muestreo se encuentran ubicados en los vértices de cuadrados consecutivos cuyos lados tienen una longitud de 1000 m; lo que dio un total de 221 muestras (Fig. 1).

La profundidad de la toma de muestras fue de 0 a 5 cm. Una vez realizado el muestreo, las muestras son llevadas al laboratorio donde se realizó su secado, tamizado y molido. Los metales totales se determinaron por digestión nítrico/perclórico medidos posteriormente mediante ICP-MS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El patrón de distribución de plomo y cadmio presenta muchas similitudes, siendo muy heterogéneo en toda el área; asociado, en la mayoría de los casos, a vías de comunicación. Es de destacar que las mayores concentraciones de estos elementos se hayan en la zona noroeste, donde se localiza un polígono industrial. Por otro lado, níquel, manganeso y cromo presentan una variabilidad espacial similar. Como se puede apreciar en la figura 1, las mayores concentraciones de estos elementos se encuentran en la zona este y sur, estando extensamente distribuidas, lo que indica que no existe una fuente puntual de contaminación, por lo que podría pensarse que su variabilidad estaría asociada a aspectos litológicos; cabe resaltar que en la zona suroeste y noroeste se localizan dos polígonos industriales que podrían contribuir ligeramente a los niveles obtenidos. En el caso del zinc, su distribución mantiene similitudes con los grupos comentados anteriormente. Por una parte, las mayores concentraciones se presentan tanto en la zona noroeste, al igual que el Cd y Pb, como en el suroeste y este, del mismo modo que lo hacia el Mn, Cr y Ni. Finalmente, el patrón de distribución de cobre es diferente a los anteriores, mostrando sus mayores concentraciones repartidas por toda el área estudiada, predominando en las zonas agrícolas o sin un uso actual (probablemente anteriormente agrícolas).

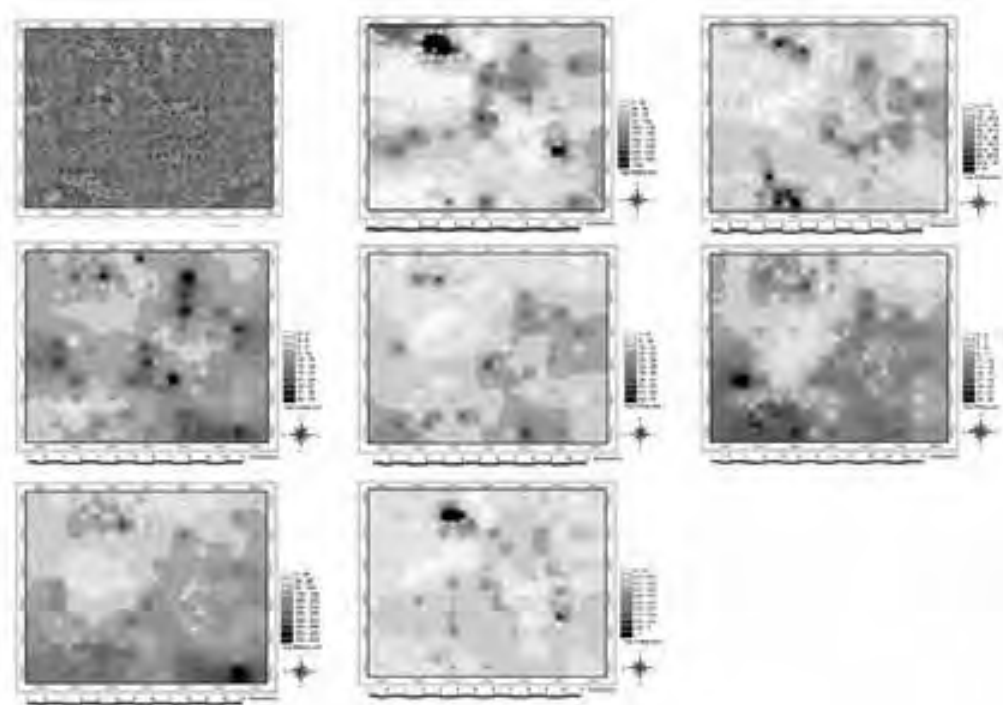


Fig. 1. Mapa de muestreo y de distribución espacial de Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Cr y Mn

CONCLUSIONES

Con los resultados obtenidos se puede concluir que el patrón de distribución de Pb y Cd se debe a la acción del tráfico y las actividades industriales. Por su parte, la variabilidad espacial de Mn, Cr y Ni es debida, principalmente, a factores litológicos. El zinc se ve afectado tanto por la acción antrópica como geológica. Finalmente, la distribución de cobre se ve altamente afectada por actividades agrícolas.

AGRADECIMIENTOS

A la Fundación Séneca por la financiación de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Facchinelli A., E. Sacchi and L. Mallen. (2001). Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metals sources in soil. *Environmental pollution* 114: 313-324.
- Lee Celine Siu-lan, Xiangdong Li, Wenzhong Shi and Sharon Ching-nga Cheung (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* 356:1-3.
- Micó C., L. Recatalá, M. Peris and J. Sánchez. (2006). Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere* 65: 863-872.
- Widianarko B., R. A. Verweij, C. A. M. Van Gestel and N. M. Van Straalen. (2000). Spatial Distribution of Trace Metals in Sediments from Urban Streams of Semarang, Central Java, Indonesia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46: 95- 100.

DETERMINACIÓN E INCIDENCIA DE QUINOLONAS EN SUELOS POR CROMATOGRAFÍA LÍQUIDA ESPECTROMETRÍA DE MASAS

V. Andreu¹, J.L. Rubio¹, Y. Picó²

¹ Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE, Camí de la Marjal s/n, Apdo. Oficial, 46470 Albal, Valencia, Spain. vicente.andreu-perez@uv.es

² Laboratori de Bromatologia, Facultat de Farmacia, Universitat de València. Av. Vicent Andrés Estellés s/n, 46100 Burjassot, Valencia, Spain. yolanda.pico@uv.es

INTRODUCCIÓN

La preocupación por la presencia de fármacos en el medio ambiente es creciente. Estos compuestos llegan a través de las aguas residuales o por el abonado con enmiendas orgánicas de los suelos agrícolas. Una de los principales efectos adversos producidos por la sobre-utilización de antibacterianos en medicina y veterinaria, es el aumento de la resistencia bacteriana a los antibióticos (Hernando et al., 2006). Las propiedades de las Fluoroquinolonas (FQs) favorecen su adsorción a los componentes del suelo (Andreu y Picó, 2007; Andreu et al. 2007). El presente estudio desarrolla un método para la extracción de 8 FQs en suelos basado en la extracción con líquidos presurizados (PLE), la purificación y concentración por extracción en fase sólida (SPE) y la determinación por cromatografía líquida y espectrometría de masas en tándem (LC-MS/MS). El método se aplica al estudio de la incidencia de estos compuestos en suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las 8 quinolonas seleccionadas fueron: Norfloxacin, flumequine, ofloxacin, danofloxacin, marbofloxacin, ácido pipemídico, enrofloxacin y ciprofloxacin se obtuvieron de Aldrich (Madrid, España) y Symta (Madrid, España). Disolventes y otros reactivos de laboratorio fueron calidad para análisis.

La determinación de los compuestos se realiza por cromatografía líquida espectrometría de masas (LC-MS) con una columna Luna C18 (150 x 4.6 mm), 5 μ m de tamaño de partícula de Phenomenex (Madrid, España), utilizando un gradiente metanol-agua (ambas acidificadas con ácido fórmico a pH 3.0) a un flujo de fase móvil de 0.5 mL/min. El espectrómetro de masas, un triple-cuadrupolo (Quattro Micro).

La extracción con líquidos presurizados se realizó con un equipo ASE (Dionex): 10 g de suelo se colocan en una celda de 11 mL. Las quinolonas se extraen con una solución acuosa de MgSO_4 y se concentran por extracción en fase sólida (SPE) con C_{18} .

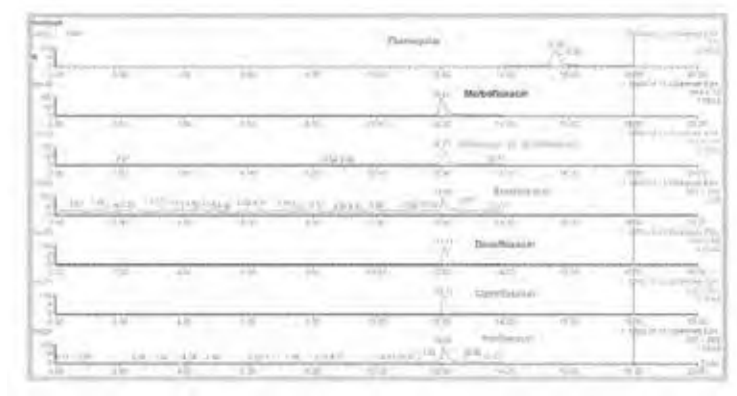
El método se aplica al análisis de 50 muestras de suelos agrícolas tratados con lodos de depuradora.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 2 muestra el cromatograma de una muestra de suelo, adicionada con las 8 FQs. La

media de las recuperaciones obtenidas en muestras de suelo adicionadas a 0.01 y 0.1 mg/kg de cada quinolona oscilaron entre el 82 y 94 % con una precisión entre 10 y 15 %.

