

ADSORCIÓN DE COBRE EN SUELOS DE VIÑEDO ÁCIDOS DE GALICIA

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

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

INTRODUCCIÓN

El tratamiento de los viñedos con sales de cobre (Caldo bordelés, $\text{Ca(OH)}_2 + \text{CuSO}_4$) para combatir enfermedades fúngicas ha provocado un incremento en las concentraciones de cobre en los horizontes superficiales de los suelos. Esto puede traer como consecuencia una pérdida de productividad y de calidad de dichos suelos de viñedo debido a los efectos fitotóxicos del cobre. A pesar de que existen numerosos trabajos acerca de la dinámica de cobre en suelos y sus componentes (MacLaren et al., 1983; McBride et al., 1998; Arias et al., 2002), existe poca información acerca del comportamiento de adsorción de cobre por suelos que previamente han recibido aportes importantes de este elemento como es el caso de los suelos de viñedo. En este trabajo se evalúan las características de adsorción de suelos contaminados con cobre y su relación con las variables edáficas

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron 33 muestras de horizontes superficiales de viñedo (0-20 cm) recogidos en viñedos de Galicia. La adsorción de cobre fue determinada mediante la agitación de 2 g de suelo con 25 ml de NO_3Na 0.01M con distintas concentraciones de Cu (Entre 10 y 200 mg L^{-1}) durante 1 h a una temperatura de 22 ± 2 °C. El pH de las disoluciones fue ajustado en todos los casos a 5.0. Tras la agitación, las suspensiones se centrifugaron y filtraron y la concentración de Cu fue medida mediante espectrometría de absorción atómica. La adsorción de cobre fue calculada mediante la diferencia entre el Cu inicialmente añadido y el que permanece en la disolución final. Las determinaciones se llevaron a cabo por triplicado.

Con los datos de cobre adsorbido y en equilibrio fue ajustado el modelo de Langmuir (1):

$$\text{Langmuir model: } X = \frac{K_L X_m C}{1 + K_L C} \quad (1)$$

Dónde X es la adsorción de cobre adsorbida (mg g^{-1}), C es la concentración de equilibrio y X_m y K_L son dos parámetros del modelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La máxima capacidad de adsorción de cobre de los suelos (X_m) oscila entre 0.54 y 2.05 mg g^{-1} , lo que sugiere que estos suelos pueden soportar una carga importante de cobre. Respecto a

la relación de los parámetros de Langmuir con las variables edáficas destacan las correlaciones significativas entre el máximo de adsorción (X_m) con el contenido de carbono y el pH. Por otro lado el parámetro K_L , relacionado con la energía de interacción, presentó valores comprendidos entre 0.096 y 0.633, apareciendo significativamente correlacionado con el pH del suelo ($r=0.821$ $p<0.005$).

Por otro lado mediante análisis de regresión múltiple se obtuvo la siguiente ecuación ($p<0.005$), utilizando como variable dependiente X_m :

$$X_m = -1.55 \pm 0.41 + 0.38 \pm 0.08 \text{ pH} + 0.23 \pm 0.05 \text{ C} + 0.07 \pm 0.03 \text{ CICE}$$

$$R^2 = 0.663; F = 18.1$$

$$\text{C (\%); CICE (cmol}_{(c)} \text{ kg}^{-1})$$

La ecuación muestra el papel que juegan el pH, la CICE y la materia orgánica a la hora de inmovilizar el cobre aportado. Si la materia orgánica y el pH tienen un papel crítico en el control de la fitotoxicidad del cobre, su manejo será de gran importancia a la hora de prevenir problemas de degradación de la productividad de los suelos contaminados por cobre.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en el presente trabajo confirman el papel determinante de la materia orgánica a la hora de controlar la adsorción de cobre en suelos de viñedo. Así, es importante incidir sobre unas prácticas agrícolas que favorezcan el mantenimiento de la materia orgánica en unos valores adecuados, capaces de mantener el sistema en unos niveles productivos aceptables y que impidan la contaminación de las aguas.

BIBLIOGRAFÍA

- Arias M., Soto, B., Barral, M.T. (2002) Copper sorption characteristics on mineral-humic acid substrates. *Agrochimica*, 46: 155-164.
- McBride M., Martínez, C.E., Sauvé, S. (1998). Copper(II) activity in aged suspensions of goethite and organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 1542-1548.
- McLaren R.G., Crawford, D.V. (1973). Studies on soil copper. I. The fractionation of copper in soils. *J. Soil Sci.*, 24: 172-181.

DINÁMICA DE PO_4^{3-} Y NO_3^- PROCEDENTE DE AGUAS EUTROFIZADAS EN RESIDUOS MINEROS BAJO ALTERNANCIA DE CONDICIONES DE INUNDACIÓN -DESECACIÓN

M.N. González-Alcaraz¹, J. Álvarez-Rogel², F.J. Jiménez Cárceles³

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

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

INTRODUCCIÓN

En humedales es habitual que existan condiciones alternantes de encharcamiento y desecación, que van a influir en la dinámica del N y el P junto con la vegetación, la cual puede absorber nutrientes y/o modificar el 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 en la solución edáfica de saladares afectados por residuos mineros, cuando se producen condiciones alternantes de inundación-desecación.

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, que se colocaron en 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 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 el primer mes, para dejarlas secar luego progresivamente durante el segundo. Esta operación se repitió dos veces más durante los siguientes cuatro meses. Cada semana 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 cada período de secado se procedió a retirar de tres a cinco macetas por cada tratamiento, para analizar el contenido en fósforo y nitrógeno en el suelo y en las plantas correspondientes. Esto 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 $\approx +200$ mV en El Carmolí, para disminuir a valores entre 0 y +50 mV al final de los meses de inundación y elevarse de nuevo por encima de +300 mV durante las fases de secado. *P. australis* presentó los valores de Eh más elevados durante las fases de inundación, alcanzando los suelos desnudos los potenciales más bajos. En las fases de secado los tres tratamientos se igualaron. En las macetas de Lo Poyo (Eh inicial $\approx +350$ mV) el potencial redox apenas bajó de los +200 mV en las fases de inundación, por lo que las diferencias con las fases de secado fueron menos evidentes.

El contenido en fósforo había disminuido hasta de un 95% en la solución un día después del encharcamiento con el agua eutrofizada. Dicha disminución se observó por igual en los suelos de ambos saladares e independientemente de la presencia o no de plantas. Durante las sucesivas fases de saturación el comportamiento fue el mismo, sin que se detectara apenas presencia de fósforo en la solución dos horas después de la adición. La extracción secuencial realizada demostró que la mayoría de ese fósforo se asoció a óxidos metálicos, muy abundantes en los residuos mineros.

Los contenidos en nitratos habían disminuido hasta en un 75% al día siguiente del encharcamiento, tanto para los tres tratamientos de El Carmolí como para las macetas con plantas de Lo Poyo. Para las muestras de suelo desnudo de esta última localidad, no se observó una disminución importante del contenido en nitratos de la solución hasta la semana 15 del experimento, justo al final de la segunda fase de inundación. La alternancia de fases inundación-desección estuvieron acompañadas de oscilaciones en los contenidos de nitratos en la solución, con una tendencia general a elevarse estos tras los periodos de secado. Éste comportamiento fue muy evidente a partir de la semana 17, tras la segunda fase de desecación, y podría deberse a una activa mineralización del nitrógeno de la materia orgánica del suelo a causa del incremento de actividad microbiológica debido a la desecación y al aumento de temperatura detectado al llegar la primavera. Este fenómeno se ha observado en otras ocasiones y es responsable de que en los humedales se genere una intensa mineralización del nitrógeno en los meses más secos y cálidos. Otra razón podría ser que el deterioro de las plantas durante las fases de desecación (muchas de sus partes aéreas se secaron para rebrotar de nuevo al volver a encharcar las macetas) llevó a una merma de su capacidad para absorber nitratos.

IMPACTO DEL RIEGO CON AGUAS DESALINIZADAS EN ARENADOS (LANZAROTE, ISLAS CANARIAS)

C.C. Jiménez, M. Tejedor, J.M. Hernández-Moreno, J. Fuentes, J. Neris

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

INTRODUCCIÓN

La isla de Lanzarote se caracteriza por un paisaje singular reflejo de un agrosistema tradicional, los “arenados”, basado en la utilización de coberturas de materiales volcánicos basálticos. Estos agrosistemas en secano se consideran conservadores de suelo y agua y por tanto sostenibles desde un punto de vista medioambiental (Díaz et al., 2005; Hernández-Moreno et al., 2007; Tejedor et al., 2003, 2007). En los últimos años la oferta de nuevos recursos hídricos ha provocado que la agricultura tradicional no pueda competir con la productividad de la agricultura forzada. El agua desalinizada constituye el principal recurso hídrico con $16.9 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, lo que representa el 81% del total de la isla. El objetivo de este trabajo es evaluar la calidad del agua de riego y su impacto en algunas propiedades de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han seleccionado para este estudio dos fincas (a y d) en la isla de Lanzarote cubiertas con tefra basáltica. En cada una se muestreó una parcela regada con agua desalinizada desde hace 20-30 años, y una parcela adyacente, también cubierta con tefra pero no sometida a riego. Las muestras de suelo se tomaron a dos profundidades 0-10 cm y 10-30 cm, con diez réplicas al azar dado que la situación de los goteros es variable. Se ha determinado la conductividad eléctrica en extracto saturado (CEes), pHes, relación de adsorción de sodio (RAS), cloruros, sulfatos, boro en extracto saturado (Bes), boro extraído con agua caliente (BSHW) y pH (H_2O). Se ha analizado asimismo un seguimiento del agua de riego procedente de la planta desalinizadora principal de la isla con tratamiento de ósmosis inversa. Para el análisis estadístico se ha utilizado el programa SPSS 13.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El agua de riego presenta un pH entre 7.5-8.1; CE: $880\text{-}910 \mu\text{S cm}^{-1}$; SAR: $7\text{-}10 \text{ meq L}^{-0.5}$; Alcalinidad: $0.4\text{-}0.7 \text{ meq L}^{-1}$ y B: $0.89\text{-}0.96 \text{ mg L}^{-1}$

Con respecto a los suelos, se observó un aumento de la salinidad y del RAS en las parcelas regadas, aunque sólo se observan diferencias estadísticamente significativas en la CEes en la finca d en superficie (Fig.1). Los cloruros y sulfatos aumentan con el riego, siendo las diferencias estadísticamente significativas a las dos profundidades en la finca d y sólo en profundidad en la finca a. El Bs y HWSB también aumentan con el riego. Se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas para Bs y HWSB en las dos fincas y en las dos profundidades estudiadas, aproximándose a valores tóxicos en la finca d (Fig.2).

Figura 1

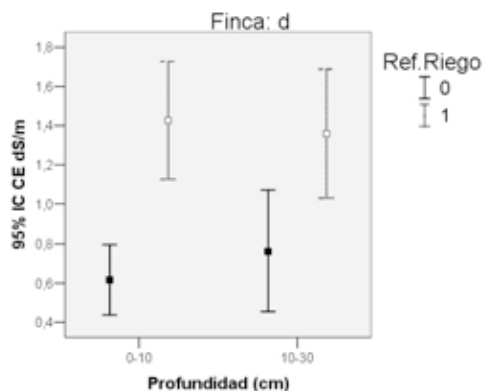
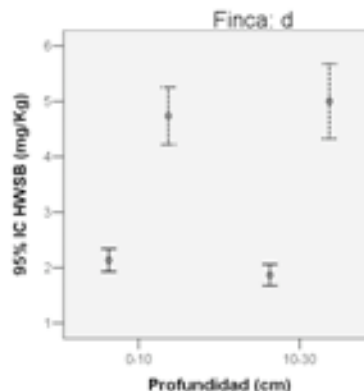


Figura 2



El pH (H_2O) tiende a disminuir con el riego, siendo significativas las diferencias en la finca d.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos reflejan una creciente degradación de la calidad del suelo con el riego con agua desalinizada a corto-medio plazo, especialmente en el caso del boro. Se propone ampliar el estudio a otras fincas y comprobar si se mantienen las tendencias observadas, lo que comprometería la sostenibilidad del sistema de arenados con el actual manejo.

AGRADECIMIENTOS

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

BIBLIOGRAFÍA

- Díaz, F., Jiménez, C., Tejedor, M. (2005). Influence of the thickness and grain-size of tephra mulch on soil water evaporation. *Agricultural Water Management*, 74/1: 47-55
- Hernández-Moreno J.M., Tejedor M., Jiménez C.C. (2007). Effects of land use and restoration in the Canary Islands. In: *Soils of Volcanic Regions in Europe. V. Volcanic Soils and Land Use*, Springer, 565-580.
- Tejedor M., Jiménez C.C., Díaz F. (2003). Volcanic materials as mulches for water conservation. *Geoderma*, 117/3-4:283-295.
- Tejedor M., Jiménez C.C., Díaz, F. (2007). Rehabilitation of saline soils by means of volcanic materials coverings. *European Journal of Soil Science*, 58:490-495.

PROPIEDADES BIOQUÍMICAS EN SUELOS DEL ESTERO DOMINGO RUBIO (MARGEN IZQUIERDA DEL RÍO TINTO, HUELVA)

P. Madejón¹, P. Burgos¹, E. Madejón¹, I. Girón¹, F. Cabrera¹

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla. CSIC. fcabrera@irnase.csic.es

INTRODUCCIÓN

El estero Domingo Rubio, situado en la margen izquierda de la desembocadura del río Tinto, es un sistema típico de marisma salobre sometido a una clara influencia mareal que afecta al curso bajo del estero, con un régimen semidiurno de inundación. Además se encuentra sometido a impactos ambientales como las aguas contaminadas con elementos traza del río Tinto y las pluviales y de drenaje de los terrenos en los que se ubican diversas industrias químicas y agrícolas.

La estimación del estado biológico de los suelos puede resultar útil para detectar posibles procesos degradativos o de estrés en los mismos (García et al, 1994). Debido a la compleja dinámica que presenta el ecosistema suelo, la medida de un solo parámetro es difícil que nos refleje la actividad microbiana del mismo. Por ello, es aconsejable el estudio de varios parámetros analizándolos conjuntamente (Frankenberger and Dick 1983).

Con objeto de establecer un diagnóstico de la situación ambiental del estero, siete grupos de investigación del Plan Andaluz de Investigación iniciaron un estudio multidisciplinar de la zona. En el presente trabajo se presentan los resultados del efecto de la contaminación y la salinidad sobre algunas propiedades bioquímicas de los suelos del estero en muestras tomadas en junio de 2006.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras de suelo en seis zonas del estuario. En cada zona de muestreo se tomaron 3 muestras de suelo (0-20 cm). Cada muestra se dividió en dos submuestras: una se secó y se tamizó y/o se molió para sus análisis químicos (pH, carbono orgánico total (COT), carbono hidrosoluble (CH), Nitrógeno Kjeldahl, salinidad, y elementos traza (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) disponibles y totales). La otra submuestra se tamizó en húmedo y se conservó a 4°C para la realización de los análisis bioquímicos (carbono de la biomasa (CBM) y actividades deshidrogenasa (DH), proteasa (PROT) y aryl-sulfatasa (ARY)).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos de las zonas bajas tienen salinidad (CE) y sodicidad (RAS) muy altas; (CE 30-22 dS m⁻¹; 30 RAS). En cambio en el curso medio y alto la CE oscila entre 7,15 y 1,37 dS m⁻¹, y el RAS entre 13 y 5,3. La tendencia de COT, CH y N-Kjeldahl, es muy similar a la CE y RAS, es decir en los suelos más salinos se encuentran los mayores contenidos de materia orgánica. En

las zona bajas, el COT alcanza el 4,5% y el CH 830 mg kg⁻¹, mientras que en las bajas apenas se supera el 1% para el TOC y 200 mg kg⁻¹ para el CH.

Los valores medios de las concentraciones totales de As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn aumentan generalmente aguas abajo del estero. En general, los valores de las concentraciones de As y metales disponibles estuvieron positivamente correlacionados con las concentraciones totales.

Algunos autores han encontrado descensos importantes en el CBM y en las actividades enzimáticas en suelos salinos (García et al., 1994) y/o con alta sodicidad (Rietz y Haynes, 2003). Sin embargo, en el estero “Domingo Rubio”, las zonas más salinas y con alta contaminación de elementos traza son las que presentan en general mayores valores de carbono de la biomasa y de actividades enzimáticas. Este hecho pone de manifiesto que la población microbiana y la actividad de la misma están altamente relacionadas con el contenido en materia orgánica de los suelos y que la población microbiana existente en el Estero se encuentra perfectamente adaptada a las condiciones de salinidad.

CONCLUSIONES

Los suelos de las márgenes del estero Domingo Rubio se encuentran contaminados con As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn. El grado de contaminación aumenta en dirección al mar y está altamente correlacionado con la salinidad, poniendo de manifiesto un origen común: el río Tinto.

Sin embargo, en los suelos del estero, las condiciones de salinidad y contaminación por elementos traza no afectan al status bioquímico de los mismos.

BIBLIOGRAFÍA

- Frankenberger, W.T.Jr., Dick, W.A., 1983. Relationships between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 945-951.
- Frankenberger, W.T., Bingham, F.T., 1982. Influence of salinity on soil enzyme activities. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 1173-1177.
- García, C., Hernandez, T., Costa, F., Ceccanti, B., 1994. Microbial activity in soils under mediterranean environmental conditions. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1185-1191.
- Rietz, D.N and Haynes, R.J., 2003. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biol. Biochem.* 35, 845-854.

ADSORCIÓN-DESORCIÓN DE PENCONAZOL EN SUELOS DE LA RIOJA ENMENDADOS CON SUSTRATO POSTCULTIVO DE HONGOS (SPCH)

**J.M. Marín-Benito¹, M.S. Andrades², M. Pérez Clavijo³, E. García Escudero⁴,
M.S. Rodríguez-Cruz¹, M.J. Sánchez-Martín¹**

¹ Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca, Apdo. 257, 37071 Salamanca, España.
mjesussm@usal.es

² Universidad de La Rioja, Madre de Dios 51, 26006 Logroño, España. marisol.andrades@unirioja.es

³ Tecnológico de Investigación del Champiñón. Autol. La Rioja.

⁴ Centro de Investigación y Desarrollo Agrario. Agoncillo. La Rioja

INTRODUCCIÓN

Actualmente los suelos de cultivo de algunas zonas de la Rioja están mostrando problemas de empobrecimiento en materia orgánica (MO); este hecho tiene graves consecuencias en la producción de los cultivos. Especial interés tiene el empobrecimiento de los suelos dedicados al cultivo del viñedo por la repercusión económica que tendría para la zona. La utilización de sustratos postcultivo de hongos (SPCH) en viñedos como enmienda puede producir una mejora en la calidad del suelo debido al aumento en el contenido de materia orgánica (MO) del mismo. Sin embargo, estos residuos aportan MO (sólida y líquida) al suelo que puede influir en otras prácticas agrícolas como es la aplicación de fungicidas en viñedos, modificando su adsorción o lavado en el suelo, con la consiguiente implicación medioambiental.