Figura 2. Cromatograma obtenido por LC-MS/MS de un extracto de suelo adicionado con las 8 FQs a 0.01 mg/kg obtenido por PLE y SPE.



De las cincuenta muestras analizadas, 25 contenían FQs. Las FQs encontradas fueron enrofloxacin y ofloxacin. La concentración máxima fue 120 $\mu\text{g/kg}$ para enrofloxacin y 800 mg/kg para ofloxacin.

CONCLUSIONES

La metodología analítica propuesta permite una determinación sensible, selectiva y fiable y de las FQs seleccionadas en suelos. El estudio de campo realizado en suelos agrícolas confirma su presencia y persistencia en ellos, en la Comunidad Valenciana, y la necesidad de realizar un estudio más amplio para establecer la incidencia real de estos compuestos.

BIBLIOGRAFÍA

- Hernando, M.D., Mezcua, M., Fernandez-Alba, A.R., Barceló, D. (2006). Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. *Talanta*, 69: 334-342.
- Picó, Y., Andreu, V. (2007) Fluoroquinolones in soil - risks and challenges. *Anal. Bioanal. Chem.*, 387: 1287-1299.
- Andreu, V., Blasco, C.; Picó, Y. (2007) Analytical strategies to determine quinolone residues in food and the environment. *Trends Anal. Chem.* 26: 533-555.

DEPURACIÓN DE EFLUENTES GANADEROS MEDIANTE HUMEDALES ARTIFICIALES

A. Caballero¹, A. Faz¹, J.B. Lobera¹

1 Grupo de Investigación en "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. Phone: 968 325364.

angel.fazcano@upct.es - ana.caballero@upct.es

2 Departamento de Ganadería y Acuicultura. Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario. C/.Mayor, s/n-30150 La Alberca (Murcia) Phone: 968 366799 juanb.lobera@carm.es

INTRODUCCIÓN

En la Región de Murcia, debido al gran número de explotaciones ganaderas, se producen enormes cantidades de estiércol y purín; según los datos del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), en 1998, en la Región de Murcia se produjeron 1 300 000 toneladas de estiércol, lo que origina importantes problemas medioambientales en ciertas zonas geográficas. Este hecho ha contribuido a que se hayan iniciado ya cambios en ordenamientos legislativos para contemplar este tipo de problemas, incluyendo el efecto directo de las propias instalaciones ganaderas sobre el medio ambiente y regulando la eliminación de los residuos ganaderos, principalmente los purines de cerdo. Una posible solución, sería la utilización de humedales artificiales. Las primeras pruebas de la capacidad de las plantas para depurar aguas se obtuvieron en diversas zonas húmedas o marjales naturales sometidos a vertidos residuales, y se comprobó que el agua, después de su paso por estos humedales, mostraba importantes reducciones de contaminantes (Martín, 1989).

MATERIALES Y MÉTODOS

Con este experimento se pretende conseguir la depuración de purín líquido, mediante el uso de 5 humedales artificiales de flujo vertical, contruidos a escala piloto, que permiten la depuración del purín líquido, mediante diferentes capas de gravas, y plantas macrófitas (*Phragmites australis*) y microorganismos que se fijan en el sistema radicular de dichas plantas. De ellos, cuatro son regados con purín líquido procedente de una balsa; de estos cuatro, uno se utiliza como blanco, sin macrófitas y los otros tres con macrófitas, los cuales se les da un riego y se juega a tiempos de retención hidráulicos diferentes, guardando una relación proporcional entre ellos. Finalmente, el quinto cuenta con riego con agua, y macrófitas. Se analizaron muestras antes y después del tratamiento, determinando sus parámetros físicos, químicos y microbiológicos. Al cabo de un periodo de tiempo se han obtenido suficientes resultados hemos obtenido unos resultados para comparación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las características del purín líquido (PE) antes de ser tratado fueron las siguientes:

pH	CE (mS/cm)	S.SUSP (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	PT (mg/L)
8,39	33,98	9.000,00	4.666,67	24.500,00	103,83

Tabla 1. Características del purín líquido sin tratar. (pH, CE: conductividad eléctrica, SS: sólidos en suspensión, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, PT: fósforo total).

NT (mg/L)	N - NH ₄ ⁺ (mg/L)	N Org (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	CT (mg/L)
3.788,40	2.902,20	886,20	2,91	20,35	677,17

Tabla 2. Características del purín líquido sin tratar. (NT: nitrógeno total, N - NH₄⁺: nitrógeno amoniacal, N org: nitrógeno orgánico, Cu: cobre, Zn: cinc, CT: carbono total).

De entre todos los parámetros analizados, se han obtenido importantes eliminaciones de sólidos en suspensión, de demanda química de oxígeno, de nitrógeno, de fósforo, de microorganismos patógenos, de metales pesados.

Los altos valores de nitrógeno presentes en el purín lo hacen ser considerado como un fertilizante nitrogenado (Sánchez, 2001) y suele ser esta característica el factor limitante a la hora de aplicarlo al suelo. No obstante los valores obtenidos en este experimento están muy por debajo de los de otros purines de cerdo.

A pesar del poco tiempo de desarrollo de estas plantas, se puede ver una importante eliminación de nitrógeno en todas sus formas, considerándose un éxito la experiencia en este sentido. Se puede destacar, que en uno de los humedales, se ha logrado conseguir un rendimiento de remoción de 60,4%.

CONCLUSIONES

Finalmente se concluye que estos sistemas de depuración, denominados humedales artificiales de flujo vertical, son una importante forma de eliminar contaminantes de origen ganadero.

BIBLIOGRAFÍA

- Martín I. 1989 “*Depuración de aguas con plantas emergentes*” Hojas Divulgadoras n° 16/89 del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General de Estructuras Agrarias. (24 pp.).
- 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.

CONTAMINACIÓN POR As, Cd, Pb y Sb EN SUELOS DEL ENTORNO DE UNA PLANTA DE RECICLAJE DE BATERÍAS

V. Cala Rivero¹, J. García Raboso¹

¹Departamento de Geología y Geoquímica. Universidad Autónoma de Madrid. victoria.cala@uam.es

INTRODUCCIÓN

Las plantas de reciclaje de baterías de automóviles pueden ocasionar elevados contenidos de Pb en los suelos adyacentes, suponiendo un elevado riesgo a la salud pública por inhalación ó ingestión de polvo contaminado ó por deposición y adherencia sobre la vegetación (Nedwed y Clifford, 1997). En el presente trabajo se determina el nivel de contaminación por Pb y otros elementos contaminantes en suelos de una finca próxima a una planta de reciclaje donde se registró un grave episodio de toxicidad en equinos (Palacios et al., 2002), evaluándose los efectos de la acidificación del suelo sobre los contenidos de metales en las plantas allí desarrolladas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio, con extensión aproximada de 2,88 ha está situada al sur de la Comunidad de Madrid. Los suelos (Luvisoles háplicos (FAO, 1990), son neutros (pH: $6,87 \pm 0,39$.) y la vegetación, base principal de la dieta de la ganadería, está constituida principalmente por *Plantago coronopus*. Se muestrearon suelo en superficie (0-15 cm) y vegetación a intervalos de 50 m. en un transecto de 40 a 500 metros de distancia a la planta de reciclaje. El suelo muestreado a 100 m. pertenece a una zona afectada por antiguos vertidos ácidos, mostrando un pH de 3.14. Los contenidos de metales en suelos y plantas se determinaron tras digestión con agua regia por ICP-MS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos más próximos a la planta de reciclaje presentan contenidos en Pb que superan más de 100 veces los valores genéricos de referencia (VGR) para suelos de uso agrícola y ganadero establecidos en la CAM (BOCM 204, 2006), por lo que mediante aplicación del R.D. 9/2005 pueden considerarse suelos contaminados por Pb. Los contenidos de As, Cd, Pb y Sb en los suelos situados entre 40 y 300 m de distancia a la planta superan los niveles de referencia VR90 y/o VGR (Tabla 1). El As es utilizado para prevenir la auto-descarga de las baterías mientras que Sb y Cd se emplean como agentes endurecedores de las placas. Los contenidos de estos elementos disminuyen con la distancia a la factoría, mostrando correlaciones significativas entre ellos. Los ratio Sb:Pb (6:1000), As:Pb (15:1000) y Cd:Pb (2:1000) en los suelos más contaminados concuerdan con los valores indicados por Amter and Eckel (1996) para suelos afectados por este tipo de actividad indicando como causa principal de la contaminación de los suelos la deposición atmosférica de partículas contaminantes provenientes de la planta de reciclaje.

Tabla 1.- Valores extremos y cuartiles de elementos en suelos y parte aérea de plantago .Valores de referencia en suelos VR90 y VGR (CAM, BOCM 204, 2006). Rangos usuales en plantas (R.U.) y rangos en plantas de zonas contaminadas (R.Z.C.) (Kabata-Pendias, 1984)
(Valores expresados en mg kg⁻¹).

SUELOS	As	Cd	Pb	Sb	PLANTAS	As	Cd	Pb	Sb
V _{máximo}	127.8*	9.51	8681	54.0*	V _{máximo}	121.2*	25.5	4646	76.3*
V _{mínimo}	4.5	0.34	59.8	0.03	V _{mínimo}	1.01	0.7	72	0.57
1 ^{er} cuartil	11.1	0.78	337	0.15	1 ^{er} cuartil	3.24	1.13	107.5	0.62
3 ^{er} cuartil	72.4	5.88	2787	23.4	3 ^{er} cuartil	14.4	16.15	1194	15.95
VR90	24	0.22	30	0.48	R. U.	1-1.7	0.07-0.3	5-10	0.03-0.1
VGR	24	3	75	0.8	R.Z.C.	0.5-62	1-14.1	22-2717	7-50

*: valor máximo en muestra procedente de zona afectada por vertidos ácidos.

Los contenidos de Pb, As, Cd y Sb en parte aérea de *Plantago* presentan la misma tendencia de distribución que en suelos, con contenidos muy elevados en las zonas más contaminadas similares ó superiores a los reportados en bibliografía como representativos de áreas contaminadas (Tabla 1). Las relaciones de contenidos planta/suelo en el suelo acidificado frente al conjunto de los suelos estudiados aumentan ostensiblemente para Pb (1.076 frente a 0.380), As (0.948 frente a 0.173), y sobre todo Cd (8.320 frente a 1.503), disminuyendo para Sb (1.410 frente a 2,532) sugiriendo la influencia del pH en la biodisponibilidad de estos elementos en el suelo.

CONCLUSIONES

Las actividades realizadas en la planta de reciclaje de baterías de automóviles han provocado degradación por acidificación en las zonas afectadas por vertidos así como contaminación de Pb y elevados contenidos en As, Cd y Sb en los suelos y plantas de su entorno, confirmando los episodios de toxicidad acaecidos en esta zona.

BIBLIOGRAFÍA

- Amter, S., Eckel, W.P. (1996). Comment on off-site forensic determination of airborne elemental emission. A case study of two secondary lead smelters. Environ. Sci. Tech. 30: 2417:2418.
- Kabata-Pendias, A., Kabata, H. (1984). Trace elements in soils and plants. CRC Press.
- Nedwed, T., Clifford, D.A. (1997). A survey of lead battery recycling sites and soil remediation processes. Waste Management, 17(4): 257-269.
- Palacios, H., Iribarren, I., Olalla, M.J., Cala, V (2002). Lead poisoning of horses in the vicinity of a battery recycling plant. Sci. Total Environment, 290: 1-3.

ESTUDIO DE LIXIVIADOS EN UN SUELO MINERO ACIDIFICADO DESPUES DE SER ENMENDADO CON LODO DE MÁRMOL

D.M. Carmona, A. Faz Cano

Grupo de Investigación 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. dora.carmona@upct.es

INTRODUCCIÓN

Las áreas abandonadas por actividades mineras están expuestas a la oxidación de sulfuros presentes en los estériles de mina, con la consecuente generación de drenajes ácidos de mina (DAM), caracterizados por un alto contenido de sales solubles y metales que afectan la calidad del agua superficial y subterránea (Evangelou y Zhang, 1995). Diferentes estudios se han encaminado a la prevención de la formación de DAM utilizando residuos alcalinos como enmienda (Doye & Duchesne, 2003; Ciccu, et al., 2003). En este trabajo se utilizan residuos del corte de mármol para la neutralización del pH de un suelo minero, y evaluar la movilidad de metales mediante ensayos de lixiviación en columnas de suelo inalterado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos de lixiviación se realizan con un suelo minero de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, en zona aluvial del depósito “El Descargador”. Las columnas de ensayo tienen 15 cm de diámetro y 35 cm de longitud en perfil de suelo inalterado. Se utilizaron una columna control, y tres columnas enmendadas en los 10 cm superficiales con la dosis requerida de EqCaCO_3 de lodo de mármol (12% w/w b.s.) para neutralizar la acidez del suelo. El EqCaCO_3 se determina por el método de Sobek basado en el %S en el suelo (Sobek *et al.*, 1978). Se aplican riegos, Ri, de 1L de agua destilada una vez por semana. Se determina pH, CE, Eh, y metales en lixiviados.

RESULTADOS Y DISCUSION

La tabla 1 muestra el ligero incremento de pH en los lixiviados generados desde las columnas enmendadas, obteniéndose diferencias entre 0,3 y 0,4 unidades por encima del pH de la columna control en cada evento de riego. Por el contrario la CE disminuye apreciablemente, y con diferencia significativa entre ambos ensayos.

Tabla 1. pH y conductividad eléctrica para cada riego en la columna control y la media obtenida de las columnas enmendadas.

pH	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11
Columna Control	3,38	3,28	3,24	3,34	3,49	3,55	3,60	3,57	3,57	3,60	3,61
Columna enmendada	4,07	3,65	3,76	3,64	3,74	3,82	3,92	3,84	4,00	3,99	3,87
CE, dS m ⁻¹											
Columna Control	5,88	7,58	11,2	7,91	7,05	6,30	4,64	4,56	3,99	4,04	3,47
Columna enmendada	4,57	5,35	5,53	5,16	4,77	4,51	3,85	3,75	3,24	3,35	3,01

Las figuras 1 y 2 muestran la influencia del pH sobre la retención de los metales en el suelo y su potencial lixiviación. A pHs bajos en suelo se presentan lixiviados en similares condiciones de acidez; una vez alcanzadas las condiciones neutras en el suelo se observa un incremento gradual del pH en lixiviados.

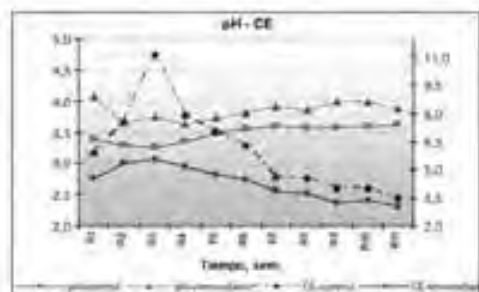


Figura 1. pH, conductividad eléctrica en lixiviados, en cada evento de riego.

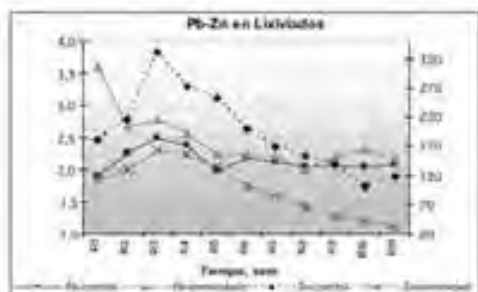


Figura 2. Evolución de Pb y Zn en lixiviados, para cada evento de riego.

Se observa que la fracción soluble de Zn se transfiere a los lixiviados en mayor contenido en comparación con el Pb, tanto en la columna control como en las enmendadas. Con la neutralización del suelo se evidencia la disminución del contenido de Zn en los lixiviados, pasando de un máximo de 330 a 120 mg L⁻¹ en columna control, y desde 160 a 30 mg L⁻¹ en enmendadas. Pb, por su parte, presenta contenidos muy bajos respecto al Zn, que oscilan en un rango de 2,0 a 2,5 mg L⁻¹. El contenido final para Zn supera el límite de 5 mg L⁻¹, mientras el Pb está dentro del límite, 2 mg L⁻¹, valores máximos para calidad de agua de riego establecido por la FAO (FAO, 1985). Se continúa con ensayos en dosis acumulativa para analizar el efecto de esta enmienda a largo plazo.

CONCLUSIONES

Se presenta aquí una alternativa viable del uso potencial de lodo de mármol en recuperación de suelos mineros en aras de: a) disminuir las condiciones de acidez del suelo y movilidad de metales, b) estabilizar el suelo para posterior aplicación de enmiendas orgánicas, y c) disposición ambiental de grandes cantidades de lodo de mármol.

BIBLIOGRAFÍA

- Doye, I., Duchesne, J. (2003). Neutralization of acid mine drainage with alkaline industrial residues: laboratory investigation using batch-leaching tests. *Applied Geochemistry*. 18, 1197 – 1213.
- Ciccu R, Ghiani M, Serici A, Fadda S, Peretti R, Zucca A. (2003). Heavy metal immobilization in the mining-contaminated soils using various industrial wastes. *Minerals Engineering*. 16: 187-192.
- Evangelou, V.P., and Y.L. Zhang. (1995): A Review – Pyrite Oxidation Mechanisms and Acid-Mine Drainage Prevention. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 25: 141 – 149.
- FAO (1985) Water quality for agriculture. R.S.Ayer and D.W.Westcot. Irrigation and drainage paper 29, Rev.1.FAO, Rome, 174 pp.
- Sobek, A.A., W.A. Schuller, J.R. Freeman, and R.M. Smith, (1978). Field and laboratory methods applicable to overburden and minesoils. USEPA Report EPA-600/2-78-054.

LIXIVIACIÓN DE NITRATOS EN UN CULTIVO DE BRÓCOLI ENMENDADO CON PURÍN DE CERDO

D.M. Carmona¹, A. Faz¹, V. Plana²

¹ Grupo de Investigación 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. dora.carmona@upct.es

² Centro Integrado de Formación y Experiencias Agrarias de Lorca (CIFEA). Consejería de Agricultura y Agua, Murcia.