El objetivo de este trabajo fue estudiar la adsorción-desorción de un fungicida muy utilizado en La Rioja, penconazol, en tres suelos naturales y enmendados con SPCH fresco y compostado, y evaluar la variabilidad de estos procesos en los horizontes superficiales y subsuperficiales de los suelos sometidos a estos tratamientos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El penconazol es un fungicida hidrofóbico ($\log K_{ow} = 3.72$) con baja solubilidad en agua (73 mg L^{-1}). Se utilizó el compuesto marcado en C^{14} . Las muestras de suelo utilizadas en el estudio corresponden a tres parcelas experimentales de La Rioja, Sajazarra, Aldeanueva de Ebro y Viana, que fueron enmendadas *in situ* con el SPCH fresco y compostado (dosis de enmienda = $25 \text{ ó } 40 \text{ t ha}^{-1}$). Se tomaron muestras de suelo en tres puntos de cada una de las parcelas, sin enmendar (T) y enmendado con SPCH fresco (F) y compostado (C) correspondientes al horizonte A (0-30 cm) y horizonte B (30-60 cm). Se determinaron las características de los suelos: pH, contenido

en MO sólida y disuelta, composición granulométrica y contenido en carbonatos por los métodos habituales de análisis de suelos. Las características de las muestras de SPCH en cuanto a su contenido en MO fueron 56.4% (fresco) y 39.3% (compostado). El estudio de adsorción-desorción de penconazol por los suelos se llevó a cabo mediante la técnica de “batch” en el equilibrio. Se obtuvieron isothermas de adsorción por duplicado utilizando un rango de concentraciones iniciales entre 1 y 25 $\mu\text{g mL}^{-1}$ e isothermas de desorción a partir de las concentraciones iniciales de 15 y de 25 $\mu\text{g mL}^{-1}$. La concentración de equilibrio de penconazol- C^{14} se determinó en un contador de centelleo líquido Beckman LS6500.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las isothermas de adsorción obtenidas fueron prácticamente lineales (tipo C) para las muestras de suelo del horizonte A y no lineales (tipo L) para las muestras de suelo del horizonte B. Estas isothermas se ajustaron a la ecuación de Freundlich ($r^2 \geq 0.98$ (adsorción) y 0.88 (desorción)). A partir de ella se obtuvieron los valores de los coeficientes de adsorción (K_f y n_f) y de desorción (K_{fd} y n_{fd}) incluidos en la Tabla.

Suelo/Horizonte		Constantes de Adsorción K_f			Constantes de Desorción K_{fd}^*		
		Testigo	Compostado	Fresco	Testigo	Compostado	Fresco
Sajazarra	A	7.72	5.72	8.27	20.6	16.4	21.4
Sajazarra	B	-	2.78	7.37	-	7.75	16.3
Aldeanueva	A	4.33	5.19	10.2	13.6	15.1	26.2
Aldeanueva	B	-	3.56	4.43	-	8.50	9.40
Viana	A	8.44	13.4	10.4	24.4	31.8	28.2
Viana	B	-	3.65	6.06	-	6.47	13.2

* $C_i=25 \mu\text{g mL}^{-1}$

Los resultados preliminares obtenidos en este trabajo indican valores más elevados de las constantes de adsorción y desorción del penconazol por los suelos superficiales (con mayor contenido en MO) que por las muestras subsuperficiales indicando la influencia de este parámetro en la adsorción. Sin embargo, los resultados obtenidos no permiten en principio obtener conclusiones sobre la influencia de la enmienda en el proceso de adsorción-desorción, posiblemente debido a la baja dosis de SPCH añadido en las parcelas experimentales estudiadas y a la baja modificación en el contenido de MO de los suelos estudiados.

CONCLUSIONES

Estudios sobre la variabilidad de la adsorción de penconazol por los suelos en cada una de las parcelas experimentales, actualmente en curso, permitirán obtener conclusiones más precisas sobre la influencia de los aportes de SPCH fresco y compostado en el proceso de adsorción-desorción de los pesticidas aplicados en suelos de viñedo.

ESTUDIO DE LA DESORCIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS CONTAMINADOS

A. Martínez-González¹, J. Pérez-Esteban², A. Masaguer¹, A. Moliner¹

¹ Dpto. Edafología. UPM. alberto.masaguer@upm.es

² Dpto. Química Orgánica y Bio-Orgánica. UNED. jpereze@ccia.uned.es

INTRODUCCIÓN

Las técnicas de fitoextracción son especialmente útiles en aquellos suelos donde la contaminación por metales pesados se encuentra distribuida en una amplia zona y afecta fundamentalmente a los horizontes más superficiales. Esta situación la encontramos en la zona de influencia de zonas mineras, muchas de las cuales ya están abandonadas. Al iniciar uno de estos estudios es importante conocer en profundidad la relación entre las fases sólidas y la cantidad de elemento disponible para la planta en la solución del suelo (McGrath et al., 2001). La cantidad total de metales pesados no nos da una indicación de la cantidad de metales pesados que pueden alcanzar el nivel freático o entrar en la cadena trófica. Sin embargo la cantidad de metales pesados en equilibrio con los sólidos del suelo en distintas condiciones sí es indicativo de lo que puede llegar a ser movilizado y por tanto disponible. Existen muchos estudios en los que se trabaja con suelos de contaminación inducida, es decir en los que los metales han sido añadidos para hacer el estudio. Está demostrado que la relación metal-suelo se estabiliza con el paso del tiempo y por tanto la biodisponibilidad disminuye (Glover et al. 2002). En este estudio se desarrollan distintas curvas de desorción con 2 suelos de minas abandonadas de la Comunidad de Madrid que serán aplicadas en un estudio de fitoextracción

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de suelo se recogieron ambas en la Comunidad de Madrid, en los municipios de El Cuadrón y Garganta de los Montes respectivamente. En ambas zonas se realizó una actividad minera extractiva y las instalaciones están clausuradas hace mas de 60 años ambas. Después de secar las muestras y tamizarlas a 2 mm, se caracterizaron física y químicamente. Se determinó la cantidad total de metal adsorbido mediante 10 extracciones sucesivas con CaCl_2 0,1M. Los datos se ajustaron a una hipérbola cuya asíntota representa la adsorción máxima. Las curvas de desorción se realizaron utilizando distintas soluciones salinas (Agua Ultrapura., KNO_3 0,1 M, KNO_3 0,01 M, CaCl_2 0,05 M CaCl_2 0,005 M) como electrolito base para mantener la fuerza iónica de la suspensión. Las isotermas se llevaron a cabo mediante 16 extracciones consecutivas con una relación solución suelo de 2mL g^{-1} y con cada una de las soluciones salinas, dejándolo reposar toda la noche, agitando 4 horas en un agitador orbital, centrifugando y decantando el sobrenadante. En los extractos obtenidos se determinó el pH, y la concentración de Zn, Cu y Cd por espectrofotometría de absorción atómica.

Para construir las isotermas de desorción se partió del valor de máxima adsorción obtenido anteriormente y se fue sustrayendo la cantidad desorbida en cada paso

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se trata de dos suelos ácidos, pobres en materia orgánica y con textura franco-arenosa. Los metales pesados que predominan son el Cu y el Zn aunque también se detectaron pequeñas cantidades de Cd. Las cantidades máximas adsorbidas encontradas fueron en el Cuadrón: Zn (57,1 mg/kg), Cd (1,3 mg/kg), Cu (37,2 mg/kg) y en Garganta de los Montes: Zn (12,5 mg/kg), Cd (1 mg/kg), Cu (31,9 mg/kg). Se observó que el pH variaba ligeramente a lo largo del proceso, siendo la variación mayor cuando se utilizaba agua ultrapura. La desorción era más rápida cuando se utilizaba la sal cálcica en vez de la potásica. Los valores de adsorción en las últimas extracciones están bastante igualados.

CONCLUSIONES

Los suelos estudiados son ácidos, con bajo contenido en materia orgánica y pobres en arcilla. Podemos suponer que la mayor parte de los lugares de adsorción serán grupos cuya carga depende del pH, que están asociados a la materia orgánica y a los óxidos de hierro y aluminio que recubren el resto de los componentes del suelo. Los métodos utilizados para extraer los metales del suelo no permiten distinguir entre lo que se solubiliza y lo que se resorbe de las superficies del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Glover L.J., Eick M.J., Brady P.V. (2002). Desorption kinetics of cadmium²⁺ and lead²⁺ from goethite: influence of time and organic acids. Soil Sci. Soc. Am. J. 66, 797-804.
- McGrath S.P., Zhao F.J., Lombi E. (2001). Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. Plant and Soil, 232, 207-214.

PERFILES DE RESISTENCIA MECÁNICA A LA PENETRACIÓN EN UN OXISOL Y EN UN MOLISOL BAJO SIEMBRA DIRECTA

R. Montanari¹, M.G. Wilson², A. Paz González³, M.P. Carvalho¹

¹ Universidade Estadual Paulista. Departamento de Fitosanidade, Engenharia Rural e Solos Av. Brasil, 56, Centro, C.P. 31, 15385-000, Ilha Solteira, São Paulo, Brasil km 12.5 (3100). rafamonta@hotmail.com

² EEA INTA Paraná. Recursos Naturales y Factores Abióticos. Ruta 11, km 12.5 (3100).

³ Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. A Zapateira s/n, 15071. A Coruña. tucho@udc.es

INTRODUCCIÓN

El sistema de siembra directa es un sistema productivo integral que se ha extendido en Sudamérica, ocupando grandes superficies de suelos agrícolas. Es un sistema de manejo del suelo donde los restos vegetales son dejados en la superficie del suelo y este es removido sólo en el surco de siembra. El sistema de siembra directa (SD), ofrece numerosas ventajas respecto a los sistemas de labranza convencional y constituye una herramienta muy valiosa para el productor en lo que respecta a la conservación del suelo. Contribuye al aumento de carbono en el suelo, especialmente a nivel superficial, favoreciendo el mejor comportamiento de algunas propiedades físicas de la superficie del suelo. Sin embargo, se han constatados efectos negativos por compactación, con incrementos en la densidad del suelo y la resistencia mecánica a la penetración, RMP (Kluthcusi, 1998). El objetivo del trabajo fue caracterizar los perfiles de resistencia mecánica a la penetración en dos suelos agrícolas de ambientes diferentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

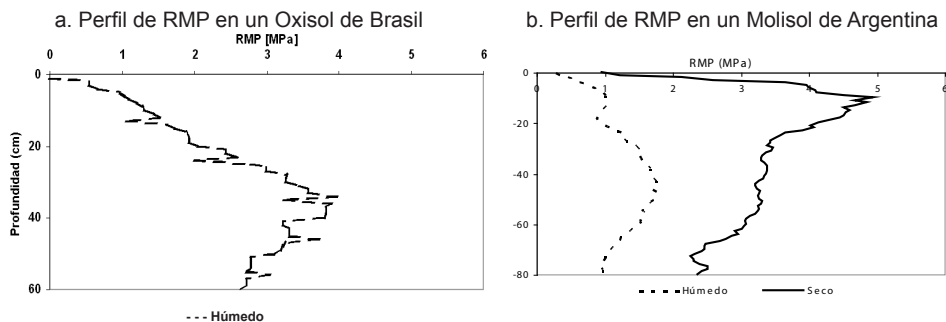
Se tomaron dos suelos. Un Oxisol (Latosuelo rojo distrófico típico arcilloso), ubicado en Mato Grosso del Sur, Brasil. El régimen de lluvia presenta un promedio de 1.500 mm y los cultivos son irrigados con una lámina media de 2 mm día⁻¹. El lote presenta una historia agrícola con los últimos 15 años en SD, con rotación de frijoles y maíz. El otro suelo, un Molisol (Argiudol ácui-co) de Entre Ríos, Argentina, sembrado en seco y precipitaciones anuales de 1.000 mm, con una rotación trigo/soja-maíz-soja, de 8 años en SD. En el suelo de Brasil la medición de RMP fue con un penetrómetro de impacto (Stolf) en la condición de capacidad de campo y en el segundo con un penetrógrafo digital *Eijkelkamp*, en dos momentos, a capacidad de campo y por debajo del punto de marchitez permanente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los perfiles de RMP se presentan en la Fig. 1. En el Oxisol se observa un estado de compactación para la capa de 15 – 35 cm donde se alcanzan los máximos valores (4,0 MPa), mientras que en el Molisol se observa a nivel superficial un aumento de la RMP hasta los 10 cm, que luego

disminuye, incrementando los valores desde los 20 cm a 60 cm, con valor máximo = 1,7 MPa a los 48 cm, coincidiendo con el horizonte textural. Con el suelo seco, se observaron incrementos muy marcados en el horizonte superficial. El máximo valor (4,85 MPa) se alcanzó a los 12 cm.

Figura 1: Perfil de resistencia mecánica a la penetración en dos suelos diferentes.



Según Arshad (1996), los valores alcanzados pueden ser clasificados como altos y muy altos. La RMP depende de la condición textural, la densidad, la materia orgánica y el contenido hídrico del suelo. Las condiciones de humedad del suelo en el momento en que transitan los equipos agrícolas es de fundamental importancia, debido al efecto observado en los perfiles de RMP.

CONCLUSIONES

Se observó un comportamiento diferente en los perfiles de RMP en los dos suelos estudiados. En el Oxisol la capa compactada se localizó a nivel subsuperficial, mientras que en el Molisol se presentó a nivel superficial (5-15 cm). El conocimiento de los perfiles de RMP es una herramienta válida para la toma de decisiones por parte de técnicos y productores, en el momento de realizar las operaciones agrícolas.

BIBLIOGRAFÍA

- Arshad M.A., Lowery B., B. Grossman (1996). Physical tests for monitoring soil quality. In: Doran J.W., Jones A.J. (Org.). Methods for assessing soil quality. Madison: Soil Science Society of America, (SSSA Special publication, 49): 123-141.
- Kluthcusi, J. (1998). Efeito de manejo em alguns atributos de um Latossolo Roxo sob cerrado e nas características produtivas de milho, soja, arroz e feijão, após oito anos de plantio direto. Piracicaba: Esalq, 1998. 179 p. Tese de Doutorado.

FRACCIONAMIENTO DE ARSÉNICO EN SUELOS AFECTADOS POR ACTIVIDAD MINERA

E. Moreno-Jiménez¹, E. Esteban¹, R. Manzano¹, R.O. Carpena-Ruiz¹, J.M. Peñalosa¹

¹ Departamento de Química Agrícola. Universidad Autónoma de Madrid. eduardo.moreno@uam.es

INTRODUCCIÓN

El arsénico es un contaminante ampliamente distribuido en suelos, que puede concentrarse como resultado de la actividad minera. La movilidad y disponibilidad del arsénico en suelos está gobernada por distintas propiedades edáficas, sobre todo por óxidos e hidróxidos de Fe, Al y Mn (Wenzel et al., 2001). La optimización de extracciones secuenciales para estudiar el arsénico en suelos ha permitido establecer que su movilidad en suelos es muy limitada. Por tanto, su transferencia a la planta suele ser también baja en la mayoría de las plantas (Madejón y Lepp, 2006). El objetivo de nuestro estudio es realizar un fraccionamiento del arsénico en los suelos para evaluar su posible absorción por las plantas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos fueron recopilados en zonas cercanas a una mina de arsenopirita (40°52'06''N; 3°43'46''W). Los suelos se analizaron siguiendo los Métodos Oficiales del MAPA (1994). Se trata de suelos ácidos (4-6) con contenido muy variado en materia orgánica (0.6-8.2%).

Para la extracción de arsénico se utilizó un protocolo optimizado (Wenzel et al., 2001).

En las mismas parcelas se recogieron muestras de parte aérea de varias especies vegetales. El material vegetal seco se mineralizó según Lozano-Rodríguez et al. (1995).

El arsénico se cuantificó por fluorescencia atómica (PS Analytical).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos más cercanos a los escombros mineros y los afectados por las aguas de drenaje de dichos residuos contienen niveles altos de arsénico, siete de ellos entre 500-2100 mg kg⁻¹ (Figura 1). Solamente entre el 0.01-0.41% del arsénico total se extrajo con (NH₄)₂SO₄ (F1) y el 2.5-14.2% con NH₄H₂PO₄ (F2). Por otro lado, el 22-90% del arsénico en suelos estaba retenido en la fracción asociada a los óxidos de Fe, Al y Mn (F3: oxalato amónico, pH 3.25; F4: oxalato amónico y ácido ascórbico, pH 3.25 y T^a 96°C). El arsénico residual (F5: digestión en autoclave con HNO₃/H₂O₂) supuso el 2-61% en relación con el total.

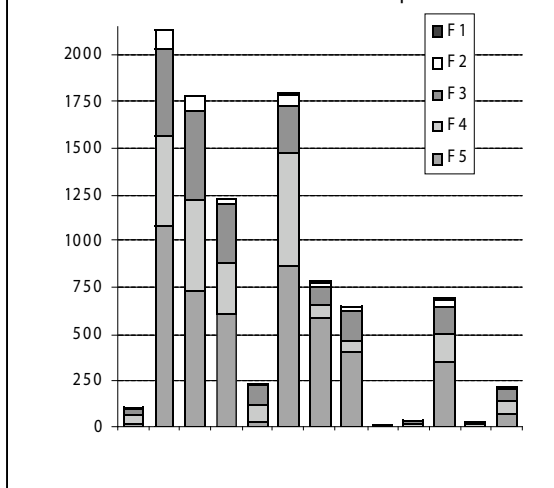
Únicamente F1 y F2 pueden ser consideradas disponibles para las plantas (Vázquez et al., 2007; Huang et al., 2006); por tanto la absorción de As deberá ser baja en comparación con la cantidad total de As en suelos. Una fracción importante del arsénico en estos suelos está retenida por los óxidos de Fe, Al y Mn. En este sentido, añadir hierro al suelo en distintas formas podría ser una forma de inmovilizar el As en suelos contaminados (Aguilar et al, 2007). Por último,

las grandes diferencias observadas en la fracción residual podrían estar condicionadas por la abundancia en cada suelo de partículas de arsenopirita procedente de los escombros mineros.

Por otro lado, se evaluó la transferencia de As a varias especies vegetales que crecían en las parcelas analizadas. Los factores de transferencia ($FT = [As]_{\text{planta}} / [As]_{\text{total suelo}}$) fueron muy bajos (menor de 0,08), en consonancia con lo observado en otros estudios (Madejón y Lepp, 2007). Sin embargo, los factores de bioacumulación ($FB = [As]_{\text{planta}} / [As]_{\text{disponible suelo}}$) fueron mucho mayores, del orden de 1000 veces superior (0.01-15).

De acuerdo con lo expuesto anteriormente, a pesar de los niveles altos de arsénico total en algunos suelos cercanos a la mina, su disponibilidad es baja, lo que dificulta su absorción por las plantas. Gran parte de dicho arsénico total en suelo está retenido en los óxidos de Fe o Al o permanece en la fracción residual.

Figura 1. Fraccionamiento del arsénico en suelos cercanos a la mina de arsenopirita.



BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, J. et al., (2007) Remediation of As-Contaminated Soils in the Guadamar River Basin (SW, Spain). *Water Air Soil Pollut* 180: 109-118.
- Huang, R.Q. et al., (2006) Soil arsenic availability and transference of soil arsenic to crops in suburban areas in Fujian Province, southeast China. *Sci Tot Environ* 368: 531-541.
- Lozano-Rodríguez, E. et al., (1995) Evaluation of two different acid digestion methods in closed systems of trace elements determination in plants. *Quim Anal* 14: 27-30.
- Madejón E. y Lepp N. (2006) Arsenic in soils and plants of woodland regenerated on an arsenic-contaminated substrate: A sustainable natural remediation? *Sci Tot Environ*, en prensa.
- MAPA (1994) Métodos Oficiales de Análisis: Tomo III. Madrid, España.
- Vázquez S. et al. (2007) Bioavailability of metals and As from acidified multi-contaminated soils: validation of several extraction methods by lupin plants. *Environ Geochem Health*, en revisión.
- Wenzel W.W. et al. (2001) Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. *Anal Chim Acta* 436: 309-323.

LA ALTERACIÓN MINERAL COMO MECANISMO DE RESISTENCIA A LA DEGRADACIÓN POR ACIDIFICACIÓN EN SUELOS FORESTALES

J.C. Nóvoa-Muñoz¹, T. Taboada Rodríguez², E. García-Rodeja Gayoso²

¹ Área de Edafología e Química Agrícola. Depto. de Biología Vexetal e Ciencias do Solo. Facultade de Ciencias de Ourense, Universidade de Vigo. 32004 Ourense, España. edjuanca@uvigo.es

² Departamento de Edafología e Química Agrícola. Facultade de Biología, Universidade de Santiago de Compostela. 15782 Santiago de Compostela, España. edteresa@usc.es; edcone@usc.es

INTRODUCCIÓN

La alteración mineral constituye la defensa última de los suelos frente a la degradación causada por la deposición atmosférica ácida (Bain y Langan, 1995). Por ello, las tasas de liberación de cationes y Si son parámetros fundamentales a la hora de evaluar la sensibilidad de los suelos frente a la acidificación, en especial en las áreas templado-húmedas como el NO de España en donde cabe esperar que este mecanismo de neutralización de ácidos sea más relevante que zonas frías del centro y norte de Europa, donde se han realizado la mayor parte de los estudios sobre el tema. En este trabajo se presentan los resultados del estudio de las tasas de liberación de cationes (Ca+Mg y Al) y Si en suelos de bosque de Galicia acidificados artificialmente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ocho horizontes de cuatro suelos forestales derivados de anfibolita, granito, filita y esquisto fueron acidificados artificialmente en un experimento tipo 'batch' (relación suelo:disolución 1:10) con 16 disoluciones de HCl de concentración creciente (de 0 a 30 cmolH⁺ kg⁻¹). Los tiempos de equilibrado, tras una hora de agitación, fueron 0, 12, 24, 48, 96, 192, 384 y 720 horas. En los extractos se determinaron el pH y las concentraciones de Ca, Mg, Al y Si.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La variación en la liberación de cationes y Si frente a la acidificación con el tiempo de equilibrado suele presentar dos etapas: una inicial, curvilínea, caracterizada por una elevada tasa de liberación (Fase de Liberación Rápida, FLR); y una segunda etapa con menor tasa de liberación y de tendencia lineal (Fase de Liberación Lenta, FLL).

Al final de la FLR y como respuesta a la adición de 30 cmol H⁺ kg⁻¹ de suelo, el Ca y el Mg liberados equivalen a más del 90 % de las formas intercambiable mientras que el Al disuelto se aproxima al extraído con CuCl₂ (complejos Al-humus de moderada y baja estabilidad), mientras que el Si disuelto es escaso. En esta fase la neutralización de la carga ácida se debe fundamentalmente a la liberación de cationes desde el complejo de intercambio y a la disolución de Al de complejos Al-humus. En la FLL, la pendiente de la relación entre cationes o Si liberado y el

tiempo se interpreta como la tasa de alteración mineral de los suelos (Van der Salm et al., 1998). Para aportes de protones mayores de 7 cmol kg^{-1} de suelo, la tasa de liberación a largo plazo para $\text{Ca}+\text{Mg}$ varía entre $0,09 \cdot 10^{-4}$ y $2,5 \cdot 10^{-4} \text{ mmol L}^{-1} \text{ h}^{-1}$, siendo más alta en los horizontes A úmbricos que en los Bw y C, en parte por la contribución de la materia orgánica. En los horizontes Bw y C, las tasas son inferiores a las obtenidas por Van der Salm et al. (1998), debido a la escasez en minerales que aportan Ca y Mg en los horizontes estudiados. El Al es el catión con mayor tasa de alteración, entre $0,3 \cdot 10^{-3}$ y $4,4 \cdot 10^{-3} \text{ mmol L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en los horizontes Bw y C, y de 1,6 a 3 veces inferior en los A. En el caso del Si se liberan desde $0,5 \cdot 10^{-4}$ a $5,5 \cdot 10^{-4} \text{ mmol L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en los horizontes A, y desde $0,2 \cdot 10^{-4}$ hasta $2,6 \cdot 10^{-3}$ en los horizontes Bw y C.

Los resultados obtenidos indicarían que la acidificación provoca, a largo plazo, la alteración de filosilicatos 1:1 de baja cristalinidad como fuentes de Si y Al y de gibbsita y/o filosilicatos 2:1 aluminizados como fuentes de Al, minerales que predominan en la fracción arcilla estos suelos.

CONCLUSIONES

En la fase de liberación rápida, la neutralización de la carga ácida se debe fundamentalmente a la liberación de cationes desde las fases más reactivas del suelo. Un mayor tiempo de equilibrado no supone un incremento de las tasas liberación de $\text{Ca}+\text{Mg}$ con el aporte ácido pero si de Si y el Al, cuyas tasas de liberación a largo plazo aumentan con el aporte ácido. Esto sugiere que la fuente del Si y Al es la meteorización de minerales de la arcilla del tipo de filosilicatos 1:1 dioctáedricos, filosilicatos 2:1 aluminizados y gibbsita.

BIBLIOGRAFÍA

- Bain, D.C., Langan, S.J. (1995). Weathering rates in catchments calculated by different methods and their relationship to acidic inputs. *Water, Air & Soil Pollut.*, 85:1051-1056.
- Van der Salm, C., Kohlenberg, L., De Vries, W. (1998). Assessment of weathering rates in Dutch loess and river-clay soils at pH 3.5, using laboratory experiments. *Geoderma*, 85:41-62.

RIESGO DE CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS EN SUELOS DE LA RAMBLA DEL BEAL (CARTAGENA, MURCIA) COMO CONSECUENCIA DE LA ACTIVIDAD MINERA

A. Pérez¹, R. Ortiz¹

1. Dpto. de Química Agrícola, Geología y Edafología. Campus de Espinardo. Universidad de Murcia. rortiz@um.es, alvaroperez75@hotmail.com

INTRODUCCIÓN

Los suelos relacionados con los cauces y áreas adyacentes de las ramblas de la Sierra Minera de Cartagena y La Unión (Murcia) han sido profundamente afectados por las escombreras y residuos de balsas de estériles producidos por las actividades extractivas de sulfuros metálicos, principalmente esfarelita, piritita y galena, que se encuentran acompañados de otros minerales asociados a dicha minería.

Todos estos minerales contienen muy diversos metales pesados que pueden pasar al suelo de muy diferente forma (McBride, 1994): solubles en agua, intercambiables, inmovilizados, etc. Por tanto, puede existir riesgo de que pasen a la solución del suelo y a las plantas, y de ahí a los animales, pudiéndose dar problemas de toxicidad.

En este trabajo se han determinado las concentraciones de Zn, Fe, Pb, Mn, Cd, Cu y Cr en Fluvisoles influenciados por actividades mineras situadas en las proximidades de El Beal (Cartagena, Murcia), tanto en forma soluble como asimilable y total, con el fin de comprobar la relación que hay entre las características edáficas de estos suelos y el riesgo de contaminación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se eligieron 9 lugares de muestreo a lo largo del cauce de la Rambla del Beal; que tiene aproximadamente 5 km, desde su cabecera, situada en las escombreras y balsas de estériles mineros, a su desembocadura en la gran laguna salina que constituye el Mar Menor. Dicho cauce se encuentra encajado en su tramo superior, ensancha en el tramo medio, en donde existe una actividad agrícola intensiva en sus proximidades, y en su tramo final forma un amplio abanico aluvial que penetra en el Mar Menor, constituyendo parte del Paraje Protegido de “Lo Poyo”. Las muestras se tomaron a dos profundidades: 0 a 10 cm y 10 a 30 cm.

Los parámetros edáficos estudiados fueron: conductividad eléctrica, materia orgánica, carbonatos, capacidad de intercambio catiónico, pH y textura. El contenido total de metales pesados se determinó mediante digestión ácida cerrada con HNO₃ y HF (USEPA). Para la fracción asimilable se siguió el método de extracción simple con DTPA (Lindsay y Norvell, 1978). La fracción soluble de los metales pesados se determinó a partir del extracto de saturación. Las concentraciones de los metales se midieron en un equipo ICP-Plasma OPTIMA 2000 DV.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Debido a la complejidad de los aportes de la rambla, los datos edáficos de estos Fluvisoles

poseen elevada heterogeneidad dependiendo del lugar de muestreo (Ortiz y Pérez, 2007). El pH es ácido en toda la rambla y muy ácido en la cabecera (zona de escombreras) a consecuencia de la oxidación de sulfuros y posterior hidratación. El CaCO_3 no aparece o es muy escaso a lo largo de todo el cauce, aumentando ligeramente por los aportes laterales en el tramo medio y final del curso. La conductividad eléctrica es elevada, sobre todo en la cabecera y en la desembocadura de la rambla. Los porcentajes de materia orgánica son medios en todo el recorrido. Los valores de C.I.C. son bajos debido, principalmente, a la textura de las muestras, mayoritariamente arenosa o franco arenosa. Se observa que en las distintas formas estudiadas Fe y Zn son los metales con valores medios más elevados en los Fluvisoles de la rambla (2411,22 y 1126,73 mg/kg en contenido total), mientras que Cr y Cu son los que presentan menor concentración (11,50 y 8,58 mg/kg). El Pb y Mn presentan valores intermedios (202,16 y 120,88 mg/kg). El Cr es el único metal que sigue un descenso continuado y progresivo en la rambla. Los valores son mucho más elevados, en cuanto al total de los metales medidos, en la cabecera de la rambla, debido a las actuaciones antrópicas realizadas recientemente, que han puesto en superficie nuevamente materiales anteriormente estabilizados.

CONCLUSIONES

Los datos obtenidos se compararon con los umbrales y niveles descritos por la Junta de Andalucía (2003) en su informe sobre criterios y estándares para declarar un suelo contaminado. Se tomó como referencia el descrito para Parques Naturales, ya que la rambla acaba en el Paraje Protegido de Lo Poyo. Los contenidos en Cd y Zn superan los valores de referencia, duplicándolos en algunas muestras, considerándose como factor de riesgo de contaminación en la actualidad. Los valores de Cu, Cr y Pb se encuentran por debajo de los niveles establecidos, aunque el Pb aparece en cantidades muy por encima de los valores descritos como máximo permitido para zonas agrícolas en dicho informe. El Mn y Fe no se han podido comparar con otros niveles de referencia al no haber encontrado en la bibliografía consultada estudios similares.

BIBLIOGRAFÍA

- Junta de Andalucía (2003) Estudio de elementos traza en suelos de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Lindsay, W. & Norvell, A. (1978) Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Science Society of American Journal 42, 421-428.
- McBride, M.B. (1994). Environmental Chemistry of Soils. Oxford Univ. Press. New York
- Ortiz, R. y Pérez, A. (2007) Evaluación de los parámetros edáficos que influyen en la fijación y disponibilidad de metales pesados en Fluvisoles afectados por actividades mineras en El Beal (Cartagena, Murcia). Actas de la XXVI Reunión Nacional de Suelos. Durango. Vizcaya.

DEGRADACIÓN DE SUELOS POR SELLADO ANTROPOGÉNICO EN SAGUNTO Y CANET D'EN BERENGUER (VALENCIA): 1956-2004

A. Pérez-Hoyos¹, C. Año²

¹*Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica. Facultad de Física. Universitat de València. Dr.Moliner 50, 46100 Burjassot (Valencia). Ana.Perez-Hoyos@uv.es*

²*Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación –CIDE– (CSIC-UV-GV). Camí de la Marjal s/n. 46470 Albal (Valencia). carlos.anyo@uv.es*

INTRODUCCIÓN

Desde finales de la década de los cincuenta del siglo pasado en la Comunidad Valenciana, como en otras partes de la franja mediterránea, se están produciendo importantes cambios en los usos del suelo y, como consecuencia de ello, en sus cubiertas superficiales. En este proceso de transformación una de sus dimensiones más relevantes es el considerable crecimiento del suelo sellado antropogénicamente por la urbanización, tanto residencial como comercial-industrial, y los sistemas de comunicaciones e infraestructuras. En este trabajo se analiza la dinámica espacial y temporal de los usos del suelo, haciendo especial hincapié en las tasas de sellado artificial y teniendo en cuenta la capacidad de uso del medio edáfico, en los términos municipales de Sagunto y Canet d'En Berenguer, dos destacados municipios costeros de la provincia de Valencia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los usos y cubiertas del suelo del área de estudio, un espacio de 13.646 ha, han sido establecidos en tres momentos (1956, 1977 y 2004). El tratamiento de los datos espaciales se ha basado en la utilización de Sistemas de Información Geográfica y fotointerpretación de fotogramas aéreos correspondientes a las fechas de análisis. El nivel de detalle al que se ha extraído la información para las tres fechas se sitúa a una escala 1:10.000. La leyenda de usos y cubiertas del suelo está basada en el sistema de clasificación *Corine-Land Cover*, adaptado a las características locales. En la última fase del estudio se efectuó un cruce cartográfico entre los mapas de sellado antropogénico y los de capacidad de uso (Antolín, 1998) para determinar las tendencias espaciotemporales de pérdidas por unidades de capacidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En relación con los usos y cubiertas del suelo a lo largo del periodo analizado hay que destacar tanto la reducción de la superficie agrícola como el retroceso de la agricultura de secano (principalmente olivos y almendros) sustituida progresivamente por cultivos de regadío, sobre todo cítricos, en las áreas más abruptas (Tabla 1). Los cítricos también han reemplazado a los cultivos de huerta en los llanos aluviales. Las zonas forestales se han mantenido prácticamente estables; el pequeño aumento es consecuencia del abandono de superficies de secano. El crecimiento de los humedales costeros tiene su origen en el abandono tanto de arrozales como de cultivos hortícolas (Pérez Hoyos *et al.*, 2006).

USOS/CUBIERTAS DEL SUELO	1956		1977		2004	
	ha	%	ha	%	ha	%
Zonas urbanas	155,35	1,14	433,07	3,17	904,76	6,63
Zonas industriales o comerciales	101,69	0,75	422,50	3,10	627,14	4,60
Infraestructuras de comunicación	99,48	0,73	251,56	1,84	362,27	2,65
SUPERFICIES ARTIFICIALES	382,27	2,8	1210,14	8,87	2079,21	15,24
Cultivos de regadío	6908,06	50,63	7221,14	52,92	7034,35	51,55
Cultivos de secano	2860,06	20,96	1114,24	8,17	169,17	1,24
SUPERFICIES AGRICOLAS	9768,35	71,59	8335,38	61,08	7203,55	52,79
Bosque	1429,54	10,48	1582,70	11,60	1373,14	10,06
Superficie con vegetación arbustiva/ herbácea	1947,144	14,27	2321,1	17,01	2321,73	17,02
SUPERFICIES FORESTALES Y NATURALES	3376,66	24,75	3903,75	28,61	3694,85	27,08
Marjales	49,62	0,36	127,59	0,94	588,03	4,31
Masas de agua	68,70	0,5	68,7	0,5	79,96	0,59
ZONAS HÚMEDAS Y SUPERFÍCIES DE AGUA	118,32	0,87	196,30	1,44	667,99	4,90

Tabla 1. Valores absolutos y relativos de cambios de usos del suelo.

La expansión, tanto de los usos urbanos e industriales como de las infraestructuras de comunicación, ha sido constante desde 1956 cuando sólo cubrían el 2,8% del espacio municipal. Durante el periodo temporal de análisis las superficies artificiales se han quintuplicado, hasta superar el 15% de la superficie de los dos términos municipales. Este crecimiento ha provocado una drástica sustitución de usos en los llanos litorales, precisamente donde se han cartografiado las unidades con capacidad de uso muy elevada (Clase A) y elevada (Clase B).

CONCLUSIONES

El 15% de la superficie de Sagunto y de Canet d'En Berenguer ha sido sellada antropogénicamente durante el periodo de análisis, afectando en la mayoría de las ocasiones (11%) a suelos con muy elevada o elevada capacidad de uso.

BIBLIOGRAFÍA

- Antolín, C. (Coord.) (1998). El suelo como recurso natural en la Comunidad Valenciana. Vol. II, COPUT, Generalitat Valenciana, Valencia.
- Pérez-Hoyos, A., Añó, C., Sánchez, J. (2006). Land use change dynamics in the municipality of Sagunto, Spain (1956-1998). In: Proceedings of the International ESSC Conference on "Soil and Water Conservation under Changing Land Use": 97-100.

NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA PARA METALES PESADOS EN SUELOS HORTÍCOLAS DE UN ÁREA MEDITERRÁNEA (CASTELLÓN)

M. Peris¹, L. Recatalá¹, C. Micó¹, R. Sánchez¹, J. Sánchez¹

¹Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-Universitat de València-Generalitat Valenciana), Camí de la Marjal s/n 46470 Albal (Valencia). monica.peris@uv.es; luis.recatala@uv.es; carolina.mico@uv.es; raul.sanchez-suarez@uv.es; juan.sanchez@uv.es

INTRODUCCIÓN

La creciente preocupación acerca de la contaminación edáfica por metales pesados y su repercusión en los ecosistemas y salud humana ha llevado a muchos investigadores, desde hace décadas, a determinar los valores de fondo en diferentes áreas del planeta (p. ej., McKeague y Wolynetz, 1980; Tobías et al., 1997). A partir de los valores de fondo se derivan los niveles genéricos de referencia, que deben permitir diferenciar con garantías suficientes entre un suelo natural y un suelo con las concentraciones de metales pesados alteradas. Los niveles genéricos de referencia serán más precisos y, por lo tanto, más útiles para la evaluación de la contaminación cuanto más específicos sean, para una zona y/o un uso. Así, este trabajo consiste en establecer los valores de fondo y los niveles genéricos de referencia de Cd, Co, Cr, Cu; Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en suelos hortícolas de la provincia de Castellón, como área representativa de la región Mediterránea Europea.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se muestrearon de forma aleatoria 77 parcelas agrícolas de la provincia de Castellón, y se analizaron los contenidos de metales pesados mediante espectrofotometría de absorción atómica tras una digestión ácida en horno microondas. Los valores de fondo se calcularon mediante las siguientes metodologías: a) utilización de la media aritmética, independientemente del tipo de distribución de la población; b) selección del descriptor estadístico en función del tipo de distribución de las distintas poblaciones de metales pesados, es decir; la media aritmética si la distribución es normal, la media geométrica si la distribución es log-normal y la mediana si la distribución es no normal; c) cálculo de la cota superior de la media. A partir de los valores de fondo, se calcularon los niveles genéricos de referencia aplicando las siguientes metodologías: a) adición de dos veces la desviación estándar a los valores de fondo definidos a partir de la media aritmética, independientemente de la distribución de la población; b) selección del descriptor estadístico en función del tipo de distribución de las distintas poblaciones de metales, es decir, si la población es normal se adiciona dos veces la desviación estándar a la media aritmética; si la población es log-normal se adiciona dos veces la desviación estándar a la media geométrica y si la población es no normal se calcula con la fórmula $VR = [(3er\ intercuartil - 1er\ intercuartil) * 1,5] + 3er\ intercuartil$; c) utilización del percentil 90; d) aplicación de gráficas probabilísticas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de fondo y los niveles genéricos de referencia se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1.- Valores de fondo y niveles genéricos de referencia para los suelos hortícolas de la provincia de Castellón. Valores expresados en mg/kg, excepto para el Cd que se expresan en µg/kg.