INTRODUCCIÓN

Son numerosos los estudios orientados a la utilización agronómica de purines en parcelas de campo, basados en el contenido de nitrógeno, para evaluar su potencial como fertilizante orgánico y posible contaminación por nitratos (Faz Cano *et al.*, 2005; Payet *et al.*, 2005; Díez *et al.*, 2003). Otros investigadores, en cambio, estudian la aplicación de purines en suelos basados en ensayos de lixiviación en columnas para analizar la movilidad y las transformaciones del N-purín en el suelo y lixiviados (Bawatharani *et al.*, 2004; Núñez-Delgado *et al.*, 2002). Tras cinco años de aplicación de purín de cerdo en parcelas experimentales con cultivo de brócoli enmendadas con purín de cerdo (3 dosis), se han realizado ensayos de lixiviación en columnas de suelo inalterado extraídas de las parcelas de máxima dosis (14,82 L/m²– 280 kgN/ha), en efecto residual y acumulativo. En este trabajo se presenta la evolución del contenido de nitratos en lixiviados obtenidos tras la aplicación de agua de riego, purín y agua lluvia acontecidos durante el ciclo vegetativo del brócoli (febrero-mayo 2006).

MATERIALES Y MÉTODOS

Las parcelas se encuentran bajo condiciones de clima semiárido, con un suelo Fluvisol calcárico, con textura arcillo limosa. Las columnas de ensayo tienen un diámetro de 15 cm y longitud de 35 cm en perfil de suelo inalterado. Se utilizaron una columna control, y las columnas de efecto residual (4,8 L/m²) y acumulativo (14,82 L/m²) por duplicado. El contenido de nitratos en lixiviados se determinó por cromatografía, Dionex DX500. Las concentraciones medias obtenidas tras los eventos de riego, Ri, se obtienen mediante la expresión $C_{media} = (C_i * V_i) / \sum V_i$ (Gascó *et al.*, 2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 1 muestra los valores del contenido de nitratos en los lixiviados generados de forma puntual, los cuales superan lo establecido para aguas en la Directiva 91/676/CEE, 50 mg NO₃⁻/L. Resalta el alto contenido desde la columna control. El enriquecimiento de nitratos en los lixiviados se observa en los primeros eventos de riego, y mayor en las columnas acumulativas. Puede decirse que es claro el efecto por “lavado” ó dilución por el volumen de agua aplicado, como se observa en los altos contenidos en los lixiviados generados desde agua lluvia, Tabla 1. En términos de las concentraciones medias de NO₃⁻, Tabla 2, no se sobrepasa el límite máximo

en la columna control ni en la residual (excepto un evento de lluvia), mientras que en efecto acumulativo se supera en 30 mg NO₃⁻/L.

Tabla 1. Contenido de nitratos en lixiviados: aporte puntual

Concentración de NO ₃ ⁻ , mg/L			
Riego, L	Control	Residual	Acumtivo
AR 2,70	209,3	144,9	317,8
ALI 0,18	291,3	447,5	664,3
AR 2,70	108,9	95,6	271,1
AR-P 2,79	75,7	76,8	294,7
ALI 0,57	106,2	921,0	120,7
ALI 0,29	135,8	169,6	127,1
AR-P 2,79	71,3	100,4	19,0
AR 2,70	68,2	91,9	37,1

AR: agua de riego; ALI: agua lluvia; AR_P: agua de riego más purín sólo en columnas de efecto acumulativo, en el resto agua de riego

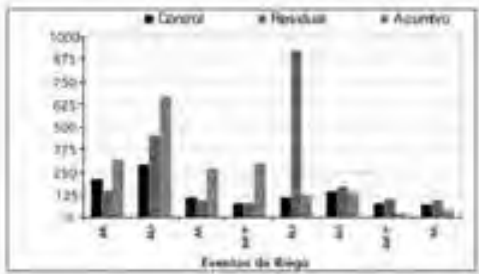


Figura 1. Evolución del contenido de nitratos en lixiviados para los eventos Ri en el ciclo del cultivo.

Tabla 2. Concentración media de nitratos

Concentración media de NO ₃ ⁻ , mg/L				Volumen de lixiviados acumulado, L			
Riego	Control	Residual	Acumtivo	Riego	Control	Residual	Acumtivo
AR	41	37	61	AR	6,52	5,78	4,63
ALI	48	130	55	ALI	0,26	0,18	0,31
AR-P	37	44	80	AR-P	4,91	4,41	3,55

CONCLUSIONES

Los resultados de concentración media de nitratos obtenidos en un período de ciclo de cultivo de brócoli, muestran que en suelos arcillosos es posible considerar la aplicación de dosis intermedias de kg N/ha con bajos riesgos de lixiviación de nitratos. No se han considerado pérdidas de N por evaporación, volatilización, NO₃⁻ absorbido por la planta y grado de humedad del suelo bajo condiciones de laboratorio, por lo tanto se entiende que hablamos de condiciones extremas del potencial de lixiviación.

BIBLIOGRAFÍA

- Bawatharani, T., M.I.M. Mowjood, N.D.K. Dayawansa and D. Kumaragamage. (2004). Nitrate Leaching as a Function of Fertilization and Irrigation Practices in Sandy Regosols. Tropical Agricultural Research. 16: 172-180.
- Díez, J.A., Muñoz, M.J., De La Torre, A., Vallejo A., Hernias, P. (2003). Effect of the application of pig slurry on soil pollution in a mediterranean climate. 8th International Conference on Environmental Science and Technology. Lemnos Island, Greece.
- Directive 91/676/EEC. 1991. Concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Ofic..J.L 375, 31.12. European Union, Bruselas.
- Gascó, G., Lobo, MC., Guerrero F. (2005). Land application of sewage sludge: A soil columns study. Water SA. 31 (3): 309-318.

- Faz Cano, Ángel. (2005). Informe Técnico: Programa de Aplicación Agronómica de Purines. CARM-Consejería de Agricultura y Agua. Murcia.
- Núñez-Delgado A., López-Periago, E., Díaz-Fierros-Viqueira F. (2002). Pollution attenuation by soils receiving cattle slurry after passage of a slurry-like feed solution. Column experiments. *Bioresource Technology*, 84: 229 – 236.
- Payet N., H. Saint Macará, F. Feder, A. Findeling, E. Nicolini, M. Vauclin. (2005). Nitrate leaching after pig manure spreading in an andisol of La Réunion Island. Reunion des Sciences de la Terre - Joint Earth Sciences Meeting. www.cosis.net

METODOLOGÍA PARA LA ELABORACIÓN DE UN MAPA DE RIESGO DE SALINIZACIÓN DEL SUELO EN LA COMUNIDAD VALENCIANA

J.M. de Paz¹, F. Visconti², M.J. Molina²

¹ Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias-IVIA, Carretera Moncada-Naquera km 4.5, Apdo. Oficial 46113 Moncada (Valencia). jmpaz@ivia.es

² Centro de Investigaciones sobre Desertificación- CIDE (CSIC-UV-GV), Camí de la Marjal s/n 46470 Albal (Valencia). Fernando.visconti@uv.es; maria.j.molina@uv.es

INTRODUCCIÓN

Distintos procesos asociados con la desertificación afectan el área mediterránea, desde la aridez del clima a la pérdida de productividad del suelo debida a la degradación de éste. En la Comunidad Valenciana los principales procesos de degradación son la erosión, la contaminación y la salinización de los suelos.

La evaluación del riesgo de salinización a escala regional es importante porque este tipo de riesgo es indicador y síntoma de un desarrollo no sostenible.

Elaborar una metodología para analizar el riesgo de salinización a escala regional sería una herramienta de gran utilidad en la gestión del suelo, la ordenación de usos y la planificación territorial. Esta herramienta podría facilitar la implantación de medidas de conservación y protección del suelo basada en datos climáticos, parámetros del suelo, del agua, y del uso y manejo de la vegetación natural o cultivada.

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología desarrollada para la elaboración del mapa de riesgo de salinización en la Comunidad Valenciana se basa en la identificación de los principales procesos y factores que afectan a la acumulación de sales en el suelo: la aridez del clima, la alteración del material de origen del suelo, el relieve del terreno, la fertilización en agricultura, la concentración de sales en el agua de riego, la intrusión marina en las aguas subterráneas, la permeabilidad del suelo y la profundidad de la capa freática.

La información regional existente sobre estos parámetros se ha almacenado en forma de mapas temáticos en un Sistema de Información Geográfica. Esta información disponible en el SIG se ha combinado siguiendo un modelo matemático de tipo aditivo semejante al utilizado por el modelo DRASTIC (Aller et al. 1987) para la evaluación del riesgo de contaminación de las aguas subterráneas, y que ha sido aplicado por Searle y Baillie (1998) en la estimación del riesgo de salinización de los suelos de Queensland (Australia). Se adjudicaron distintos pesos a cada capa de información en función de su importancia en el proceso de modelización. A escala de usuario se ha desarrollado una interfase gráfica (GUI) para el control de la combinación de capas de información y la obtención de distintos mapas de riesgo en función de la importancia atribuida a cada proceso y factor incluidos en el modelo, la cantidad, la naturaleza y la calidad de los datos disponibles.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El mapa de salinidad del suelo obtenido mediante la metodología desarrollada muestra que el sur de la Comunidad Valenciana, donde el clima es más árido, y los suelos de utilización agrícola próximos a la costa donde la intrusión salina de origen marino es más importante, son las áreas con mayor riesgo de salinización del suelo. Mediante la herramienta SIG se ha determinado que el 13% de la superficie total de la Comunidad Valenciana posee un riesgo alto de salinización.