		VALORES DE FONDO			NIVELES GENERICOS DE REFERENCIA			
	Distrib.	Xaritm	Cota superior	Según distrib.	Xaritm.+2s	Según distrib.	p90	Gráficas probabilísticas
Cd*	Log-Normal	2,44/275	2,48/302	2,43/269	546	512	492	2,783/607
Co	Normal	7,6	8,1	7,6	11,4	11,4	10,4	10,3
Cr	Normal	31,0	32,7	31,0	46,1	46,1	40,6	42,6
Cu	Normal	35,6	38,0	35,6	56,6	56,6	50,5	44,9
Fe	Normal	16.915	17.995	16.915	26.584	26.584	23.149	25.345
Mn	Normal	378	399	378	557	557	501	513
Ni	Normal	19,4	20,4	19,4	28,2	28,2	25,7	–
Pb*	Log-Normal	1,42/26,3	1,45/28,2	1,39/24,5	54,0	51,2	48,7	1,72/52,5
Zn	Normal	74,0	79,2	74,0	119,2	119,2	104,1	–

* Datos log-transformados/Datos transformados inversamente (10^x).

Los niveles genéricos de referencia se encuentran en el mismo rango de magnitud que los propuestos por otros autores en suelos agrícolas del ámbito mediterráneo, como, por ejemplo, Pérez et al. (2000) en Madrid (Cd 0,8; Cu 34; Pb 88; Zn 109; en mg/kg), por Pérez et al. (2002) en Murcia (Cd 0,3; Cr 73; Cu 41; Ni 43; Pb 30; Zn 192; en mg/kg) o Micó et al. (2007) en Alicante (Cd 0,7; Co 11; Cr 36; Cu 28; Fe 19.822; Mn 402; Ni 31; Pb 28; Zn 83 mg/kg). Además, los resultados indican que la aplicación de las distintas metodologías estadísticas no muestra grandes diferencias entre sí. Así, se proponen los niveles de referencia que resultan de la adición de dos veces la desviación estándar a la media aritmética (X+2s), ya que este procedimiento ha sido recomendado por el Real Decreto 9/2005 y por la norma ISO 19258 para evaluar procesos de contaminación del suelo por metales pesados.

BIBLIOGRAFÍA

- McKeague J.A., Wolynetz M.S. (1980). Background levels of minor elements in some Canadian soils. *Geoderma*, 24: 299-307.
- Micó C., Peris M., Recatalá L., Sánchez J. (2007). Baseline values for heavy metals in agricultural soils in a European Mediterranean region. *Science of the Total Environment*, 378: 13-17.
- Pérez L., Moreno A.M., González J. (2000). Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de los metales pesados. *Edafología*, 7: 113-120.
- Pérez Sirvent, C.; Martínez-Sánchez M. J., Vidal J., Navarro Hervás C. (2002). Proposed reference values for heavy metals in calcareous fluvisols of the huerta de Murcia (SE Spain). *Faz A., Ortiz R., Mermut A. R. Sustainable use and management of soils in arid and semiarid regions*, 495-496.
- Tobías F.J., Bech J., Sánchez Algarra P. (1997). Establishment of the background levels of some trace elements in soils of NE Spain with probability plots. *The Science of the Total Environment*, 206: 255-265.

EUTROFIZACIÓN EN LAGOS DE AÇORES – CARACTERIZACIÓN DE LA CUENCA DE SIETE CIUDADES (ISLA DE S. MIGUEL)

J. Pinheiro¹, L. Matos¹, J. Madruga¹, M. Madeira²

¹Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias, Terra Chã, 9700 Angra do Heroísmo, Portugal

²Instituto Superior de Agronomia, Departamento de Ciências do Ambiente, Tapada da Ajuda, 1348 Lisboa, Portugal

El fósforo, macronutriente esencial tanto para los vegetales como animales, ha sido identificado como uno de los elementos con mayor significado en el desarrollo de fenómenos de eutrofización acelerada de aguas superficiales.

A lo largo de las últimas dos décadas la intensificación de la producción de pastos en el archipiélago de Azores ha provocado un exceso de carga de nutrientes en los suelos desencadenando procesos de eutrofización en diversos lagos de esta región.

En este trabajo se presentan algunos datos y se discute el lago de Siete-Ciudades como caso de estudio en Azores en el contexto global de la eutrofización.

La eficiencia de los abonos fosfatados en términos ecológicos depende de la capacidad de evaluación del potencial de movilidad y transporte del fósforo a las masas de agua.

La evaluación del riesgo de transferencia de P en el paisaje es una tarea compleja debido a la elevada variabilidad, en el espacio y en el tiempo, de los factores relativos al origen y al transporte que, de modo interactivo, influyen en el movimiento de P. Variables tales como el clima (factor pluviométrico cantidad/intensidad) y características fisiográficas (declive y distancia a la masa de agua), uso de la tierra, concentración, bio-asimilabilidad y grado de saturación de P en los suelos, son algunos de los factores más obvios.

La práctica de monitorización de los suelos y el establecimiento de un valor límite para P en los suelos agrícolas se asumen como pasos a la vez simples y significativos, para la sostenibilidad agroambiental en situaciones en las cuales el riesgo de eutrofización es elevado.

Aunque los análisis de los suelos no siempre son bien aceptados como base de diagnóstico ambiental, existen formas de mejorar sustancialmente esta capacidad, desde que se pueda actuar en aspectos tales como la profundidad de recogida de la muestra, la medición de la cantidad de P soluble en el suelo y la cuantificación de P con potencial de desorción.

Es pues posible admitir que un programa de análisis de suelos, debidamente estructurado, puede asumir un papel importante en el desarrollo de prácticas agrícolas ambientalmente sostenibles tanto en la cuenca hidrográfica de Siete Ciudades como en otras áreas bajo riesgo de eutrofización.

ÍNDICES DE EUTROFIZACIÓN EN UNA CUENCA AGROFORESTAL

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

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

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno y el fósforo son los principales elementos responsables de la eutrofización de las aguas. Se admite que la productividad en la mayor parte de las aguas superficiales está limitada bien por el fósforo, como en muchos lagos, o bien por el nitrógeno, como en algunos ríos y estuarios (Gold y Sims, 2005). Por tanto, a veces el causante de la eutrofización es el fósforo y en otros el nitrógeno. Los objetivos de este trabajo son analizar la oscilación estacional de la concentración de N y P y estudiar la relación N/P en el cierre de una cuenca agroforestal, bajo clima atlántico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron los contenidos de N soluble y P total en el cierre de la cuenca formada por el curso alto y medio del río Valiñas, con una extensión de 36,3 km², en el lugar de Sésamo (Coruña). El área estudiada fue descrita por Sande Fouz (2005). El número de muestras tomadas fue de 52 en 1999, 168 en 2000, 115 en 2001, 193 en 2003, 113 en 2004 y 56 en 2005. Los contenidos de fósforo total se determinaron por ICP-MS, usando un equipo Plasmaquad II mientras que los contenidos de nitrógeno se determinaron por EFC, mediante un equipo Water CIA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido medio de N soluble fue de 2.90, 3.75, 2.90, 3.10, 3.13 y 3.30 mg/l y el de P total fue de 0.13, 0.11, 0.07, 0.08, 0.07 y 0.10 mg/l en 1999, 2000, 2001, 2003, 2004 y 2005 respectivamente. Los contenidos medios máximos de N soluble y P total se midieron en 2000 y 1999 y los mínimos en 1999 y 2001 respectivamente. En todos los años estudiados la mediana fue inferior a la media. Los valores de N y P correspondientes a la mediana fueron de 2.86 y 0.08 mg/l en 1999, 3.70 y 0.09 mg/l en 2000, 2.66 y 0.06 mg/l en 2001, 3.10 y 0.06 mg/l en 2002, 3.12 y 0.05 mg/l en 2003 y 3.16 y 0.06 mg/l en 2005. Las cifras mayores de N y P, si se tienen en cuenta los valores de la mediana se observan en el año 2000 para ambos elementos y los mínimos en 2001 para el N y en 2004 para el P. El coeficiente de variación fue mayor para el P que para el N.

En la Tabla 1 se presenta un resumen estadístico de la relación entre el nitrógeno y el fósforo para los seis años estudiados. Se comprueba que el contenido medio máximo de la relación N/P analizado durante los años estudiados se obtuvo en el año 2004 y el mínimo en el año 2005. La variable estudiada presenta un amplio rango entre máximos y mínimos. Los coeficientes de variación de la relación N/P fueron, en general, elevados.

Tabla 1: Resumen estadístico de la relación N/P durante 1999, 2000, 2001, 2003, 2004 y 2005

	1999	2000	2001	2003	2004	2005
Media	39.57	48.20	53.62	53.21	66.73	54.43
Mediana	36.58	45.15	44.37	54.24	67.31	48.22
Desviación Estándar	27.52	26.80	38.00	22.24	33.41	33.73
Coeficiente de variación	66.55	55.61	70.87	41.79	50.07	61.97
Máximo	135.60	158.32	165.51	120.01	174.66	144.73
Mínimo	1.47	3.40	5.94	3.24	2.95	0.904
Nº muestras	52	168	115	193	113	56

Los valores más elevados de la relación N/P, como cabe esperar, corresponden a periodos de flujo base, mientras que los más bajos ocurren durante crecidas. En relación a ello, se obtuvieron correlaciones muy significativas de signo negativo entre el nitrógeno y el fósforo durante cinco de los seis años estudiados.

En relación con la eutrofización, el umbral que conviene considerar de la relación N/P es igual a 7 (Gold y Sims, 2005). Por encima de dicho valor el factor limitante de la eutrofización sería el fósforo y, por debajo, el nitrógeno. Se comprueba que el fósforo resultaría ser el elemento limitante para la eutrofización en la mayor parte de las muestras analizadas, ocurriendo las excepciones durante las crecidas.

CONCLUSIONES

En base a la evolución estacional de los contenidos en N y P y al análisis de la relación N/P se puso de manifiesto que el fósforo debe de ser el principal elemento limitante de los fenómenos de eutrofización. En la cuenca estudiada, el riesgo de eutrofización es más elevado en periodos de crecida con aportes de fósforo asociados a la escorrentía.

BIBLIOGRAFÍA

- Gold, A.J. y Sims, J.T. (2005). Eutrophication. En: Hillel, D. (Ed.). Enciclopedia of Soils in the Environment, Volume I. 486-494 pp.
- 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.

SALINIZACIÓN DEL SUELO POR FERTIRRIEGO DEL OLIVAR EN ZONAS ÁRIDAS

J.B. Sierra, J. A. Sánchez, F. del Moral, I. García, S. de Haro, M. Simón

Dpto. Edafología y Q. Agrícola. Escuela Politécnica Superior CITE IIB.Ctra. Sacramento s/n. La Cañada de San Urbano. 04120. Almería msimon@ual.es

INTRODUCCIÓN

El olivar se ha considerado tradicionalmente como un cultivo de secano, aunque en la actualidad es el primer cultivo de regadío en Andalucía. En la provincia de Almería, el olivar de regadío ocupa una superficie de 11.367 hectáreas, siendo el fertirriego por goteo el más empleado. Dado que los fertilizantes son sales solubles, un exceso de abonado o un exceso de riego unido a un deficiente drenaje, pueden dar lugar a la salinización del suelo.

Con respecto a la tolerancia de este cultivo a las sales, FAO (1985) lo clasifica como un cultivo moderadamente tolerante, con una conductividad eléctrica umbral del extracto de saturación comprendida entre 3 y 6 dS m⁻¹. Similares valores fueron dados por Bernstein (1964), Maas and Hoffman (1977) y Aragües et al. (2004); mientras que Soltanpour and Follet (2001) reducen el umbral a 2,7 dS m⁻¹ y Hassan et al. (2000) lo sitúan entre 1,2-2,5 dS m⁻¹. Por otra parte Aragües et al. (2005) observan que dicho umbral tiende a decrecer en función del tiempo de exposición a la salinidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se localiza en Tabernas (Almería, España). El suelo es un Cambisol calcárico con un horizonte Bw de textura franca desarrollado sobre depósitos de textura franco-arenosa. La precipitación anual del área es de 265,0 mm y la temperatura media de 16,7° (oscilando entre 24,2° C en verano y 10,5° C en invierno). La ETP, de 772,8 mm, es superior a la precipitación en todos los meses del año, excepto en diciembre; siendo los regimenes de humedad y temperatura árido y térmico, respectivamente.

En un perfil de suelo de 100 X 100 cm se dibujó una rejilla de 20 X 20 cm y en cada una de ellas se tomó una muestra de suelo, en total 25 muestras. En la tierra fina se determinó el pH en una suspensión suelo: agua 1:2,5 y se prepararon extractos de saturación (US Salinity Laboratory Staff, 1954). En el agua de los extractos y en la de riego se determinó la conductividad eléctrica a 25°C (CE_{es}) en un conductímetro Crisson 522 y se midió el contenido en iones solubles. Los iones Na⁺ y K⁺ se determinaron por fotometría de llama y Ca⁺⁺ y Mg⁺⁺ por absorción atómica; mientras que Cl⁻, SO₄⁼, NO₃⁻ se midieron por cromatografía iónica y CO₃⁼ y HCO₃⁻ fueron valorados con H₂SO₄ usando fenoltaleína y naranja de metilo como indicadores. La tasa de infiltración se midió mediante un infiltrómetro de doble anillo.

RESULTADOS Y DISCUSION

El agua del fertirriego tenía una CE de 3.0 dS m⁻¹ y una RAS en torno a 18,5. El uso continuado de esta agua provocó la dispersión del suelo en las zonas de goteo, lo que condujo a la destrucción de la estructura, mayor empaquetamiento de las partículas minerales, disminución del volumen y, por último, a la formación de pequeñas vaguadas cuyo fondo se tapizó de arcilla dispersa que disminuyó considerablemente su tasa de infiltración. La baja tasa de infiltración hizo que el agua encharcada tendiera a moverse en función de la pendiente del terreno, continuando el proceso de dispersión y alargando la vaguada hasta llegar a unirse a otras vaguadas generadas en goteros próximos.

El resultado fue que en la superficie del terreno se formaron micro-depresiones separadas por micro-lomas. Las primeras almacenan el agua del fertirriego y las segundas, mucho más secas, tienden a succionar por capilaridad dicha agua y a acumular las sales disueltas en su superficie, donde la CE_{es} llega a alcanzar 50 dS m⁻¹, claramente superior a los 2.8 dS m⁻¹ del suelo de la vaguada. Dichas sales están dominadas por NO₃⁻, lo que relaciona claramente la salinización con el fertirriego.

La mayor humedad y menor salinidad de las vaguadas hace que el cultivo tienda a concentrar sus raíces en el bulbo húmedo que se origina bajo la vaguada; no obstante, el agua de lluvia tiende a lavar las sales de las lomas y a acumularlas en las vaguadas, lo que provoca un incremento de la salinidad de las zonas de las raíces y obliga al agricultor a regar después de cualquier episodio lluvioso, con el consiguiente incremento en el gasto.

BIBLIOGRAFÍA

- Aragües, R; Puy J.; Royo, A.; Espada, J. L. 2005. Three-year field response of young olive trees (*Olea europaea* L., Cv. Arbequina) to soil salinity: Trunk growth and leaf ion accumulation. Plant and Soil. 271: 265-273.
- Aragües R, Puy J, Isidoro, D. 2004. Vegetative growth response of young olive trees (*Olea europaea* L., CV Arbequina) to salinity and waterlogging. Plant Soil. 258: 69-80.
- Bernstein L 1964. Effects of salinity on mineral composition and growth of plants. Proc. 4th Int. Coll. Plant Anal. Fert. Probl. Bruxelles, Belgium 4: 25-45.
- FAO 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage paper 29, Rome, Italy, 174 pp.
- Hassan M M , Seif S A and Morsi M E. 2000. Salt tolerance of olive trees. Egyptian J. Hort. 27: 105-116.
- Maas E V and Hoffman G J. 1977. Crop salt tolerance: current assessment. J. Irrig. Drainage Div. 103, 115-134.
- Soltanpour P. N. and Follet R H. 2001. Crop tolerance to soil salinity. Colorado State University Cooperative Extension. N. 505
- US Salinity Laboratory Staff, 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils, Handbook 60. US Department of Agriculture, Washington, DC.

ESTUDIO DE LA PERSISTENCIA EN EL SUELO DEL ETEFON. RESPUESTA EN DISOLUCIÓN ACUOSA. VALORACIÓN DE LA ELIMINACIÓN EN EL SUELO DE ETEFON USANDO UN SIMULADOR DE LLUVIA DE LABORATORIO

M. D. Soriano¹, M. J. Molina ², M. P. Clares³, E. Garcia- España³

¹ETSMRE. Universidad Politécnica de Valencia, C/ Blasco Ibañez n° 10 46010 Valencia

²Centro de Investigaciones sobre desertificación- CIDE (CSIC-UV-GV, Camí de la Marjal s/n
46470 Albal (Valencia)

³ICMOL Universidad de Valencia, Campus Burjasot.s/n 46100 Burjasot (Valencia)

Existe un gran número de reguladores de crecimiento que presentan como materia activa el Etefon, y su uso se extiende a un variado tipo de cultivos. Este compuesto regula las fases del crecimiento vegetativo y de esta forma el desarrollo del cultivo, induce la formación de etileno, el cual actúa sobre la maduración y coloración de los frutos tratados.

A pesar de ser corrosivo y peligroso para el medio ambiente, toxicológicamente se clasifica como de baja peligrosidad para la fauna terrestre, acuícola y apícola. No obstante el compuesto se degrada por la acción microbiológica e hidrolítica favorecida en un medio alcalino, presentando mediana movilidad en el suelo y siendo inestable en medio fuertemente alcalino.

Se ha utilizado un simulador de lluvia de laboratorio (Soriano, 2003), para determinar la movilidad del Etefon adicionado a un suelo. Valorando su movilidad en las muestras tanto en aguas de escorrentía como de infiltración por HPLC, para determinar el riesgo de contaminación de aguas superficiales y subterráneas.

Por otro lado se ha ensayado la capacidad complejante de tres nuevos agentes secuestrantes de Etefon en medio acuoso. Estos compuestos tienen estructura poliamínica e incluyen en algunos casos grupos fluoróforos para facilitar la detección y cuantificación del plaguicida. En todos los casos se observa una importante interacción con el Etefon a valores de pH superiores a 4. Se contempla la inmovilización de los compuestos ensayados en soportes sólidos o resinas poliméricas para facilitar su función.

FACTORES EDÁFICOS RELACIONADOS CON LA BIODISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS COMO CONSECUENCIA DE LA APLICACIÓN DE UN LODO DE DEPURADORA

J.M. Soriano-Disla^{*1}, I. Gómez^{*2}, C. Guerrero^{*3}, J. Mataix-Beneyto^{*4}, J. Navarro-Pedreño^{*5}

**Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández. Avenida de la Universidad S/N, 03202 Elche, España.*

¹jsoriano@umh.es; ²ignacio.gomez@umh.es; ³cesar.guerrero@umh.es; ⁴j.mataix@umh.es;

⁵jonavar@umh.es

INTRODUCCIÓN

El valor fertilizante de los lodos de depuradora los hace muy adecuados para ser aplicados sobre suelos agrícolas como enmiendas orgánicas. Sin embargo, éstos contienen metales pesados cuya acumulación puede tener efectos fitotóxicos, favorecer la entrada de elementos tóxicos en la cadena alimenticia (Bevacqua et al, 1993) y contaminar las aguas superficiales y subterráneas (Yingming et al, 1993).

El R.D. 1310/1990 limita la aplicación agrícola de lodos en función del contenido total en metales pesados, y del suelo receptor en cuanto a la acumulación o contenido total de estos atendiendo a su valor de pH. Esta legislación presenta dos carencias claras ya que el contenido total de metales pesados no es un buen indicador del potencial contaminante de los mismos, siendo más adecuado el cálculo de la fracción biodisponible (estimada mediante extracción con DTPA). Por otra parte, existen otras propiedades de los suelos (aparte del pH) y de los lodos (tipo de mineralización) que condicionan la biodisponibilidad de los metales.

Nuestro objetivo es conocer como se ve afectada la biodisponibilidad de ciertos metales pesados, tras la aplicación de un lodo de depuradora, en función de las propiedades del suelo, y la mineralización del lodo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevaron a cabo mezclas de suelos agrícolas (20 distintos) y lodo (E.D.A.R de Aspe, Alicante) en columnas de PVC (30 cm de longitud y 12 cm de diámetro interno). Siendo el lodo aplicado uniformemente en la columna con una dosis de 50 t/ha. Estas columnas permanecieron en condiciones de laboratorio (60% C.C. y 25°C) durante 6 meses, aplicando tres riegos de 25 l/m² (uno cada dos meses). Los parámetros analizados en el suelo al final del experimento (T2) fueron: pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico oxidable y metales pesados extraíbles con DTPA. Antes de comenzar el experimento (T1) fueron analizados los mismos parámetros, aparte de: capacidad de intercambio catiónico, textura, y metales pesados totales.

Asimismo, réplicas de las mezclas de suelo y lodo se colocaron en un respirómetro (Micro-Oxymax, Columbus Inc), con en el que se monitorizó la mineralización.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla 1. Niveles de significación de las comparaciones (Valores T1 y T2).

pH*	CE**	C.org.ox*	Cu*	Zn**	Pb**	Ni*	Cr*	Cd**
<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	n.s.	<0,01	n.s.	<0,001

n.s: no significativo. *Comparación de Wilcoxon; **Prueba T.

La aplicación del lodo (tabla 1) provocó incrementos significativos para todos los parámetros analizados (sólo el pH disminuyó) excepto para Pb y Cr.

El Cu y Zn fueron metales con diferencias significativas con respecto al inicio pero con unas variaciones muy similares entre los distintos suelos. Por lo tanto, escasa o nula fue la influencia de las propiedades del suelo en la variación de la biodisponibilidad.

Para el Pb y Cr no existieron diferencias significativas como consecuencia de la aplicación, de manera que las conclusiones que se pueden extraer son similares que para el Cu y Zn, pero en este caso, al no haber diferencias significativas.

El tercer grupo correspondería al Cd y Ni, metales cuyos incrementos fueron significativos y distintos en función del tipo de suelo. El Cd-DTPA final fue estimado a partir del Cd-DTPA inicial y del contenido en limo de los suelos ($R=0,845$). El Ni se correlaciona de forma directa con la cantidad de lodo mineralizado ($R=0,736$).

CONCLUSIONES

La aplicación de un lodo de depuradora sobre 20 suelos ha provocado aumentos significativos en los valores de CE, carbono orgánico oxidable, Cu, Zn, Ni y Cd (extraíbles DTPA), así como disminuciones significativas para el caso del pH.

Los resultados obtenidos permiten dividir el comportamiento de los metales en tres grupos (Cu y Zn, Pb y Cr, Ni y Cd) y relacionarlos con algunas de las propiedades iniciales del suelo y con la mineralización del lodo para el caso del Ni y Cd, no siendo posible establecer estas relaciones para los otros dos grupos.

Son necesarios nuevos ensayos incorporando diferentes suelos y distintos lodos con mayores contenidos en metales pesados.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto financiado por el Ministerio de Medio Ambiente (Exp: 021/2006/2-4.2).

BIBLIOGRAFÍA

- Bevacqua, R.F. and Mellano, V.J. (1993) Sewage sludge compost's cumulative effects on crop growth and soil properties. *Compost Science and Utilization* 1 (3), 34-37
- R.D. 1310/1990. BOE num 262; 1 Noviembre 1990: 32339-32340
- Yingming, L. and Corey, R.B. (1993) Redistribution of sludge borne Cd, Cu and Zn in a cultivated plot. *Journal of Environmental Quality*. 22, 1-8.)

EVALUACIÓN DE LA SALINIDAD DEL SUELO EN UNA PLANTACIÓN DE ALMENDRO CON RIEGO DEFICITARIO

A. Usón¹

¹ Escuela Politécnica Superior (Universidad de Zaragoza). Carretera Cuarte s/n, 22071 HUESCA. mausion@unizar.es

INTRODUCCIÓN

El cultivo del almendro produce una respuesta espectacular al aporte de pequeñas cantidades de agua en momentos críticos, esta tecnología se conoce como riego deficitario controlado y es aplicable en las zonas donde el recurso agua es escaso, cómo ocurre en los Monegros zaragozanos. Allí se está extendiendo la puesta en riego de almendro con agua subterránea extraída mediante bombeo y cuya calidad es deficiente por el exceso de sales solubles.

El objetivo principal de este trabajo es evaluar la repercusión del aporte de agua de riego salina en cultivo de almendro en la sostenibilidad del sistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se plantean el análisis de suelo en una parcela de almendro en regadío del término municipal de Perdiguera (Zaragoza). El primer muestreo de salinidad del suelo se realizó en abril y el segundo en julio, consistió en un muestreo en malla cuadrada de 20*20 m en la que se tomaba la lectura de salinidad con el sensor electromagnético (SEM). Para calibrar el equipo se tomaron muestras en 5 puntos cada 25 cm hasta 1 metro. En estas muestras se analizó: humedad, conductividad eléctrica 1:5 y pasta saturada, en el Laboratorio Agroambiental siguiendo los métodos oficiales de análisis.

Además, en las dos fechas, se tomaron muestras de suelo en los primeros 25 cm para conocer la salinidad en la superficie del suelo, en ellas se analizó la conductividad eléctrica 1:5 y la conductividad eléctrica de la pasta saturada en el 50% de las muestras. Con estos últimos análisis se calculó la relación entre la conductividad 1:5 y la pasta saturada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Resultados en abril

Los valores más altos de conductividad eléctrica se dan en el muestreo de 0 a 25 cm, como era de esperar cuando el origen de las sales es el agua de riego, sin embargo el valor medio de la parcela de regadío es de 2,5 dS/m en el extracto de pasta saturada lo que nos indica que estamos ante suelos muy ligeramente salinos. La distribución en la parcela es irregular y el valor máximo es de 4,3 dS/m corresponde a un suelo medianamente salino, pero la superficie afectada por esta

clase de salinidad es muy pequeña. Cuando se analiza la salinidad en el perfil hasta un metro de profundidad el valor medio para el conjunto de la parcela desciende hasta 1,6 dS/m, lo que los sitúa en suelos no salinos, sin embargo en algunos puntos se alcanzan valores de más de 2 dS/m que nos indicarían zonas con suelos ligeramente salinos. Estos puntos se concentran en la zona media de la parcela y no tienen clara relación con los valores de salinidad entre 0 y 25 cm, lo que lleva a pensar en redistribución de las sales por movimientos laterales que hayan podido ser causadas por las lluvias. Los ligeros problemas de salinidad desaparecen cuando se analiza el perfil hasta 200 cm ya que la conductividad media en la parcela es de 1,2 dS/m y en ningún punto se superan los 2 dS/m. Esto nos demuestra que el suelo es en origen no salino y que las sales que se aportan con el agua de riego no han llegado hasta las capas más profundas del perfil.

Resultados en julio

En julio la conductividad eléctrica del suelo ha aumentado mucho en relación con las medidas efectuadas en abril. En esta fecha los valores de conductividad eléctrica del extracto de saturación oscilan entre 2,58 dS/m y 6,25 dS/m. El 44% de la superficie tiene ligeros problemas de salinidad (entre 2 y 4 dS/m) y el resto de la superficie (56%) tiene suelos medianamente salinos. Esto supone un fuerte incremento respecto a los resultados obtenidos en el mes de abril, cuando el 35% de los suelos no presentaban problemas de salinidad. Analizando hasta 100 cm de profundidad, los valores de conductividad eléctrica oscilan entre 2,7 y 6,0 dS/m. El 32% de la superficie presenta ligeros problemas de salinidad y el resto (68%) problemas moderados. Comparando con los resultados obtenidos en abril, en esas fechas solamente un 20% de la superficie presentaba ligeros problemas de salinidad y el resto de la parcela estaba libre de sales. Este incremento en el contenido de sales también es patente cuando se analiza hasta 200 cm de la superficie del suelo.

CONCLUSIONES

La salinidad del suelo está aumentando en la parcela que se riega con agua salina, y su distribución espacial no sigue ningún patrón controlable. Temporalmente, ha habido un incremento desde la primavera hasta el verano.

En las zonas de mayor salinidad, en la solución del suelo aumenta significativamente la concentración del catión sodio y de los cloruros.

La concentración del extracto 1:5 no es un buen indicador de los problemas de salinidad en esta zona por la presencia de yeso en el suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Franco J.A., Abrisqueta J.M., Hernansaez A., Moreno F. (2000). Water balance in a young almond orchard under drip irrigation with water of low quality. *Agricultural-Water-Management*. 43: 1, 75-98;
- Girona J. 1992. Estrategias de riego deficitario en el cultivo del almendro. *Fruticultura profesional*, 47, 38-45

CRECIMIENTO URBANO (1956-2002) Y SELLADO ANTROPOGÉNICO DEL SUELO EN SANT JOAN D'ALACANT

A. Valera, C. Año

U.I. Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación -CIDE- (Consejo Superior de Investigaciones Científicas – Universitat de Valencia – Generalitat Valenciana). Camí de la Marjal s/n, 46470 Albal (Valencia). antonio.valera@uv.es, carlos.anyo@uv.es

INTRODUCCIÓN

Las áreas costeras del Mediterráneo han experimentado un fuerte proceso de urbanización durante las últimas décadas (EEA, 2006). En la Comunidad Valenciana, los llanos aluviales, que acogen los suelos con mayor capacidad de uso agrario, han mostrado con gran virulencia en su paisaje los cambios socioeconómicos recientes. En este contexto se ha analizado la dinámica espacio-temporal de los usos urbanos desde mediados del siglo XX en Sant Joan d'Alacant, situado a 8 Km. al noroeste de la capital y a menos de 1 Km. de la costa. Con una superficie total de 962 ha, acogía en 2006 a 20.430 habitantes (densidad de 2.124 hab/km²).

MATERIALES Y MÉTODOS

Mediante métodos de análisis cartográfico con Sistemas de Información Geográfica (SIG) se han establecido los cambios acumulativos de los usos urbanos del suelo a partir de los fotogramas aéreos correspondientes a 1956, 1985, 1998 y 2002. El nivel de detalle al que se ha extraído información de las cuatro fechas se sitúa a una escala aproximada de 1:10.000. En relación con las tipologías de usos consideradas en el ámbito de estudio, se han establecido tres clases, dos de ellas urbanas y la tercera no urbana. En el caso de las áreas urbanas se ha diferenciado entre Alta (UAD) y Baja densidad (UBD); la distinción responde a la mayor o menor presencia de vegetación o suelo desnudo en la matriz construida.

RESULTADOS Y DISCUSION

En 1956, el 95,4% de la superficie municipal estaba dedicada a usos agrícolas y forestales (Tabla 1). La tipología UAD (2,9%), se localizaba en el núcleo histórico, mientras la UBD se distribuía de forma bastante dispersa por los sectores occidental y septentrional del municipio. La dinámica demográfica seguida por el municipio a lo largo de la segunda mitad del siglo XX muestra un incremento de efectivos a partir de los años sesenta. Así, la población se ha multiplicado por 5 entre 1950 y 2006.

USO	1956		1985		1998		2002	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
UAD	28	2,91	134	13,95	186	19,39	200	20,80
UBD	17	1,72	181	18,78	212	22,04	224	23,28
URBANO	45	4,63	315	32,73	398	41,43	424	44,08
NO URBANO	917	95,37	647	67,27	563	58,57	538	55,92

Tabla 1: Crecimiento municipal de los usos urbanos entre 1956 y 2002.

En 1985, la superficie municipal destinada a usos urbanos ya alcanza el 32,7% (315 ha) y ya no se localiza casi exclusivamente junto al centro histórico, sino que se distribuye por gran parte del municipio. Este crecimiento se relaciona con la expansión de la clase UBD, que ocupa 181 ha (18,8%). En 2002, la superficie urbana asciende hasta las 424 ha, 44% del total municipal; continuando las tendencias de localización espacial del periodo 1985-1998. Se ha producido una progresiva coalescencia y compactación de las manchas urbanas.

Factores demográficos, económicos y biofísicos están en el origen de esta expansión urbana. La implantación de nuevos servicios y espacios industriales o comerciales para el entorno metropolitano, la desconcentración y periurbanización de la capital alicantina, junto a la importancia del sector turístico en las playas de Alicante y El Campello, han motivado la aparición de amplias áreas residenciales de baja densidad.

CONCLUSIONES

Sant Joan d'Alacant se ha convertido en el municipio con mayor porcentaje de superficie urbanizada de todo el entorno metropolitano de Alicante. En 1956, el uso urbano, representaba únicamente el 4,7% de la superficie municipal. En 2002 éste suponía ya el 44%. Esta intensa transformación del paisaje agrario tradicional, que también se ha constatado en otras zonas de la Comunidad Valenciana (p. ej., Valera *et al.*, 2007), se ha producido consumiendo suelos agrícolas y forestales, provocando la pérdida prácticamente irrecuperable del edafosistema, convertido en mero soporte de las actividades relacionadas con la urbanización. En consecuencia, el suelo pierde su carácter multifuncional.

BIBLIOGRAFÍA

- EEA (2006). Urban sprawl in Europe. The ignored challenge. European Environment Agency, Copenhagen, 56 pp.
- Valera A., Añó C., Sánchez, J. (2007). Pérdida de suelo y crecimiento urbano (1956-1998) en el Área Metropolitana de Valencia. En: Tendencias Actuales de la Ciencia del Suelo. Bellinfante N., Jordán A. (Eds.) Universidad de Sevilla. Sevilla, 909-914.

RIESGO DE DISPERSIÓN EN SUELOS AGRÍCOLAS DE CANARIAS

G.E. Vargas, A. Rodríguez-Rodríguez

Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n 38204 La Laguna, Tenerife, I. Canarias. e-mail: gvargas@ull.es

INTRODUCCIÓN

Generalmente la agricultura de exportación en Canarias se desarrolla en suelos artificiales denominados sorribas que se han construido mediante mezcla de tierras de diferente procedencia (suelos de medianías y zonas altas que suelen presentar propiedades ándicas). Normalmente estos suelos volcánicos presentan elevada estabilidad estructural debido al efecto estabilizante de los minerales de carga variable, sin embargo esta elevada estabilidad puede verse disminuida en casos de sobrefertilización debido al efecto negativo de iones como fosfatos y sulfatos (El-Swaify et al., 1969; Van Essen, 1999).

Por otro lado, los procesos de adsorción-desorción de sodio a los coloides del suelo como respuesta a modificaciones en la fuerza iónica y en la composición de la solución edáfica, conllevan la dispersión de las partículas edáficas, con el consiguiente efecto desestabilizante de la estructura (Shainberg y Letey, 1984; Crescimanno et al., 1995; Halliwell et al., 2001; Oster y Shainberg, 2001; Buckland et al., 2002), de tal modo que muchos índices de estabilidad de la estructura se basan en el contenido en sodio cambiabile del suelo. Las últimas tendencias son combinar el poder floculante de los electrolitos de la disolución del suelo con las propiedades dispersivas del sodio cambiabile (Blackwell et al., 1991; Hullugalle y Finlay, 2003).

En este trabajo hemos hecho un análisis del índice combinado CE/SAR como indicador de la dispersabilidad de suelos agrícolas de origen volcánico.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este trabajo se han utilizado 102 muestras de suelos cultivados (los primeros 30 cm del horizonte superficial) de las islas de Tenerife, La Palma, La Gomera, El Hierro y Gran Canaria. Se ha realizado la extracción de la solución del suelo y en la misma se ha determinado la CE y los cationes solubles. Se ha calculado la relación CE/SAR como índice de sodicidad que ya en un trabajo previo se correlacionó con el valor de floculación de la fracción fina dispersa (VF) (Vargas y Rodríguez-Rodríguez, 2005), de tal forma que valores bajos de CE/SAR nos indican mayor riesgo de dispersión. El análisis estadístico se ha realizado en SPSS para Windows v.12.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Tabla 1 podemos ver los valores medios de CE/SAR para cada isla, encontrando los valores más bajos en los suelos de las islas de El Hierro y Tenerife (0,98 y 1,11 respectivamente), son los que presentan un mayor riesgo de dispersión.

También hemos realizado los histogramas de frecuencia de la CE/SAR para todas las islas estudiadas, encontrando porcentajes superiores al 50% para valores de CE/SAR inferiores a 1 en los suelos de las islas de El Hierro y Tenerife (61,5% y 52,5% respectivamente).

Aplicando el test de Duncan hemos encontrado dos grupos homogéneos para la relación CE/SAR: el primero formado por las muestras de La Gomera y La Palma que son las que presentan los valores más altos de CE/SAR (1,67 y 2,13 respectivamente) y el segundo, por las muestras de Gran Canaria, Tenerife y El Hierro, el valor medio de las muestras de Gran Canaria es superior al de sus homólogos debido a que presenta una desviación típica mayor, es pues en este grupo donde se observan los mayores riesgos de dispersión; las aguas de riego de estas islas son las que tienen los niveles de sodicidad más altos (Vargas, 2003).

Tabla 1. Datos estadísticos de la relación CE/SAR

	Media	Mínimo	Máximo	Desviación típica
Tenerife	1,11	0,21	2,78	0,71
La Palma	2,13	0,33	8,34	2,34
La Gomera	1,67	0,33	4,20	1,31
El Hierro	0,98	0,27	2,50	0,63
Gran Canaria	1,89	0,45	11,36	2,22

También se ha observado niveles altos de fósforo en los cultivos de todas las islas muestreadas (Vargas, 2003), ya vimos como el ión fosfato produce un efecto negativo en la estabilidad estructural, haciéndola más sensible a los efectos negativos del sodio.

CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos se puede concluir que los suelos agrícolas de las islas de Tenerife, El Hierro y Gran Canaria son los que presentan mayores riesgos de dispersión de arcillas que los de La Gomera y La Palma, y esto es debido al uso de aguas con un mayor contenido en sodio.

BIBLIOGRAFÍA

- Blackwell, P.S., Jayawardane, N.S., Green, T.S., Wood, J.T., Blackwell, J., Beatty, H.J., 1991. Subsoil macropore space of a transitional red-brown earth after either deep tillage, gypsum or both. II. Chemical effects and long-term changes. *Australian Journal of Soil Research*, 29: 141-154.
- Buckland, G.D., Bennett, D.R., Mikalson, D.E., de Jong, E., Chang, C., 2002. Soil salinization and sodication from alternate irrigations with saline-sodic water and simulated rain. *Canadian J. of Soil Science*, 82: 297-309.
- Crescimanno, G., Iovino, M., Provenzano, G., 1995. Influence of salinity and sodicity on soil structural and hydraulic characteristics. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 1701-1708.
- El-Swaify, S.A., Swindale, L.D., Uehara, G., 1969. *Salinity tolerances of certain tropical soils and relationships between sodium ion activities and soil physical properties*. Research and Development Progress Report, vol. 419, USDI, 1-46.
- Halliwell, D., Barlow, K., Nash, D.M., 2001. A review of the effects of wastewater sodium on soil

physical properties and their implications for irrigations systems. *Australian Journal of Soil Research*, 39: 1259-1267.

- Oster, J.D., Shainberg, I., 2001. Soil responses to sodicity and salinity: challenges and oportunities. *Australian Journal of Soil Research*, 39: 1219-1224.

- Shainberg, I. y Letey, J., 1984. Response of soils to sodic and saline conditions. *Hilgardia*, 52: 1-57.

- Van Essen, E., 1999. Effects of salinization on aggregate stability in andic soils. A case study on irrigated artificial soils in arid climate on the Canary Islands. Msc Thesis, Soil formation and Ecopedology, J050-711, Agricultural University of Wageningen.

- Vargas, G.E., 2003. Salinización inducida en los suelos agrícolas de Canarias: Caracterización y Prognosis. *Tesis Doctoral*, Servicio de Publicaciones de la Universidad de La Laguna, CD-Rom.

- Vargas, G.E. y Rodríguez-Rodríguez, A., 2005. Validación de la relación CE/Nacambiable como índice de dispersabilidad en suelos volcánicos irrigados. II Simposio Nacional Control de la Degradación de Suelos, 321-325.

ÁREA TEMÁTICA 5

Conservación y restauración

CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN

Arturo García Navarro

Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura. Badajoz. arturo@unex.es

INTRODUCCIÓN

En la Tierra solo hay 3.200 millones de has de suelo, que solo significan el 6.3 % de la superficie del planeta y que equivalen al 21 % de la superficie sólida. De esta superficie 1.961 millones de has ya estaban degradadas en 1991 según el informe GLASSOD; como la degradación es un proceso autoacelerado este valor ya está ampliamente superado. Ante esta situación es absolutamente necesario empezar por mantener lo que queda y tratar de recuperar el máximo posible de lo destruido. Pero no basta mantener la cantidad de suelo disponible sino la calidad del mismo por lo que la lucha se centra contra la erosión y contra la pérdida de fertilidad y la contaminación.

CONSERVACIÓN DEL SUELO

Conservación según la RAE es la acción de preservar algo, mantener su calidad y evitar su destrucción. La conservación del suelo implica mantener su fertilidad, evitar su degradación, incluyendo en ella a la contaminación, y procurar atenuar, en lo posible y nunca acelerar, su pérdida por erosión.

La utilización de cualquier tipo de recurso implica siempre una cierta agresión al mismo. Posiblemente la práctica más antigua en el manejo del suelo sea el riego. Los terrenos irrigados desde antiguo presentan un enterramiento por finas capas de material transportado por el agua. El agua también lleva sustancias disueltas que, tras su evaporación, deposita en el suelo incrementando su nivel de sales. En cualquier caso estamos modificando el clima del suelo, haciéndolo más húmedo y con mayor exceso de agua, por lo que su evolución se modifica.

Al eliminar un factor limitante para el crecimiento vegetal, éste se incrementa y la demanda de nutrientes se constituye en el nuevo factor limitante. Si el problema se resuelve a expensas de los nutrientes de reserva del suelo se va provocando una degradación del mismo hasta llegar a perder su fertilidad inicial.

Al compensar los déficits nutritivo e hídrico, el crecimiento es más rápido, el porte mayor y también la debilidad de las membranas celulares. Todo ello favorece la invasión por parte de los microorganismos y la mayor agresión de los parásitos. Para evitar la disminución de la producción provocada por estos efectos se hace necesaria la aplicación de insecticidas y fungicidas. Pero ese mejor ambiente creado para el crecimiento de la planta cultivada, es aprovechado también por la vegetación adventicia a la que se elimina con herbicidas.

El suelo se defiende de todas esas sustancias extrañas fijándolas o destruyéndolas con la ayuda de su microflora, pero la acción de ésta es limitada y si se sobrepasan las dosis aplicadas se provoca una acumulación, que en parte es lavada, con la consecuente contaminación de las aguas freáticas.

Cuando todo se realiza de forma conveniente, los daños ocasionados a las personas y al ambiente pueden llegar a ser insignificantes e inferiores a los beneficios obtenidos.

La erosión del suelo es un fenómeno consustancial al mismo e incluso necesario para ir provocando un rejuvenecimiento que impida el agotamiento de los minerales primarios que son la base del aporte de nutrientes minerales. El riesgo verdadero está en los procesos inducidos.

Por todo ello se hace necesario actuar en la conservación del suelo, tanto cualitativa como cuantitativamente.

Si atendemos a las causas principales de degradación y pérdida de suelo, apuntadas en el ya citado informe GLASSOD, encontramos que el sobrepastoreo junto con la deforestación y explotación incorrecta de los bosques, constituyen el 64 % de las causas de degradación. Esto solo puede atenuarse corrigiendo el afán depredador humano, no se trata de no explotar los bosques o los pastos, sino de hacerlo en la medida en que pueda ser regenerada la vegetación a un ritmo semejante al de su uso; hemos de volver a convertir estos recursos en renovables.

Las malas prácticas agrícolas son responsables del 28 % de los casos, mientras que la industria y la sobreexplotación vegetal para usos domésticos tienen una importancia mínima. La degradación por el uso incorrecto del suelo puede parecer pequeña, ahora bien, si tenemos en cuenta que los suelos dedicados al cultivo son los más fértiles potencialmente, el problema es mucho más importante de lo que el análisis cuantitativo de la superficie afectada parece ofrecer.

El 46% de los suelos de cultivo soportan una degradación moderada, para el 15% es muy importante, y un 9% se encuentran completamente degradados como consecuencia de las acciones antrópicas.



Abancalamiento del tiempo de los Incas.

La erosión del suelo es el proceso que afecta al mayor número de hectáreas, representando el 83,6% de toda la degradación. Dentro de este proceso es la erosión hídrica el fenómeno más importante con un 55,7%.

No podemos prescindir del cultivo pero si podemos utilizar técnicas que permitan evitar

sus efectos perjudiciales. Baste citar algunas prácticas agrícolas muy simples que reducen de forma muy importante los riesgos erosivos.

Las labores realizadas en dirección perpendicular a la línea de máxima pendiente reduce el riesgo de erosión a un 50 %. La intercalación de fajas herbáceas permanentes o setos arbolados deja el riesgo erosivo en un 25 % del inicial. Las labores de aterrazamiento en una ladera dejan en el 10 % el riesgo y las de abancalamiento impiden la erosión en el bancal. La cubierta herbácea permanente tiene un riesgo 50 veces menor que el cultivo de cereal y si ésta es densa su riesgo llega a ser 100 veces menor.

El mantener el suelo con una cubierta vegetal es una medida general contra los procesos degradativos y erosivos, por lo que sería la principal técnica de conservación. Los cultivos de cubierta tienen la función de proteger el suelo contra la erosión, el establecimiento de las malas hierbas o la evapotranspiración excesiva; y también pueden mejorar el aporte de nutrientes. Los cortavientos creados en la exposición de barlovento disminuyen la erosión eólica. Las especies de hoja perenne se prefieren para alcanzar la protección a lo largo de todo el año; sin embargo, el efecto de árboles de hoja caduca puede también ser adecuado.

Las principales características de la vulnerabilidad de los suelos agrícolas serían: Destrucción de la estructura incluyendo pérdida de materia orgánica; acidificación o alcalinización; salinización y contaminación.

Asumimos a menudo que la degradación de la tierra afecta solamente a la productividad, sin embargo pueden tener impactos más significativos en la transferencia del agua a los cursos superficiales o subterráneos; con ella se transfieren también nutrientes que pueden generar una sobreeutrofización de los mismos y diversos tipos de contaminantes.

Dentro de los diversos tipos de degradación, el de mayor impacto, por su difícil corrección, es la degradación física, cuyos efectos más notables son el sellado y el encostramiento superficiales y la compactación subsuperficial.

La agricultura intensiva mecanizada facilita la formación de capas impermeables a la par que destruye la estructura superficial, sobre todo cuando se realizan las labores con un “tempero” inadecuado.



Desierto de Tatacoa. Colombia

Una causa frecuente de degradación física es el sobrepastoreo, que al eliminar la capa herbácea disminuye la estabilidad de la estructura, al tiempo que compacta la superficie por el pisoteo del ganado.

El factor externo más importante es la lluvia de alta energía, cuya importancia es obvia y ante la cual no existe defensa posible. Contra su efecto se puede luchar manteniendo el suelo cubierto.

Entre los factores propios del suelo destaca el contenido en materia orgánica, que cuando es bajo impide la formación de estructuras fuertes en superficie, con propensión a la formación de sellados y costras.

Un laboreo mínimo es eficaz ante estructuras inestables para evitar el desmenuzamiento excesivo de los agregados. El riego por nebulización actúa como mejorante de la tendencia al sellado del suelo. Para corregir el encostramiento un buen remedio es el mantenimiento del suelo húmedo, lo que puede conseguirse disminuyendo la intensidad de los riegos y aumentando su frecuencia.

La compactación está causada fundamentalmente por: el uso de maquinaria pesada en los suelos de cultivo, unido a un tempero inadecuado y a un elevado contenido arcilloso de los horizontes subsuperficiales; y del sobrepastoreo en los suelos utilizados para ello. La única forma de lucha contra la compactación es evitar los manejos que la producen.

El último término de la degradación física es la desertización, la lucha contra la desertización debe basarse en evitar las principales causas que la inducen, entre las cuales destacan: crecimiento desmedido de las ciudades que provoca un notable incremento puntual del consumo de agua dulce; diseño inadecuado de parques y jardines, sobre todo por la implantación de especies foráneas de mayor consumo hídrico; y regadíos mal calculados donde se tienen en cuenta los valores medios de precipitación pero no los valles de la misma que es cuando las necesidades de agua se hacen mayores.

Incluso cuando se pretende conservar se provocan grandes catástrofes como la introducción de especies animales, aisladas en sus respectivas cadenas tróficas, que puede dar lugar a una excesiva proliferación que termina con el arrasamiento de la vegetación y la final erosión del suelo.

La degradación físico química del suelo afecta principalmente al complejo de cambio y al pH, dos características que están muy ligadas entre sí. Las variaciones del pH inducen modificaciones en todas las propiedades físico-químicas del suelo, sin olvidar el efecto que tienen sobre el comportamiento oxidante o reductor. Entre los modificadores inducidos por la acción humana cabe distinguir varios grupos, los más importantes son los relativos al cultivo, al manejo del suelo y a la contaminación.

El pH del suelo se puede elevar mediante encalado o con el uso de abonos basificantes. Se puede bajar agregando sulfatos de hierro o aluminio. La urea, el nitrato y el sulfato amónico, los fosfatos amónico y monopotásico también reducen el pH del suelo.

La degradación química es un proceso que puede producirse por la entrada de sustancias extrañas a los componentes habituales del suelo, o por una modificación en la concentración de las mismas cuando éstas son habituales. La primera causa constituye un caso claro de contaminación.

Los principios para reducir la contaminación de los suelos y del ambiente son: Aplicar el manejo integrado de plagas y de malezas en lugar de usar pesticidas; reemplazar en lo posible el

uso de pesticidas tóxicos con pesticidas no tóxicos, o preferentemente con pesticidas biológicos o botánicos. Capacitar a los agricultores sobre la forma correcta de manejar los agroquímicos. Aplicar los fertilizantes en forma fraccionada según las necesidades del cultivo y la capacidad de retención del suelo, para evitar su paso a las aguas superficiales y subterráneas. Aplicar las prácticas de conservación de suelos para reducir al mínimo las cantidades de sedimentos y pesticidas en las aguas superficiales y subterráneas. Supervisar la calidad de las aguas que servirá como pauta y base de datos para la práctica eficaz del manejo de los suelos.

En cuanto a modificaciones en la composición del suelo, las principales afectan a la salinización y a la pérdida de materia orgánica.

Entendemos por salinización a cualquier forma de incremento en la concentración de sales en la solución del suelo y que se manifieste por un incremento de la conductividad eléctrica de la misma. Las actividades que pueden generar una salinización del suelo son fundamentalmente las agrícolas, si bien existen algunas actividades industriales que pueden contribuir de forma indirecta a la misma. La actividad más influyente en la salinización inducida del suelo es el riego con aguas de baja calidad. La única forma de evitarla es la no utilización de esas aguas o la aplicación, cuando es posible, de una fracción de lavado suficiente.

La pérdida de materia orgánica, bien por el cultivo o por procesos erosivos que decapitan el suelo, conlleva una fuerte degradación que se traduce en una pérdida de nutrientes aniónicos, de los que la materia orgánica es la principal fuente de aporte. Esto hace necesario, cuando se cultiva el suelo, la adición sistemática de estos nutrientes esenciales, la cual se realiza en forma mineral, que si bien suple las necesidades nutritivas de las plantas, no corrige los defectos creados en las otras propiedades del suelo asociadas con la materia orgánica.

La única forma de prevenir este deterioro es mantener la cobertura del suelo. Dejar todos los residuos de los cultivos dentro de la parcela, sin quemarlos, ni llevarlos fuera y no pastorearlos o por lo menos reducir el pastoreo al mínimo y no enterrarlos. Aplicar enmiendas orgánicas para aumentar la cobertura del terreno. Aumentar la producción de biomasa en la parcela por medio de la siembra de cultivos de cobertura, intercalados, o de relevo y aumentar la densidad de siembra de los cultivos. Sembrar, dentro de la rotación, cultivos que produzcan grandes cantidades de rastrojos. Dejar las malezas muertas en la superficie como una cobertura por medio del uso de herbicidas o por el control mecánico con cultivadoras de campo que arrancan las malezas y las dejan sobre el suelo, en lugar de arar para enterrarlas. Dejar las piedras sobre el suelo porque sirven como una cobertura que aumenta la infiltración de la lluvia.

La segunda forma de conservación sería el uso de modelos agrícolas conservacionistas, entre estos destaca la siembra directa. La implantación de esta técnica aporta unos efectos positivos como son la menor degradación de los suelos, la reducción del consumo de energías fósiles, y una notable disminución del efecto invernadero por el aumento de la fijación del carbono. Además se aumenta la biodiversidad y se reduciría la filtración de contaminantes a las aguas subterráneas. Mientras la estrategia de producción tradicional se basó en modificar los factores ambientales para que la planta pudiera expresar su máximo potencial de rendimiento, la siembra directa pretende mantener al mínimo la modificación del ambiente, tratando de adaptar la planta y las tecnologías a cada ambiente particular.

Los resultados obtenidos hasta el momento permiten asegurar que su rentabilidad es superior

a la agricultura convencional a partir del tercer año de su implantación.

La siembra directa ha sido capaz de recuperar suelos inicialmente degradados, con un incremento de hasta un 60% en los porcentajes de humedad que se puede traducir en un importante ahorro de agua. Se aprecia también un incremento en la estabilidad estructural y una disminución de su compactación. Asimismo se produce un incremento de un 60% en los niveles de carbono orgánico, y se constata la mayor capacidad de retención de los herbicidas, frenando el transporte de los mismos a zonas subterráneas. También se constata que los suelos con siembra directa presentan una mayor riqueza y biodiversidad microbiana, disminución de la alteración y degradación, así como una ostensible mejora de la fertilidad del terreno.

Cuando la conservación ya no es posible porque el suelo está completamente degradado, hay que recurrir a su recuperación.

RESTAURACIÓN DEL SUELO

La utilización del término restauración parece la más correcta desde el punto de vista lingüístico, sin más que revisar las definiciones de otros vocablos empleados, como recuperación o rehabilitación. Restaurar se aplica a “reparar, renovar o volver a poner una cosa en aquel estado o estimación que antes tenía” o a “reparar algo de un deterioro que ha sufrido”. La última acepción coincide plenamente con el propósito que se tiene y las acciones que pueden desarrollarse, se puede recuperar la estimación o calidad del terreno aunque no tenga el aspecto primitivo.

Cuando la degradación procede de una contaminación es necesario proceder a la eliminación del elemento contaminante. En principio se puede proceder a su extracción para la que se pueden utilizar diferentes modos. Cuando la extracción no es posible o la descomposición del contaminante es fácil, se puede realizar un tratamiento químico con los reactivos adecuados. Un procedimiento combinado es el tratamiento electroquímico con el que se consigue una extracción similar a un proceso electroforético. Otra forma física de eliminar la contaminación es su descomposición o desactivación mediante un tratamiento térmico. Finalmente se puede inducir una descomposición microbiana del contaminante mediante un tratamiento microbiológico.

Pero cualquiera que sea la técnica a aplicar existe otro problema por resolver como es el lugar de hacerlo. Lo ideal es realizar la descontaminación “in situ” sobre el mismo suelo, con ello se consigue mantenerlo sin perturbar, así la utilización del mismo puede continuarse una vez finalizado el proceso descontaminante, sería la forma menos traumática para el suelo.

En ocasiones no es posible realizar la descontaminación en el suelo sin perturbar, sobre todo cuando se puede producir una dispersión del contaminante hacia las zonas vecinas al realizar el tratamiento del mismo. En este caso es necesario extraer el suelo y proceder a su limpieza fuera para volver a depositarlo en su lugar. No obstante el tratamiento puede hacerse “en el lugar” cuando es posible la instalación de la estación depuradora en el mismo sitio que se encuentra el suelo contaminado.

También existen situaciones en las que no puede instalarse el dispositivo depurador en el lugar en que se encuentra el suelo, sino que hay que recurrir a instalaciones especiales que solo pueden montarse para la recuperación de grandes masas de suelo procedentes de lugares diferentes, en estos casos es necesario que el tratamiento se realice “fuera del lugar”.