CONCLUSIONES

La metodología desarrollada para la elaboración del mapa de riesgo de salinización y las acciones emprendidas para la verificación de éste a nivel regional indica que predice razonablemente bien las zonas con riesgos alto y bajo de salinización pero es poco precisa en las predicciones de las zonas con riesgo moderado. Se concluye que, además de los procesos y factores contemplados en el modelo, es necesario implementar en el modelo más datos georreferenciados de las propiedades hidrofísicas del suelo, y de las características de uso y manejo del suelo y del cultivo para mejorar la calidad del mapa de predicción del riesgo de salinización del suelo. Un modelo más basado en datos cuantitativos y de mejor calidad permitirá, además, corregir los errores de asignación de pesos a las distintas variables, y ampliar el alcance y la utilidad del mapa en la planificación de los usos agrícolas.

BIBLIOGRAFÍA

- Aller L., Bennet T., Lehr J.H., Petty R.J., (1987). DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrologic settings, US EPA Report 600/2-87-035. Ada, Oklahoma (US).
- Searle R., Baillie J. (1998). Prediction of Landscape salinity hazard using a Geographic Information System. Project report, Department of natural resources, Queensland, Australia.

DESVIACION DE LA RELACIÓN EMPÍRICA SAR-PSI EN SUELOS PUMÍTICOS DEL SUR DE TENERIFE

M.D. Del Castillo

Dpto. Edafología y Geología Universidad de La Laguna. dcastil@ull.es

INTRODUCCIÓN

El porcentaje de sodio intercambiable (PSI) es un índice que ha sido utilizado para conocer el estado de sodicidad de un suelo, su determinación puede ser directamente mediante técnicas generalmente tediosas y sujetas a muchos errores (Bower and Hatcher, 1962) o estimada a través del método empírico planteado por el U.S. Salinity Laboratory Staff (USSL, 1954), basado en la ecuación de Gapon, y que relaciona al (SAR) relación de adsorción de sodio de la solución del suelo con el PSI.

$$PSI = \frac{100(-0.0126 + 0.01475SAR)}{1 + (-0.0126 + 0.01475SAR)}$$

Debido a su simplicidad, esta ecuación empírica, se ha generalizado su uso en todos los laboratorios agrícolas del mundo, siendo utilizada para predecir el PSI de los suelos afectados por sales. Sin embargo, numerosos estudios han referido desviaciones de dicha relación (Bower and Hatcher, 1962; Paliwal and Gandhi, 1976, Kopittke et al., 2006).

En estudios realizados en suelos pumíticos del Sur de Tenerife (Del Castillo, M.D., 1994) en donde se han detectado en un grupo significativo, minerales zeolíticos fundamentalmente phillipsita y chabazita, se presentan altos valores de PSI. Debido a la peculiaridad de estos suelos es nuestro propósito comprobar la validez de la mencionada relación empírica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos pumíticos son abundantes en el Sur de Tenerife, donde dada la escasez y mala calidad de los suelos, el agricultor ha aprovechado la abundancia de depósitos pumíticos cultivando directamente sobre ellos; rompiendo parte del material “tobáceo” que con el tiempo se va transformando, formándose de este modo el suelo donde se cultiva. Esta práctica es utilizada fundamentalmente en los municipios de Arico y Fasnía, donde se han utilizado intensamente para el cultivo de papas. Para el estudio se recogieron 56 muestras de suelos tomadas al azar y a distintas altitudes en donde fue recogida la capa arable.

Se realizó la pasta de extracto saturado de los suelos según el método de Richards (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1954) en el que se determinaron la conductividad eléctrica y los cationes y aniones solubles. La Capacidad de cambio catiónica (C.C.C.) y cationes cambiables se determinaron por el método de Bower et al (1952). Para el tratamiento de los datos obtenidos se ha utilizado la ecuación de Gapon

$$\frac{Na_{ads}}{(Ca + Mg)_{ads}} = Kg \frac{Na_{aq}}{\sqrt{(Ca + Mg)_{aq}}} \quad \text{de donde} \quad RSI = Kg SAR$$

Siendo el (RSI) la relación de sodio de intercambio y Kg la constante de Gapon

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos señalan un alto porcentaje de suelos que superan los valores indicados como criterio de sodicidad del 15% de PSI, siendo la mayoría muy superiores a este valor. Así mismo, los valores encontrados para el PSI determinado directamente y el estimado a través de la ecuación empírica del USSSL difieren notablemente en todos los casos.

Se estableció la relación entre el SAR y RSI entre nuestros suelos encontrando dos correlaciones altamente significativas

$$RSI = -0.28 + 0.2 SAR \quad (n=36, r=0.94, p=0.0001)$$

$$RSI = -0.11 + 0.06 SAR \quad (n=20, r=0.97, p=0.0001)$$

Estas correlaciones muestran que existe una notable desviación entre las relaciones encontradas y la establecida por el USSSL. Esta desviación también ha sido encontrada por Fernández Caldas, et al (1973) para suelos de las Islas Canarias; estando de acuerdo con otros autores para suelos procedentes de diferentes áreas del mundo, para los que estas desviaciones están relacionadas con el contenido y tipo de arcillas, textura, etc., poniendo de manifiesto, la no universalidad de la ecuación empírica. Por otra parte, las pendientes (0.2 y 0.06) encontradas presentan, una Kg muy superior a la propuesta por USSSL (0.01475). Lo que indica que en nuestro caso parece existir una fuerte preferencia por el Na adsorbido. Estos resultados hacen necesario ampliar los estudios de este comportamiento anómalo en los suelos pumíticos del Sur de Tenerife.

BIBLIOGRAFÍA

- Bower,C.A.Reitemeier,R.F. and Firemen,M. 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. Soil.Sci.73:251-261.
- Del Castillo,M.D.1994.Zeolitas en suelos Pumíticos del Sur de Tenerife. Tesis Doctoral. ULL.
- Bower,C.A.,and Hatcher,J.T. 1962. Characterization of salt-affected soils with respect to sodium. Soil Sci. 93 275-280.
- Fernández Caldas, E; Pérez García,V y García,V, 1973. Estudio de los métodos empleados en la caracterización de los suelos salinos y alcalinos de las Islas Canarias. Anales de Edafología y Agrobiología, XXXII, 5-6, 551- 560.
- Kopittke,P.M.,So,H.B.,and Menzies,N.W. Effect of ionic strength and clay mineralogy on Na-Ca exchange and SAR-ESP relationship. 2006. European Journal of Soil Science. 57:626-633
- Paliwal,K.V;and Gandhi, A.P.1976. Effect of salinity, SAR, Ca:Mg ratio in irrigation water, and soil texture on predictability of exchangeable sodium percentage. Soil Sci. 122: 85-90.
- US Salinity Laboratory Staff, 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils, Handbook 60. US Department of Agriculture, Washington, DC.

CALIDAD DEL AGUA DE RIEGO Y SU INCIDENCIA EN LOS SUELOS DE LA ZONA NORTE DE LA VEGA BAJA DEL RÍO SEGURA

M. J. Delgado, P. Marín, M. A. Martínez, A. García, A. Sánchez, R. Ortiz

Dpto. Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo, 30100. Murcia. delini@um.es

INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los factores más importantes para el desarrollo de las plantas. La agricultura de regadío depende tanto de la cantidad como de la calidad del agua. La escasez de recursos hídricos en el sureste de España es tal que obliga al empleo de aguas que contienen cada vez mayor carga salina, no solamente cuando se amplían o crean zonas de nuevos regadíos, sino también en aquellas donde hay cultivos tradicionalmente implantados. Por este motivo, y por la extensa superficie de cultivos de regadío en la vega Baja del Río Segura, se vio la necesidad de realizar un estudio específico para un conocimiento más amplio de las características del agua utilizada así como de su influencia sobre los suelos y los cultivos. Existen diversos parámetros y normas que clasifican a las aguas para uso agrícola, lo que permite evaluar la calidad de las aguas y la repercusión que su uso puede tener en el sistema suelo-planta.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se encuentra incluida en la unidad hidrológica Vega Media y Baja del Segura y comprende la zona norte, margen izquierdo, del tramo final de la cuenca del río Segura, todo ello dentro de la comarca del Bajo Segura, en la provincia de Alicante.

Se han seleccionado 24 puntos de muestreo, estimando oportuno realizar dos tomas de muestras de agua separadas en el tiempo, la primera entre noviembre y diciembre del año 2005, y el segundo muestreo entre mayo y junio del año 2006. Las determinaciones analíticas realizadas para este estudio han sido: pH, conductividad eléctrica, sales totales disueltas, iones sodio, potasio, calcio, magnesio, cloruros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos así como el boro. Además se ha realizado el análisis de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). Para la realización de una correcta valoración de la calidad del agua de riego, se han calculado una serie de índices de segundo grado tales como R.A.S. (relación de adsorción de sodio), P.S.S. (porcentaje de sodio soluble), C.S.R (carbonato sódico residual), dureza e índice de Scott.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todas las muestras analizadas presentan un leve carácter básico y un valor medio muy alto de conductividad eléctrica (C.E media: 5.9 dSm⁻¹), o lo que es lo mismo, poseen un alto índice de salinidad. Hay un claro predominio de cloruros y sulfatos y se observa una ausencia prácticamente total de carbonatos en todas las muestras de agua. En cuanto a los bicarbonatos, se obtie-

nen valores más o menos constantes en todas las muestras recogidas y para ambos períodos de muestreo, en torno a los 7 mE/l. Con respecto a los cationes, cabe destacar que el potasio, calcio y magnesio, elementos esenciales para las plantas desde el punto de vista nutricional, están en concentraciones que son interesantes porque pueden cubrir parcialmente las necesidades de los cultivos. Su presencia en el agua es beneficiosa. Sin embargo, la cantidad de Na^+ encontrada en esta agua es relativamente alta, considerándose tóxico. En general, exceptuando una muestra, todas las aguas analizadas poseen una concentración de boro menor a 2 ppm, por lo que no se corre un riesgo elevado usando esta agua para riego. Los resultados obtenidos de DBO_5 son muy bajos, luego la influencia de la materia orgánica presente en las aguas de riego de la zona de estudio se puede considerar como despreciable.

CONCLUSIONES

Según el estudio realizado se puede concluir que la zona norte de la Vega Baja se divide en dos zonas respecto a la calidad del agua de riego: la zona nororiental, que obtiene una valoración de agua de mala calidad; y la zona occidental, que se valora como agua de calidad media. El agua de riego de la Vega Baja se clasifica como muy dura, lo que acarrea un efecto beneficioso ya que compensa los altos valores de sodio provocando un intercambio de éste por cationes de calcio y magnesio y evitando así, en gran medida, la asimilación del sodio por el cultivo y, por lo tanto, sus efectos negativos en la planta y en el suelo. En definitiva, el agua de riego en cualquier punto de la zona norte de la Vega Baja es de mala calidad para riego. Aún así, se puede seguir usándose el agua para este uso, tomando las precauciones oportunas y siendo conscientes del riesgo de progresiva y rápida salinización de estas zonas agrícolas.

TOXICIDAD DE SUELOS AFECTADOS POR UN VERTIDO DE LODOS PIRÍTICOS

M. Díez¹, F. Martín¹, M. Simón², C. Dorronsoro¹, I. García²

¹ Dpto. Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada. Campus Fuentenueva s/n, 18071, Granada. mardiezort@hotmail.com

² Dpto. Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior, CITE IIB, Universidad de Almería

INTRODUCCIÓN

El uso de bioensayos permite la evaluación directa del daño potencial que sustancias contaminantes o sus productos de degradación presentes en efluentes, lixiviados, aguas, sedimentos o suelos puedan tener sobre el ecosistema (Paton et al., 1995). En el caso de suelos y sedimentos, la mayoría de los trabajos encontrados en la bibliografía hacen referencia a experiencias realizadas en laboratorio, en las que se añaden cantidades crecientes de uno o varios compuestos contaminantes a las muestras de suelos en estudio. Sin embargo, cuando se pretende evaluar la toxicidad real de un suelo la situación resulta mucho más compleja, ya que normalmente está presente más de un elemento tóxico. La presencia de varios elementos trazas en el suelo suele implicar la existencia de interacciones entre ellos (aditivas, sinérgicas y antagónicas); de manera que, aún cuando el efecto individual de un elemento sea conocido, la presencia de dos o más compuestos puede alterar el comportamiento del mismo, no pudiendo inferir su efecto de manera directa.

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto tóxico potencial que tienen los suelos contaminados por el vertido de Aznalcóllar ocho años después del accidente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizó la toxicidad de 25 suelos contaminados por el vertido de lodos piríticos de Aznalcóllar, con altas concentraciones de As, Zn, Cu, Cd y Pb (Aguilar et al., 2004). Los ensayos se realizaron a partir de extractos suelo:agua en proporción 1:2 y se utilizaron dos organismos diferentes: *Vibrio fischeri* (Microtox; *Basic Test for aqueous extracts*, BT) y *Escherichia coli* HB101 pCD607 (Rattray et al., 1990). El contenido en elementos traza (As, Zn, Cu, Cd y Pb) en estos extractos fue analizado mediante ICP-MS en un espectrómetro PE SCIEX ELAN-5000. El coeficiente de partición (Kd) fue calculado de acuerdo a Sauvé et al. (2000).

En el ensayo con *E. coli*, la luminiscencia de tres réplicas fue evaluada tras 15 minutos de exposición y expresada como porcentaje (% E_{Coli}) respecto a la luminiscencia del control (agua destilada) y medida con un luminómetro Jade (Labtech International). El ensayo con *V. fischeri* fue realizado con 3 réplicas de cada muestra y la luminiscencia emitida (I) medida con Microtox tras 15 minutos de exposición (I^{15}). Estos valores fueron corregidos en función de los valores de pH y conductividad eléctrica de cada solución problema ($I^{15'}$).

RESULTADOS

Ambos organismos (*V. fisheri* y *E. coli*) resultaron sensibles a aquellas soluciones con mayores concentraciones en elementos traza, siendo *E. coli* la que presentó un rango más amplio de efectos observables.

Tabla 1. Valores de luminiscencia y concentraciones solubles (mg l⁻¹) de cobre (CuS) y cinc (ZnS) en los suelos estudiados.

Muestra	% E _{Coli}	I ^{15'}	I ^{15'} _c	CuS	ZnS
Orla	14.12	1.55	0	0.88	15.37
NC2-1	49.72	0.87	0	1.42	0.00
NC1-1	47.53	0.88	0	0.41	0.00
NC3-1	51.41	0.80	0	1.11	8.27
72-1	0.04	3102.00	3091.82	135.30	632.09
101-1	49.06	0.66	0	0.67	10.25
145	50.29	0.44	0	0.24	0.42
157	45.13	1.23	0	1.12	3.58
185	77.71	0.67	0	1.33	8.76
193	62.00	0.95	0	1.21	1.85
197	45.19	1.50	0	3.17	0.86
209	49.24	1.10	0	1.22	2.17
213	49.55	1.10	0	2.48	9.62
221	48.77	1.11	0	1.42	3.82
225	0.20	692.50	686.84	16.20	158.00
257	0.00	3051.00	3040.95	63.90	228.21
265	0.01	2955.33	2953.57	231.12	862.68
266	48.59	0.92	0	2.62	4.29
281	109.74	0.37	0	0.58	0.19
297	76.04	0.30	0	0.40	0.00
301	0.01	2630.67	2623.78	12.25	148.62
313	93.53	0.32	0	2.95	0.00
317	0.55	339.71	334.10	7.79	71.69

Los valores de luminiscencia de *E. Coli* y *V. Fisheri* estuvieron inversa y significativamente relacionados ($p < 0.001$) con las concentraciones de Cu y Zn solubles; por otra parte, estos elementos presentaron los menores valores del coeficiente de partición (Kd) indicando una baja capacidad de retención en los suelos. El Kd estuvo significativamente relacionado con los valores de inhibición de *V. Fisheri* y con el porcentaje de efecto de *E. Coli*, ajustándose en ambos casos esta relación a una función cúbica, como ya han señalado otros autores (Dawson et al., 2005). La relación establecida entre los valores de toxicidad, las concentraciones solubles de elementos traza, y el coeficiente de partición, pone de manifiesto la sensibilidad y utilidad de estos bioensayos sobre muestras de suelos contaminados.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar J., Dorronsoro C., Fernández E., García I., Martín F., Simón, M. 2004. Soil pollution by a pyrite mine spill in Spain: Evolution in time. *Environmental Pollution*, 132 (3): 395-401.

- Dawson J.J.C., Campbell C.D., Towers W., Cameron C.M., Paton G.I. Linking biosensor responses to Cd, Cu and Zn partitioning in soils. *Environmental Pollution*, 142 (3): 493-500.
- Paton G.I., Campbell C.D., Glover L.A., Killham K. 1995. Assessment of bioavailability of heavy metals using lux modified constructs of *Pseudomonas fluorescens*. *Letters in Applied Microbiology* 20: 52-56.
- Rattray E.A.S., Prosser J.I., Killham K., Glover L.A. 1990. *Applied Environmental Microbiology* 56, 2268 - 3374.
- Sauvé S., Hendershot W., Allen Herbert E. 2000. Solid Solution Partitioning metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden and organic matter. *Environmental Science and Technology*, 34 (7): 1125-1131.

TRANSPORTE DE METALES PESADOS POR ESCORRENTÍA EN TALUDES DE TERRAZAS DE CULTIVO

V.H. Durán¹, C.R. Rodríguez¹, F.J.Martín², D. Franco³

¹ IFAPA-Centro Camino de Purchil. Apdo. 2027, 18080 Granada carmen.rodriguez.p.ext@juntadeandalucia.es; victorh.duran.ext@juntadeandalucia.es

² Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada. C/Severo Ochoa s/n 18071 Granada. fjmartin@cugr.es

³ Finca Experimental “El Zahorí”. Ayto. de Almuñécar. Plaza de la Constitución 1. 18690 Almuñécar (Granada)

INTRODUCCIÓN

El aterrazado es una práctica agrícola habitual utilizada desde tiempos ancestrales con el propósito principal de hacer productivas zonas con fuertes pendientes. En la costa de Granada, en estas estructuras se ha establecido una agricultura intensiva de regadío basada en el aguacate, mango, níspero, chirimoyo y otros. Esta agricultura intensiva requiere aportes de fertilizantes, a menudo aplicados por encima de las necesidades del cultivo. Estos contienen impurezas de metales pesados que pueden contaminar aguas superficiales y subterráneas. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la escorrentía producida y su concentración en diversos metales pesados en los taludes de las terrazas de cultivo bajo diferentes cubiertas vegetales.