Cualquier acción encaminada a la restauración de suelos salinos pasa por un lavado del suelo,

hasta alejar las sales de la esfera de absorción de las raíces, además de tratar de evitar la entrada incontrolada de nuevas sales. Este proceso no presenta dificultad cuando el suelo es permeable y el manto freático está suficientemente profundo. Cuando la circulación del agua está restringida, como ocurre en los suelos arcillosos profundos, se requiere un tiempo largo y el establecimiento de un drenaje artificial.

Siempre se producirá una exportación de sales hacia los ríos, máxime teniendo en cuenta que puede ser necesario eliminar más de 10 Mg/ha de sales.

Cuando la salinidad va asociada a la sodicidad el problema es mayor pues es necesario, además del lavado, la sustitución del sodio presente en el complejo de cambio por calcio. Cuando el suelo contiene yeso puede bastar con inundarlo. Si el suelo no posee yeso, la inundación provoca la dispersión de los coloides y disminuye la permeabilidad de la capa superficial, con lo cual no hay lavado posible.

Una forma de prevenir esta dispersión es favorecer la permanencia de una gran parte de las sales, que mantenga los coloides floculados y no se destruya la estructura, lo que favorecerá la penetración del agua. Por ello en la primera etapa del lavado de sodio intercambiable es muy aconsejable inundar con aguas salinas, además de adicionar yeso si el suelo no lo contiene.

La segunda operación es establecer una cubierta vegetal sobre el suelo para favorecer que las raíces de las plantas vayan favoreciendo el paso del agua, una planta muy indicada para esto es el arroz que puede sobrevivir en terrenos encharcados y que tiene una buena resistencia a la salinidad. Todos estos cultivos se entierran como abono verde que ayuda a incorporar al suelo, fósforo, hierro, manganeso y cinc de los que estos suelos suelen presentar carencias importantes.

El uso de pastos para ser consumidos “a diente” favorece la incorporación de materia orgánica y mejora notablemente la estructura. Es un buen seguro para evitar la entrada de sodio de nuevo.

La mejora del contenido orgánico solo puede realizarse mediante la aplicación de materiales orgánicos, si bien hay que tener en cuenta que cuando la relación C/N es superior a 30 se provoca siempre una inmovilización temporal del nitrógeno. La utilización de materiales con una relación C/N menor de 15 provoca una liberación inmediata de nitrógeno utilizable por las plantas.

Los materiales que pueden aportarse al suelo para corregir la pérdida de materia orgánica son muy variados, lo primero utilizado fueron los residuos de las explotaciones ganaderas que se deben considerar bajo dos aspectos diferentes, de una parte como un desecho que hay que eliminar y de otra como un paso más en el ciclo biogeoquímico de los elementos. El primer caso entronca más en el concepto de un agente contaminante. En el caso de las explotaciones extensivas, se puede considerar que están más cerca de las actividades agrícolas que de las industriales, pues en muchos casos están insertas en ellas como explotaciones agropecuarias.

Actualmente se aplican otros dos subproductos de los desechos urbanos, el compost de residuos sólidos urbanos que en cierto modo son semejantes a los que acabamos de ver y los lodos de depuradoras, que se comparan con los abonos naturales cuando se deshidratan hasta dejarles solo un 10 % de humedad.

También las aguas residuales son portadoras de una serie de productos con alto valor fertilizante por lo que su vertido sobre el suelo puede resultar útil en determinadas condiciones.

Por último consideraremos la restauración de los suelos residuales de las explotaciones mine-

ras, incluyendo las canteras. Tras el abandono de una instalación, el terreno queda con enormes irregularidades que constituyen un fuerte peligro para las personas y animales salvajes, por ello el primer paso a realizar sería la eliminación de riesgos. La siguiente fase sería la corrección de las áreas de mayor peligro suavizando en lo posible la forma del terreno, con ello se consigue, además, la reducción de los riesgos erosivos.

Tras las modificaciones iniciales y las realizadas posteriormente, se forman nuevos cauces por lo que resulta necesario reordenar los cursos de agua de forma que sigan unos cauces lo más cercano posible al momento inicial. Mención aparte merece la canalización a realizar con las aguas contaminadas por los restos de la actividad llevada a cabo; una buena parte de las aguas infiltradas en el tiempo de actividad y los lodos almacenados en charcas durante el mismo periodo son removidos con las lluvias y siguen esparciéndose por el suelo durante un largo periodo de tiempo.

Deben evitarse las pérdidas por infiltración en los terrenos por los que discurren, por ello se suelen recubrir de sustancias impermeables. Estas aguas se conducen hasta una zona de permeabilidad reducida para formar un pantanal artificial. Previamente a ello se debe realizar un tratamiento que consiga la precipitación y posterior eliminación de las sustancias más peligrosas que contengan, y la neutralización de su pH que contribuye a dicha eliminación. La vegetación desarrollada favorece la incorporación de una población microbiana adaptada, que consigue transformar una buena parte de los metales que portan las aguas. Con todo ello se produce una descontaminación del área de forma natural y se va consiguiendo que la superficie creada se vaya enriqueciendo en materia orgánica, ello favorecerá la implantación de una vegetación terrestre y no palustre que irá desplazando a la primera a medida que se vaya produciendo la desecación. Una vez creado un suelo terrestre nos queda con una gran hidromorfía que es necesario ir corrigiendo. La incorporación de residuos orgánicos favorece la implantación de la vegetación. En este paso resulta muy conveniente la introducción de plantas fijadoras de nitrógeno que faciliten la humificación y la formación de una estructura adecuada. En la descontaminación resultan muy eficaces las plantas acumuladoras de metales pesados, que deben eliminarse del terreno para ir extrayendo parte de los metales pesados acumulados. El último paso lo constituye la introducción de especies vegetales acordes con la zona que consigan la restauración de la fauna y del paisaje.

BIBLIOGRAFÍA

- Eswaran, H.; R. Lal and P.F. Reich. (2001). "Land degradation: an overview". *Responses to Land Degradation. Proc. 2nd. International Conference on Land Degradation and Desertification*, New Delhi, India: Oxford Press.
- García Navarro, A. Gestión y conservación del suelo. <http://www.unex.es/edafo/GCSPrograma.htm>
- D.L. Johnson and L.A. Lewis "Land Degradation: Creation and Destruction", 2nd edition, Rowman and Littlefield, Lanham, Boulder, New York, Toronto, Oxford, 2007
- *maitedn@irnase.csic.es

TRANSFERENCIA SUELO-PLANTA DE ELEMENTOS TRAZA EN LOS SUELOS RECUPERADOS DE LA CUENCA DEL RÍO GUADIAMAR (SEVILLA)

M.T. Domínguez^{1*}, F. Madrid¹, T. Marañón¹, J.M. Murillo¹

¹ Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC), aptd. 1052, 41080, Sevilla *maite-dn@irnase.csic.es

INTRODUCCIÓN

Niveles altos de contaminación por elementos traza pueden limitar la capacidad de uso del suelo, siendo necesaria la intervención con fines de recuperación. Es el caso de la cuenca del río Guadamar (Sevilla), afectada por el vertido minero de Aznalcóllar de 1998. Tras el accidente, se aplicaron distintas medidas correctoras para controlar posibles efectos negativos de elementos traza sobre los ecosistemas y poblaciones de la zona: concretamente, se aplicaron distintas enmiendas a los suelos y se procedió a la revegetación de la zona afectada (unas 2700 ha) con especies leñosas autóctonas (CMA, 2003). En este trabajo se analiza la acumulación de elementos traza en las principales especies leñosas implantadas y se relacionan estos patrones de acumulación con distintos factores edáficos que influyen en la biodisponibilidad de los elementos traza, como pH y niveles de carbonatos y materia orgánica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de suelo y planta (especies arbóreas y arbustivas representativas de cada zona) se recogieron en 19 puntos del Corredor Verde del Guadamar (otoño de 2005), tres de ellos no afectados por el vertido. Los contenidos totales de elementos traza, tanto en suelos como en plantas, fueron analizados por ICP-MS. Los niveles 'biodisponibles' se analizaron mediante extracción con nitrato amónico y determinación por espectroscopia de absorción atómica. Para cada elemento y especie vegetal se calcularon los coeficientes de transferencia suelo-planta (CT), cociente entre las concentraciones totales en suelos y en hojas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los niveles totales de elementos traza en los suelos afectados fueron relativamente altos, en particular los de As (valor medio: 129 mg kg⁻¹), Cd (1.44 mg kg⁻¹), Cu (115 mg kg⁻¹), Pb (210 mg kg⁻¹), Tl (1.17 mg kg⁻¹) y Zn (457 mg kg⁻¹), aunque sólo en el caso del As se superó el nivel de intervención propuesto para suelos Andaluces (50 mg kg⁻¹: Aguilar et al., 1999). Además de la heterogeneidad de los niveles de contaminación, se detectó una amplia variabilidad en los niveles de pH, carbonatos y materia orgánica. El pH del suelo osciló entre 2.4 y 8.4, siendo un 15% de los suelos muestreados extremadamente ácidos. El nivel de acidez influyó en la biodisponibilidad de algunos elementos traza, que resultó mayor en los suelos más ácidos. En estos suelos se

alcanzaron los máximos niveles disponibles de Cu, Pb y Zn (32, 44 y 80 mg kg⁻¹, respectivamente), mientras que en suelos neutros y básicos las concentraciones fueron inferiores a 1 mg kg⁻¹.

A pesar de los niveles relativamente altos de elementos traza del suelo, las concentraciones alcanzadas por las hojas de las especies leñosas estudiadas, estuvieron, de manera general, dentro de los rangos considerados normales para plantas superiores. Los niveles de pH y materia orgánica del suelo tampoco influyeron, en general, sobre los CT obtenidos para las especies estudiadas. La excepción fue el álamo blanco (*Populus alba*) cuyos niveles medios de Cd y Zn en hojas alcanzaron 3 y 410 mg kg⁻¹, respectivamente, concentraciones que resultaron mayores en los suelos ácidos, especialmente las de Zn. Los mayores CT suelo-planta correspondieron a Zn y Cd (superiores a 1 en el caso del álamo blanco). Para As, Pb y Tl, estos coeficientes fueron inferiores a 0.03 en todos los casos.

CONCLUSIONES

A pesar de la contaminación residual por elementos traza, y de condiciones locales que pueden aumentar su biodisponibilidad, su transferencia a especies leñosas mediterráneas, utilizadas en las reforestaciones de la zona afectada de la cuenca del Guadamar, es escasa, con la excepción del álamo blanco. Sus características morfológicas (sistema radical profundo) y/o fisiológicas parecen limitar la acumulación de elementos traza en sus hojas, con lo que el riesgo de bioacumulación a través de la red trófica, derivado de su utilización en las reforestaciones de la zona, es escaso. Sólo en el caso de algunas salicáceas, como el álamo blanco (y sauce) conviene estimar los riesgos que pueden derivarse de su implantación.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar J., Dorronsoro C, Gómez-Ariza JL, Galán E. (1999). Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnica de toma de muestras y análisis para su investigación. Investigación y Desarrollo Medioambiental en Andalucía. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Sevilla, Sevilla.
- CMA (2003). Ciencia y Restauración del Río Guadamar. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

PROPUESTA DE UN MODELO PARA LA RESTAURACIÓN PAISAJÍSTICA DE ESPACIOS AFECTADOS POR ACTIVIDADES EXTRACTIVAS

M. Gómez¹, J. Basdos ², M.C. Mato³

¹ Ingeacan Consultores Ambientales S. L. Manuel.ingeacan@gemei.com

² correo@basdos.com

³ Universidad de Las Palmas de Gran Canaria mmato@dde.ulpgc.es



Ilustración 1: Cantera de picón abandonada

INTRODUCCIÓN

Una de las actividades industriales que en la actualidad más están afectando al paisaje del Archipiélago Canario, es la extracción de áridos a cielo abierto, actividad que se centra en la obtención de materiales destinados fundamentalmente a la construcción y la agricultura. En la mayoría de los casos se trata de extracciones de Lapilli (picón), realizadas sin ningún tipo de proyecto de explotación y de recuperación, que afectan fundamentalmente a los conos volcánicos (Ilustración 1) que abundan en las islas.

El objetivo del presente trabajo es plantear un método para la recuperación, restauración e integración paisajística de una zona degradada, con la finalidad de devolver al terreno en lo posible, su aspecto original, previo a la actividad extractiva. Dicho método se pretende aplicar en la restauración de una antigua cantera de áridos situada en el término municipal de Telde, cerca del P.I. de Jinámar, zona muy marcada por la acción antrópica, debido a las sucesivas extracciones de áridos y la presencia de todo tipo de residuos vertidos en las mismas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La restauración (land reclamation) del terreno, consiste básicamente en el relleno progresivo de la cavidad con residuos sólidos urbanos (RSU) y el sellado de los mismos (Bagchi, 1994), según el esquema de la Ilustración 2.

Una vez concluido el proceso de relleno, se procede al sellado del mismo, que finaliza con los procesos de revegetación y la integración paisajística. Clausurado el depósito de residuos, se determinan las condiciones del suelo, mediante estudios de campo y ensayos de laboratorio. La revegetación en sí, se realiza acorde con las características ecológicas del territorio (ITGE,

1987), en términos de flora, fauna, morfología y propiedades físicas, con especies autóctonas existentes en el entorno de la cantera de áridos.

Las especies que se propone utilizar para realizar la revegetación (Gómez Martín, 2005), son¹: Matorisco (*Lavandula canariensis*), Salvia (*Salvia canariensis*), Tajinaste blanco (*Echium decaisnei*), Cornical (*Periploca laevigata*), Verode (*Kleinia neriifolia*), Tabaiba amarga (*Euphorbia regisjubae*), Tabaiba dulce (*Euphorbia balsamifera*), Vina-grera (*Rumex lunaria*), Tasaigo (*Rubia fruticosa*), Cardoncillo (*Ceropegia fusca*), Bujeque (*Aeonium percanium*), Hierbapuntera (*Aeonium manriqueorum*), Guaydil (*Convolvulus floridus*), Esparraguera (*Asparagus arborecens*) y Cardón (*Euphorbia canariensis*). En la Tabla 1 se exponen las actuaciones a realizar en el proyecto de revegetación:

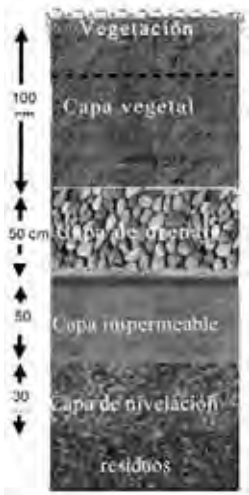


Ilustración 2:
Esquema de sellado y revegetación

ETAPAS	FINALIDAD
Coordinación del proyecto	Planificación del uso del lugar
Identificación del tipo de vegetación	- Realizar ensayos para determinar la tolerancia de especies y el método de cultivo adecuado - Lista de plantas a utilizar
Inspección del lugar	- Inspección visual: tipo de vegetación existente, densidad, etc. - Ensayo de suelos sencillos
Caracterización del suelo	- Toma de muestra de suelo y análisis - Comparación del suelo de la zona con el de la cobertura final
Preparación del lugar	- Adecuación del drenaje superior - Preparación de la capa superficial - Instalación de dispositivos de control ambiental
Modificación de las condiciones edáficas	Adición de nutrientes: adición de materia orgánica, según los resultados obtenidos en la caracterización del suelo
Introducción de plantas	- Determinación de la fecha de plantación - Instalación del sistema de riego, si es necesario
Monitoreo/mantenimiento	Seguimiento y control frecuente de la evolución de las plantas

Tabla 1: Actuaciones a realizar en el proyecto de revegetación

1 Entre paréntesis en cursiva el nombre científico de la especie

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El método presentado permitiría recuperar un espacio degradado y alcanzar una situación próxima al estado primigenio, en la que se encontraba el lugar antes de la actividad extractiva. Con este método no se pretende instaurar directamente la vegetación natural y climática del área afectada, pero sí favorecer la dinámica de recolonización vegetal propia del lugar, pudiéndose regenerar de forma mínima (primer paso) y luego de forma óptima (una vez comprobada la capacidad de las plantas para sobrevivir en ámbitos tan extremos).

Como principales características, del modelo se destacan: permite la entrada controlada de agua de lluvia que necesitan las plantas para su desarrollo, minimiza los efectos de la erosión acuática y eólica, garantiza la estabilidad y la resistencia de la capa de revegetación al deslizamiento.

CONCLUSIONES

El modelo presentado, responde a tres finalidades: a) utilizar las zonas degradadas por extracciones de áridos como posible emplazamiento para la ubicación de un futuro relleno sanitario, evitando así la ocupación de terreno virgen, b) recuperar y regenerar un espacio natural degradado y restaurar su utilidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Bagchi, A., 1994. Design, Construction, and Monitoring of Sanitary Landfill, Second Edition. John Wiley & Sons, New York.
- Gómez Martín, M. (2005): Diseño de un vertedero de R.S.U. en una antigua cantera de picón con recuperación de un espacio natural. – Proyecto Fin de Carrera presentado en la ULPGC
- ITGE (1987). Criterios geoambientales para la restauración de canteras, graveras y explotaciones a cielo abierto en la Comunidad de Madrid. Instituto Geológico y Minero de España.
- Pascual González, L. y Mateo Mederos, E: 1998: Restauración de canteras abandonadas con vertidos inertes. Medio Ambiente Canarias nº 11, pp. 11-13
- Pérez Tavío, F. 1999: Restauración de canteras abandonadas con vertidos inertes. Medio Ambiente Canarias nº 14, pp. 5-7
- Sánchez, A. S. et al. (2002): Modelo para la restauración ecológica de áreas alteradas. Kuxulkab' Revista de Divulgación, Vol. VII, Nº 14

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE UN CALCISOL HAPLICO

**V. González-Quiñones¹, R. García-Giménez¹, A. Polo², F. García-Navarro³,
R. Jiménez Ballesta**

¹ Universidad Autónoma de Madrid. Dto de Geología y Geoquímica, 28049, Madrid
vanesa.gonzalez@uam.es; rosario.garcia@uam.es; raimundo.jimenez@uam.es

² C Centro de Ciencias Medioambientales, CSIC. Serrano 115 dup. Madrid 28006, Spain.
apolo@ccma.csic.es

³ EUITA. Ronda de Calatrava 7, 13071 Ciudad Real. FcoJesus.Garcia@uclm.es

INTRODUCCIÓN

La sostenibilidad de los sistemas de manejo agrícola es un tema de debate actual, resultando que la evaluación de la calidad de suelos puede ser una herramienta para evaluar las prácticas de manejo. En este trabajo se calcula la calidad de un Calcisol Háplico habitualmente dedicado al cultivo de secano en los Llanos de Albacete, con el fin de observar en que estado se encuentra el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo seleccionado se encuentra entre Albacete y Balazote, (coordenadas 38°54'07''/002°05'35''), estando desarrollado sobre sedimentos carbonáticos, con perfil Apk-Ckm. La metodología utilizada es habitual; detalle de las mismas se encuentra en González-Quiñones (2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La estrategia seguida en el presente estudio es la de hallar la calidad no sólo en el horizonte más superficial, sino añadiendo la evaluación en su horizonte subsuperficial con la finalidad de obtener una mejor estimación global de la calidad de ese suelo, siguiendo las recomendaciones de diversos autores (Pierce y Larson, 1993; Olson et al., 1996). Al igual que las propuestas de Andrews et al. (2003) y Sharma et al., (2005), el índice de calidad vendrá dado de tal forma que los indicadores normalizados mediante las diferentes funciones de puntuación sean multiplicados por sus coeficientes de ponderación específicos obtenidos mediante análisis factorial. Con el fin de transformar la escala a una de 0 a 10 multiplicamos por 10 y dividimos por la máxima puntuación posible, el sumatorio de los coeficientes de ponderación, quedando el índice de la siguiente forma:

$$\text{Indice Calidad} = \frac{\sum_{i=1}^n (I.N \times c.p)_i \times 10}{\sum_{i=1}^n (c.p)_i}$$

Donde $I.N$ representa el valor del indicador una vez puntuado, $c.p$ el coeficiente de ponderación para ese indicador y n el número de indicadores tomados.