MATERIALES Y MÉTODOS

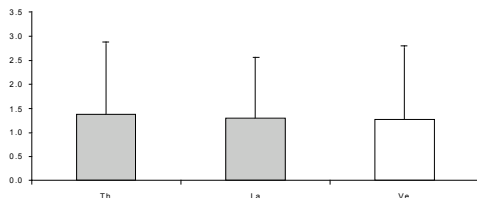
El estudio se llevó a cabo en Almuñécar (Granada), en la finca experimental “El Zahorí” (Figura 1.) Se instalaron tres parcelas de erosión en el talud de una terraza de 4 m x 4 m. Una se revegetó con *Thymus mastichina* (Th), otra con lavanda (*Lavandula dentata*) (La) y la tercera se dejó con la vegetación espontánea (Ve). Se cuantificó la escorrentía producida y se analizaron las concentraciones de diversos metales pesados según los métodos estándar para análisis de aguas.



Figura 1. Localización del área de estudio en Almuñécar

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de escorrentía totales para el periodo de estudio fueron para Th, La y Ve 15,2, 14,2 y 13,9 mm, respectivamente. La vegetación natural disminuyó la escorrentía favoreciendo la infiltración del agua de lluvia en el suelo. En este sentido, la capacidad de la vegetación espontánea para interceptar la energía de las gotas de lluvia es un factor decisivo para reducir la escorrentía. La Tabla 1 muestra los valores medios de las concentraciones de metales pesados y las desviaciones estándar.



La Figura 2 presenta los valores medios de escorrentía en función del tratamiento para el periodo de estudio.

Para Co, Ni y Mo, se detectaron mayores concentraciones en Ve. El Co no superó el máximo recomendable para el agua del suelo ($2,8 \mu\text{g L}^{-1}$; NMHPPE, 1998). El Mo en ningún tratamiento superó los $290 \mu\text{g L}^{-1}$, valor de referencia (NMHPPE, 1998), del mismo modo ocurrió para el Ni, que no sobrepasó los $1400 \mu\text{g L}^{-1}$, valor máximo establecido para las aguas superficiales (U.S. EPA, 1976). Las concentraciones medias mayores en As, Pb, Sb y Be se dieron en la parcela de lavanda. El As y el Pb no superaron las concentraciones máximas para aguas superficiales (360 y 65

$\mu\text{g L}^{-1}$, para As y Pb, respectivamente; U.S. EPA, 1976).

El Sb estuvo por debajo de los $10 \mu\text{g L}^{-1}$ establecidos por la UE como nivel máximo para las aguas potables (Official Journal European Communities, 1990), al igual que el Be, que en ningún tratamiento alcanzó el máximo nivel para aguas potables establecido por (U.S. EPA, 1976) ($1 \mu\text{g L}^{-1}$).

CONCLUSIONES

En general, la parcela de vegetación espontánea tendió a disminuir la concentración de metales pesados en aguas de escorrentía, excepto para Co, Ni y Mo, en los que Ve detectó las mayores concentraciones.

BIBLIOGRAFÍA

- NMHPPE. 1998. Netherlands Ministry of Housing, Physical Planning and Enviroment. Leidschendam, Netherlands.
- Official Journal European Communities. 1990. No. L229, pp. 11-29
- Stewart, J.C., Lemley, A.T., Hogan, S.I., Weismiller, R.A., Horsby, A.G. 2001. Drinking water standards. Florida Coop. Ext. Service, Institute of Food and Agricultural Sciences. Univ of Florida.
- U.S. EPA. 1976. Quality criteria for water. US Environmental Protection Agency, United States Government Printing Office, Washington, D.C. EPA; 440/9-76-023.

CONTENIDOS EN NITRÓGENO Y FÓSFORO EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA EN UN CARRIZAL AFECTADO POR VERTIDOS DE AGUAS EUTROFIZADAS EN EL SE DE ESPAÑA

C. Egea-Nicolás¹, I.M. Párraga-Aguado, F.J. Jiménez-Cárceles², J. Álvarez-Rogel³

Dpto. de Ciencia y Tecnología Agraria. ETSIA-UPCT. Paseo Alfonso XIII nº52. 30203 Cartagena (Murcia). ¹ consuelo.egea@upct.es; ² francisco.jimenez@upct.es; ³ jose.alvarez@upct.e

INTRODUCCIÓN

Los humedales son sistemas capacitados para reducir la contaminación originada por vertidos de aguas residuales o de excedentes agrícolas. En sus suelos se favorecen las posibilidades de precipitar, neutralizar o retener las sustancias disueltas, pero también la vegetación puede contribuir a retirarlas de la solución a través de su capacidad de absorción de nutrientes.

Este trabajo presenta datos relativos a los contenidos en nutrientes en suelos y en carrizo (*Phragmites australis*) recogidos a lo largo de varias épocas del año en un saladar del SE de España. La localidad es *La Marina del Carmolí*, un saladar que recibe aguas eutrofizadas urbanas y agrícolas.

MATERIALES Y MÉTODOS

A lo largo un año se recogieron muestras de agua de dos cauces (Rambla de Miranda y Rambla del Miedo) que vierten al saladar y que recibieron drenajes agrícolas y excedentes de una depuradora. Además, se midieron los caudales de dichas ramblas en los puntos de entrada al saladar. En Junio y Septiembre de 2005 y Mayo de 2006 se muestreó suelo, hojarasca y planta (carrizo) de dos parcelas del saladar situadas justo en las zonas en las que los dos cauces citados penetran en el saladar. El material vegetal recolectado fue clasificado en diferentes partes (rizoma, tallos verdes y secos, hojas verdes y secas), pesado, lavado, y se calculó, en base a la humedad, la biomasa seca.

En las muestras de agua se determinaron fosfatos, amonio, nitratos y carbono orgánico disuelto (COD). En las muestras de suelo se determinó la densidad aparente, el fósforo total (método del ácido ascórbico) nitratos, amonio y el nitrógeno Kjeldahl. De la misma manera, en las muestras de carrizo se midió el fósforo total (tras una calcinación en horno-mufla) y el nitrógeno total.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los mayores aportes de nitratos se produjeron a través de la Rambla de Miranda (que vierte a la zona de la parcela 2) con cantidades equivalentes a 14 kg N-NO₃⁻ hora en el muestreo de mayo

de 2006. La Rambla del Miedo (que vierte a la zona de la parcela 1) introdujo, en ese mismo muestreo, un equivalente a 3,0 kg de COD por hora, 0,29 kg por hora de fósforo inorgánico disuelto y 1 kg de amonio por hora.

Los suelos de las parcelas presentaron máximos de amonio y N-Kjeldahl (que es mayoritariamente orgánico) en invierno, con disminuciones en primavera y verano. Los nitratos, no obstante, se comportaron de manera inversa, con los máximos en primavera y verano y los mínimos en invierno. Que los contenidos de nitratos del suelo se incrementen en primavera podría estar relacionado con los vertidos de este nutriente a través de los drenajes agrícola. Sin embargo, es posible también que la relación inversa entre los contenidos de N-Kjeldahl y amonio con los de nitratos, estén relacionados con un incremento de la mineralización del nitrógeno, sobre todo en verano debido a la desecación del suelo y al incremento de las temperaturas.

Las estimaciones de contenido total de N-Kjeldahl del suelo fueron como promedio de hasta 163 g m⁻² en la parcela 1 y de 245 g m⁻² en la parcela 2 y de P total de hasta 332 g m⁻² en la parcela 1 y de 66 g m⁻² en la parcela 2. Es destacable la diferencia entre las dos parcelas, sobre todo con respecto al fósforo, lo que indica la función de sumidero que ejercen los suelos de la zona en la que vierte el agua de la depuradora (Rambla del Miedo, parcela 1).

Las cantidades de N y P acumuladas en el carrizo aumentaron en las partes aéreas verdes (hojas y tallos) en los meses de primavera y verano, debido probablemente a la asimilación y posterior translocación desde las partes subterráneas en la etapa de crecimiento. Las diferencias que existieron en los contenidos totales de N y P en el suelo de ambas parcelas no parece que repercutieran en una mayor o menor asimilación por parte del carrizo. En ambas parcelas, y calculado para la biomasa aérea total, se llegó a niveles muy parecidos de acumulación de N total (198 g m⁻² en la parcela 1 y 173 g m⁻² en la parcela 2) y de P total (14 g m⁻² en la parcela 1 y 13 g m⁻² en la parcela 2).

CUANTIFICACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN UNA PARCELA REFORESTADA DEL CORREDOR VERDE DEL GUADIMAR

R. Fernández¹, A. Jordán¹, L. Martínez-Zavala¹, T. Marañón²

¹ Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola (Universidad de Sevilla)

² Dpto. de Geoecología (Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla-CSIC)

INTRODUCCIÓN

El vertido provocado en 1998 por la rotura del dique de contención de la balsa de residuos de la mina de pirita de Aznalcóllar (Sevilla) produjo un vertido a los ríos Agrio y Guadimar de 3,6 Hm³ de aguas ácidas y 2 Hm³ de lodos con una elevada concentración de elementos traza en disolución (Grimalt et al., 1999). El vertido produjo una crecida en ambas cuencas que afectó a 62 Km de tramo fluvial y a la llanura de inundación (en total, 4.624 Ha). Tras las primeras medidas de control de la riada y retirada de lodos tóxicos y suelo se realizaron enmiendas con CO₃Ca y espuma de azucarera, y posteriormente se aplicaron hidróxidos de hierro y materia orgánica (CMA, 1998). A pesar de estas labores y de adición de enmiendas, se ha seguido detectando un cierto nivel de contaminación residual (Cabrera et al. 2005).

El presente trabajo está integrado dentro del proyecto SECOVER, en el marco del cual se realizó un ensayo de plantación de leñosas en un área piloto entre 2005 y 2006, con objeto de incorporar criterios de conectividad a la restauración ecológica del espacio protegido. Los objetivos del presente trabajo son caracterizar físico-químicamente los primeros 25 cm de profundidad en el área piloto y cuantificar la contaminación residual por elementos traza.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 30 muestras de los primeros 25 cm de suelo en el área de estudio. Una parte de cada muestra se tamizó por 2 mm para realizar determinaciones generales (textura, pH, materia orgánica, nitrógeno orgánico, salinidad y carbonatos). Otra parte se molió en un mortero de ágata para determinar el contenido cuasitotal de elementos traza (con concentración inferior al 0,1 % en plantas) mediante ICP-MS. Por otro lado, se han analizado mediante ICP-OES las fracciones disponibles de los principales elementos traza del suelo, utilizando CaCl₂ (0,01 M) como extractante. El grado de contaminación por metales pesados en suelos afectados se determinó a partir del cálculo de los índices de carga contaminante de metales, PLI (Tomlinson et al., 1980), considerando como valores de fondo los analizados por Cabrera, (1999), para la cuenca del Guadimar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos son de textura franca-arcilloarenosa y franca-arcillosa, neutros, con un contenido de carbonatos medio para suelos agrícolas y baja. La relación C/N muestra valores altos, lo que implica una escasa o lenta mineralización de la materia orgánica.

Menos de la tercera parte de las muestras poseen un PLI inferior o ligeramente superior a 1. En el resto, este valor osciló aproximadamente entre 2 y 9. As, Cd, Pb, Sb y Tl superaron el nivel de referencia en todas o en parte importante de las muestras. Si consideramos los valores medios de concentraciones quasitotales, no se alcanzan niveles de intervención para ninguno de los elementos, aunque sí concentraciones fitotóxicas de As, Cu, Pb y Zn. El contenido biodisponible de los elementos analizados es muy bajo. En los casos con una mayor concentración en forma soluble, el contenido biodisponible con respecto a la concentración total no supera el 2,5 % (Cu) o el 0,15% (Zn).

CONCLUSIONES

As, Cd, Pb, Sb y Zn muestran contenidos quasitotales altos después de las enmiendas. Los índices de carga contaminante determinados reflejan, en éste estudio, un alto grado de contaminación residual, aunque la proporción de elemento biodisponible con respecto a la concentración total resultó ser muy baja, lo que indica que los elementos traza están aceptablemente estabilizados y su disponibilidad para las plantas es escasa a pesar de la contaminación residual.

BIBLIOGRAFÍA

- Grimalt J.O., Ferrer M., McPherson E. (1999). The mine tailing accident in Aznalcollar. *Sci. Tot. Environ.* 242:3 –12.
- CMA (1998). Informes científicos sobre el seguimiento del accidente de Aznalcóllar. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla, España.
- Cabrera F., Clemente L., Cordon R., Hurtado M.D., López R., Madejón P., Marañón T., Moreno F., Murillo J.M., & Nagel I. (2005). Effect of remediation on trace metal pollution in soils of the Guadiamar river valley. In: *Integrated Assessment and Management of the Ecosystems Affected by the Aznalcóllar Mining Spill (SW, Spain)*. Del Valls T.A., Blasco J. (Eds). UNESCO/Unitwin. Cádiz, España. 33-40.
- 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. Tot. Environ.* 242:117-129.
- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R., Jeffrey D.W. (1980). Problems in the assessments of heavy metal levels in estuaries and formation of a pollution index. *Helgoland Marine Research* 33(1-4):566-575.

CONTENIDO Y DISTRIBUCIÓN DE COBRE EN SUELOS DE VIÑEDO DE LA DENOMINACIÓN DE ORIGEN MONTERREI (GALICIA)

D. Fernández-Calviño¹, M. Arias-Estévez¹, J.C. Nóvoa-Muñoz¹, M. Dieguez¹, J.E. López-Periago¹

¹ *Area de Edafología e Química Agrícola. Departamento de Biología Vexetal e Ciencia do Solo. Universidade de Vigo. Facultade de Ciencias, Ourense, 32004 Ourense. mastevez@uvigo.es*

INTRODUCCIÓN

El uso de fungicidas de base cúprica para combatir la enfermedad del “mildiu” está muy extendido en Europa desde finales del siglo XIX., lo que provoca que en los suelos de viñedo existan grandes acumulaciones de cobre. Debido a la baja movilidad del cobre en los suelos dicha acumulación se produce fundamentalmente en los horizontes más superficiales (Pietrzak and McPhail, 2004). Estas acumulaciones provocan una importante degradación del suelo.

En este trabajo se pretende conocer los niveles de cobre así como su distribución en los diferentes componentes del suelo, en horizontes superficiales de suelos dedicados a viñedo de la Denominación de Origen de Monterrei, situada al sur de Galicia. Se estudiará asimismo la influencia del cultivo de la vid en el fraccionamiento del cobre diferenciando viñedos jóvenes, viñedos antiguos y viñedos abandonados, lo cual tiene especial interés para poder mantener la sostenibilidad de estos suelos a lo largo del tiempo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se recogieron 33 muestras de horizontes superficiales de viñedo (0-20 cm) repartidos entre los tres tipos de viñedo considerados anteriormente. Además de la caracterización general de los suelos (granulometría, pH, etc.), se realizó un fraccionamiento del Cu siguiendo el método de extracción utilizado por Arias *et al* (2004), en el que se utilizan los siguientes extractantes: acetato amónico (pH 7; Cu_c), pirofosfato sódico (pH 10.1; Cu_p), ácido oxálico-oxalato amónico (Cu_o), ácido oxálico-oxalato amónico-ácido ascórbico (Cu_{oa}). Además también se determinó el Cu total del suelo (Cu_t) mediante una digestión ácida con HF, HNO₃, y HCl en microondas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido medio de cobre total de los suelos analizados fue de 100 mg kg⁻¹, presentando un margen de variación muy amplio, entre 25 y 272 mg kg⁻¹. La concentración de cobre total varía en función del tipo de viñedo estudiado, apareciendo los mayores contenidos de cobre en los suelos de viñedos abandonados (132 mg kg⁻¹) y viejos (100 mg kg⁻¹), mientras que en los suelos de viñedos jóvenes las concentraciones de Cu fueron significativamente menores (64 mg kg⁻¹).

A partir de las extracciones realizadas, se han definido las siguientes fracciones de Cu en el suelo: Cu intercambiable (Cu_c), Cu unido a la materia orgánica (Cu_{MO} ; Cu_p-Cu_o), Cu asociado a los componentes inorgánicos no cristalinos (Cu_{Al} ; Cu_o-Cu_p), Cu asociado a los óxidos cristalinos (Cu_{CR} ; Cu_o-Cu_{oa}) y Cu residual (Cu_R ; Cu_t-Cu_{oa}).

Las diferencias en el fraccionamiento de Cu entre suelos de viñedos antiguos y de viñedos abandonados no son significativas. Sin embargo, si existen diferencias entre los suelos de estos dos tipos de viñedo y los de los viñedos jóvenes. El porcentaje de Cu_{MO} respecto al cobre total, es significativamente menor ($p < 0.005$) en los suelos de viñedos jóvenes (41%) que en los antiguos (48%) y abandonados (51%). Lo mismo sucede con el Cu_{Al} , que representa el 13% en los viñedos jóvenes frente al 20 y 23% en los viñedos antiguos y abandonados respectivamente. En cuanto al porcentaje de cobre asociado a los coloides cristalinos, no existen diferencias significativas entre los suelos de los tres tipos de viñedo, representando en todos ellos menos del 10% del Cu total. La fracción residual (Cu_R) representa en los suelos de viñedos jóvenes el 37% del Cu total, mientras que en los de viñedos antiguos y abandonados disminuye hasta el 27 y el 18% respectivamente.

CONCLUSIONES

El tiempo que un suelo mantiene el cultivo de la vid determina tanto la concentración total de cobre como su distribución en la fase sólida. Así, los suelos de viñedos jóvenes poseen un menor contenido total de Cu y un mayor porcentaje de cobre residual (Cu_R) que los suelos de viñedos viejos o aquellos recientemente abandonados. En estos últimos, la fracción mayoritaria es la de Cu unido a la materia orgánica (Cu_{MO}). El manejo de la materia orgánica en los suelos dedicados al cultivo de vid, sobre todo cuanto mayor es su tiempo de cultivo, es fundamental para poder controlar la dinámica de este metal en los suelos, tanto desde el punto de vista agronómico como ambiental.

BIBLIOGRAFÍA

- Pietrzak, U., McPhail, D.C. (2004): Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. *Geoderma*, 122: 151-166
- Arias, M., López, E., Fernández, D., Soto, B. (2004): Copper distribution and dynamics in acid vineyard soils treated with copper-based fungicides. *Soil Science*, 169: 796-805.