CONCLUSIONES

Se trata por tanto de un suelo de calidad moderada, probablemente debido a la intensa antropización que ha recibido. Las determinaciones de las propiedades biológicas y bioquímicas seleccionadas como indicadores y su posterior combinación en el índice parecen reflejar de manera clara los cambios producidos en la calidad de un mismo suelo sometido a distintas prácticas de manejo. La sensibilidad de estos atributos biológicos es la característica fundamental para obtener dicha discriminación entre usos, confiriéndole de este modo una gran utilidad por la información aportada.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrews, S.S, Flora, C.B., Mitchell, J.P & Karlen, D.L., 2003. Growers' perceptions and acceptance of soil quality indices. *Geoderma* 114: 187-213.
- González-Quñones V. 2006. Metodología, formulación y aplicación de un índice de calidad de suelos con fines agrícolas para Castilla-La Mancha, Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Olson, G. L.; Mcquaid, B. F.; Easterling, K. N.; Scheyer, J. M. Quantifying soil condition and productivity in Nebraska. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. Methods for assessing soil quality. Madison: Soil Science Society of America. 1996. p. 357-369 (SSSA Special publication, 49).
- Pierce, F.J. y Larson, W.E., 1993. Developing criteria to evaluate sustainable land management. p.7-14. In J.M. Kimble (ed.) Proc. Of the 8th Int. Soil Management Workshop; Utilization of Soil Survey Information for Sustainable Land Use. May 1993. USDA-SCS, National Soil Surv. Center, Lilcoln, NE.
- Sharma, K.L., Mandal, U.K, Srinivas, K., Vittal, K.P.R., Mandal, B., Grace, J.K, Ramesh, V., 2005. Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. *Soil & Tillage Research* 83: 246-259.

INDICADORES DE CALIDAD DE SUELO Y CONTROL DE LA EROSIÓN EN AGRICULTURA ECOLÓGICA Y CONVENCIONAL

Z. Hernández ¹, A. Bello ², A. Gómez Sal ³, G. Almendros ⁴

¹ Dpto Ecología, Univ. Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, Madrid zulimar.hernandez@alu.uah.es

² Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano 115B, 28006 Madrid
antonio.bello@ccma.csic.es

³ Dpto Ecología, Univ. Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, Madrid antonio.gomez@uah.es

⁴ Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano 115B, 28006 Madrid
humus@ccma.csic.es

INTRODUCCIÓN

El bajo contenido de materia orgánica (MO) en los suelos semiáridos mediterráneos se ha relacionado con las prácticas agrícolas intensivas (López-Fando y Almendros, 1995), que aceleran la degradación y erosión del suelo (Le Bissonais et al., 2007). Mientras que algunas prácticas de agricultura ecológica (AE) aumentan la MO del suelo y mejoran sus propiedades físicas. La mejora de la fertilidad del suelo favorece la productividad agraria y la atención sobre el territorio, lo cual reduce las posibles consecuencias ambientales negativas de la agricultura (erosión, arrastre de sedimentos) (Pimentel et al., 1995). Sin embargo, la evaluación de estos procesos requiere **índices de calidad** basados en sus propiedades agroecológicas y capacidad productiva. El presente estudio describe un conjunto de indicadores agroecológicos para comparar el impacto y el efecto residual de los tipos de manejo ecológico y convencional, con especial referencia a variables físicas como son la estabilidad de agregados y la retención hídrica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 20 muestras de suelo en sistemas de producción agraria ecológica y convencional en ambiente continental mediterráneo de la provincia de Segovia, en los que se analizó el contenido de carbono de suelo, el grado de descomposición de la MO (restos de cosecha y abono orgánico), la respiración del suelo (tasas de mineralización), índices de color, parámetros de fertilidad agroquímica (S/C y C/N), índices de estabilidad y distribución de tamaños de los agregados de suelo (índice de Feodoroff y *Mean Weight Diameter*) y la retención hídrica a diferentes presiones (atmosférica y 0,1 bar). Las fincas ecológicas seleccionadas contaban con más de tres años desde su reconversión, y se caracterizaban por efectuar rotación de cultivos, mínimo laboreo, sobresiembra e incorporación de enmiendas orgánicas. Las fincas convencionales no incluían estas prácticas, aplicándose fertilizantes químicos. Para la interpretación de los resultados se utilizaron análisis estadísticos por escalamiento multidimensional (MDSCAL) aplicado a la matriz de distancias euclidianas normalizadas de las variables en estudio, lo que permitió aislar el impacto del sistema de manejo sobre la calidad de la MO del suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados mostraron dos tendencias independientes que pueden relacionarse, por una parte, con la calidad de la MO y, por otra, con su cantidad. Mientras la concentración comparativamente elevada de MO (suelos que se comportan como sumideros potenciales de carbono) se encuentra asociada a descriptores de fertilidad química (suma de bases, pH, P_2O_5), otros descriptores relacionados con el grado de transformación del carbono en el suelo (contenido en MO libre) se encontraban inversamente asociados con las tasas de mineralización, indicando baja calidad de la MO. Respecto a las propiedades físicas de los suelos sometidos a los dos tipos de manejo estudiados, las diferencias suelen depender de factores propios de las parcelas, lo que no permite establecer ninguna tendencia general.

CONCLUSIONES

Se encontró que los índices de calidad y cantidad de MO no están relacionados, por lo que resulta necesaria su determinación de modo independiente. Las condiciones climáticas del ambiente continental mediterráneo, con prolongados periodos de aridez que determinan la baja actividad biogeoquímica en el suelo, unidas al hecho de que se trataba de fincas de reciente reconversión a AE, parece condicionar el menor grado de estabilización de la MO del suelo. En este sentido, el cociente entre las propiedades de los suelos (estabilidad de agregados, retención hídrica, suma de bases...) y el C total tendió a ser menor en las fincas ecológicas. Estos resultados destacan la importancia de investigar y caracterizar la dinámica de la MO del suelo para una correcta evaluación de los sistemas de producción ecológica.

BIBLIOGRAFÍA

- Le Bissonnais Y., Blavet D., De Noni G., Laurent J.-Y., Asseline J., Chenu C. (2007). Erodibility of Mediterranean vineyard soils: relevant aggregate stability methods and significant soil variables. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 188–195.
- López-Fando C., Almendros G. (1995). Interactive effects of tillage and crop rotations on yield and chemical properties of soils in semiarid Central Spain. *Soil Tillage Res.* 36, 45–57.
- Pimentel D., Harvey C., Resosudarmo P., Sinclair K., Kurtz D., McNair M., Crist S., Shpirtz, L., Fitton L., Saffouri R., Blair R. (1995). Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science* 267, 1117–1123.

VALORIZACIÓN DEL COSTE AMBIENTAL DE LODOS COMPOSTADOS COMO FERTILIZANTE NITROGENADO A ALTAS DOSIS EN ALMENDRO

G. López-López¹, A. Ibáñez-Burgos¹, M. Colombas², J.M. Rovira³, J. Vadell²,
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.

³IbabSA.Son Ferriol. Palma de Mallorca

INTRODUCCIÓN

La gestión de los residuos orgánicos precisa de estrategias sostenibles y equilibradas para la protección del suelo y la calidad del agua (Mamo et al., 1999), evitando así problemas de contaminación por NO_3^- (Kleber et al. 2000). Las estrategias utilizadas deben considerar los costes económicos, ambientales y ecológicos. Dos claves importantes de control para un aprovechamiento óptimo de N en el ecosistema, uno la mejora de residuos (Correa et al. 2006); otro conocer el turnover C/N (Amlinger et al, 2003). El objetivo del estudio es valorar el coste ambiental en el tiempo, mediante las formas de N (NH_4^+ y NO_3^-), en un suelo cultivado con almendro y enmendado con lodos compostados, a dosis calculadas para aumentar el N de los suelos,

MATERIALES Y MÉTODOS

Se compararon 4 lodos compostados de diferente procedencia de Mallorca, a dos dosis L = 0.6 % y H = 1.2 % de N en los suelos enmendados. Se utilizó un suelo no cultivado, pobre en N y P y un alto contenido de M.O (tabla1). Se realizó en contenedores de 50L con almendro (*Prunus amygdalus* L.) var. Ferragnes, sobre un patrón de melocotonero GF677, con riego por goteo. Se muestreo el suelo a dos tiempos (1 y 6 meses). Las analíticas se realizaron por los Métodos oficiales del MAPA (1994) y los análisis estadísticos mediante el programa STAGRAPHS 4.1.,

	pH	Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	C (%)	N (%)	C/N	P (mg/Kg)	Cat. Intercamb.				Metales pesados					
							Ca	Mg	Na	K	Pb	Cd	Cu	Ni	Zn	Cr
							(mg/Kg)	(mg/Kg)					(mg/Kg)			
C	8,45	228	1,85	0,24	7,73	9	5976	390	76	191	157	0,95	39	15	400	39
PA	7,12	2950	14,70	2,61	5,63	130	16044	1707	1511	3795	48	0,90	232	20	494	38
	8,21	1030	10,05	1,52	6,61	151	6862	1207	1773	3304	27	0,90	123	20	354	33
PJ	8,41	840	16,52	1,64	10,07	186	5544	1010	1353	1761	35	0,96	162	21	442	48
F	8,19	1067	15,52	2,08	7,46	178	6895	1645	2374	5521	25	0,45	159	18	367	27

Tabla1: Características químicas del suelo (C) y los compost utilizados (P:urbano-industrial, F: ganaderas y PA y PJ zona agrícola-urbana, siendo PJ más estable que PA)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El tiempo (1 y 6 meses) sólo tuvo un efecto significativo en el N-NH_4^+ (Fig. 1A y B), siendo el tipo de enmienda y la dosis significativo a los 6 meses. El N-NO_3^- era significativamente mayor en los suelos P (Fig. 1D). En el $\text{N}_{\text{orgánico}} = [\text{N}_{\text{total}} - (\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+)]$ la dosis era significativa (Fig. 1C), debido a la estrecha relación con el C ($R^2 = 0.87$) y el N_{total} ($R^2 = 0.99$). Además una regresión múltiple lo relacionaba significativamente con la M.O., C, pH y la relación C/N, y con menor grado NH_4^+ , N/P, Mg, Na, K. Hadas y Portnoy (1997) reportaron que el $\text{N}_{\text{inorgánico}}$ liberado era independiente del tipo de suelo y de la dosis de aplicación. El efecto del tipo de enmienda y la dosis en N-NH_4^+ contradice a Hadas y Portnoy en cuanto a dosis de aplicación de los residuos.

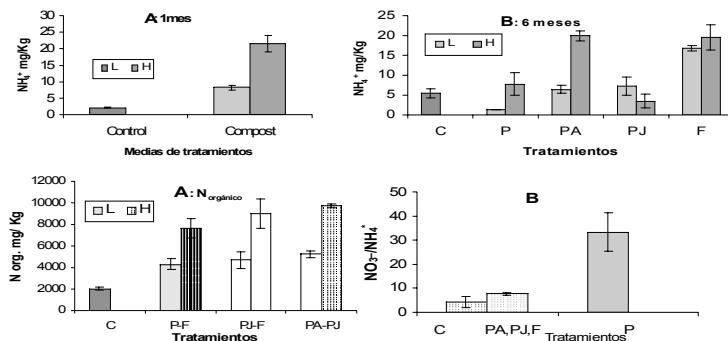


Figura 1. A.: NH_4^+ valores medios al mes (Compost= media P,PA, PJ y F). B.: NH_4^+ a los 6 meses. C: Media del $\text{N}_{\text{orgánico}}$ en el tiempo (1 y 6 meses), Media de grupos de compost no significativos (P-F; PJ-F; PA-PJ). D.: Índice $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ en la media del tiempo, (media de compost y control C-PA,PJ,F) y media de dosis (L y H)

CONCLUSIONES

El tiempo de crecimiento de un cultivo dependiente de N, como el almendro y el turnover del C/N de los suelos enmendados juega un papel importante en la liberación de $\text{N}_{\text{inorgánico}}$ al suelo. La dosis de aplicación resulta ser un coste ambiental alto.

AGRADECIMIENTOS

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

BIBLIOGRAFÍA

- Amlinger, N., Götz B., Dreher, P., Geszti, J. Weissteiner, C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability- a review. Eur. J. of Soil Biology. 107-116.
- Correa, R.S., White, R.E., Weatherley, A.J. 2006. Effect of compost treatment of sewage sludge on nitrogen behaviour in two soils. Waste Manag. 26, 614-619.
- Hadas, A., Portnoy, R., 1997. Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste compost, Compost Sci. Utilization 5, 48-54.
- Kleber, M., Nikolaus, P., Kuzyakov, Y., Stahr, K., 2000. Formation of mineral N (NH_4^+ , NO_3^-) during mineralization of organic matter from coal refuse material municipal sludge. J. Plant Nutri. Soil Sci. 163. 73-80
- Mamo, M., Rosen, C.J., and Halbach, T.R. 1999. Nitrogen availability and leaching from soil amended with municipal solid waste compost. J. Environm Qual. 2

MEJORA DE LA CALIDAD DE PALEXERULTS DEGRADADOS MEDIANTE LA APLICACION DE ENMIENDAS Y FORMAS ALTERNATIVAS DE USO

I. Mariscal¹, F. Peregrina¹, J. Santano¹, P. Gonzalez², R. Espejo¹

¹ETSI Agrónomos, Universidad Politécnica, Ciudad Universitaria, 28040 Madrid.

²CIFA, "Alameda del Obispo". Apdo. 3092. 14080 Córdoba.

Corresponding Author: Dr. R. Espejo Phone: 913365687, Fax: 913365680

rafael.espejo@upm.es

INTRODUCCIÓN

La formación de raña de Cañamero (O de España) constituye un ejemplo de la dinámica degradativa de los suelos en este tipo de formaciones. En los años 40 del siglo pasado, una parte importante de estas superficies fue desbrozada para su puesta en cultivo, con avena, centeno, y en menor medida olivos y viñedo, evolucionando sus suelos con los años de laboreo, de un plinthic Palehumult a un plinthic Palexerult (Soil Survey Staff, 1999, Espejo 2007); se potenció la mineralización del humus, y se agravaron los problemas de toxicidad por Al, por lo que decayó la productividad a unos niveles insostenibles; muchas de las superficies cultivadas fueron abandonadas y en ellas se implantó un pasto acidófilo de muy baja capacidad nutricional, que es progresivamente invadido por jaras y brezos. La recuperación de la calidad de estos suelos es muy difícil: Superficies abandonadas al cultivo, después de 25 años apenas han incrementado el contenido en materia orgánica. Para acelerar el proceso de recuperación es necesario aplicar enmiendas calizas que contrarresten la toxicidad por Al y utilizar el suelo con prácticas conservacionistas que potencien el aumento en el contenido en materia orgánica (Peregrina *et al* 2006)

En este trabajo se ofrecen datos sobre la mejora de calidad de un plinthic Palexerult mediante la aplicación de una enmienda caliza (espuma de azucarería) sola ó acompañada de fosfoyeso y mediante formas alternativas de uso, a través de la mejora de sus pastos naturales mediante la introducción de especies leguminosas y gramíneas compatibles ó con cultivos forrajeros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el estudio, transcurridos 3 años de la aplicación de enmiendas, se muestrearon los 5 cm más superficiales del Ap de las diferentes parcelas de un campo de experimentación que consta de bloques al azar con 4 repeticiones, siendo los tratamientos: Control, (C), enmienda con espumas de azucarería (E) y enmienda con espumas de azucarería más fosfoyeso (E+FY), y las formas de uso: Pasto natural (PN), pasto mejorado (PM) y cultivo forrajero de cereal + leguminosa (CF).

Se determinó en campo la infiltración superficial según la metodología de USDA (1999) y se tomaron muestras para la determinación de densidad aparente y el porcentaje de agregados estable al agua (Mariscal, *et al.* 2007). Se determinó el pH en agua y CaCl₂ (1:2.5), el contenido en materia orgánica por oxidación con dicromato potásico (Walkley y Black, 1934) y por calcinación; el contenido en materia orgánica particulada (Cambardella y Elliot, 1992); el contenido en Al extraíble con KCl 1N.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 recoge los resultados de los datos analizados. El pH se incrementa con las enmiendas tanto de E como de E+FY, siendo en este último caso el incremento ligeramente menor; este incremento propició el descenso en el contenido en Al extraíble. En todos los tratamientos la densidad aparente de la tierra fina es máxima en el PN y mínima en el CF, en este último caso por haberse efectuado el muestreo unas semanas después del laboreo y siembra; a medida que transcurre el tiempo, esta, tiende a incrementarse (datos no mostrados). La infiltración con los tratamientos E y E+FY es superior en las parcelas bajo PM lo que es consecuencia de la mayor densidad y variedad radicular que origina canales verticales que favorecen el movimiento del agua; en las parcelas bajo CF el volteo del suelo provocado por la vertedera rompe y distorsiona el espacio poroso originado por las raíces. El contenido en agregados estables al agua, para cada tratamiento, es mínimo en el CF lo que muestra el efecto negativo del laboreo; en los tratamientos E y E+FY en el PM es mayor que en el PN, siendo las diferencias significativas en el caso del tratamiento E. El contenido en MO determinado tanto por dicromato como por combustión no muestra diferencias significativas según usos en los controles, lo que evidencia el efecto depresor del Al en la producción de biomasa; por el contrario, con los tratamientos E y E+FY, se observan incrementos respecto al PN tanto en el PM como en el CF aunque las diferencias solo sean significativas en el caso de la MO determinada por combustión en el tratamiento E con PM. El contenido en MOP, en las parcelas no enmendadas no muestra diferencias significativas con las formas de uso; por el contrario en las parcelas enmendadas con E ó E+ FY se detectan diferencias significativas con PM.

Tabla 1.- Dinámica de algunas propiedades relacionadas con la calidad del suelo según tratamiento y uso.

TRATA	USO	INFILTR (cm/hora)	Da (Kg.dm ⁻³)	Agregad [□] (%)	pH _{H₂O}	pH CaCl ₂ (1:2.5)	Al (Cmol+/Kg)	Materia Orgánica		
								400°C (%)	K ₂ Cr ₂ O ₇ (%)	Particulada (%)
CONTROL	PN	110	0.77	2.57	5.51	4.77	0.59	7.43	5.16	2.02
CONTROL	PM	122	0.74	2.55	5.58	4.84	0.56	6.54	5.14	1.94
CONTROL	CF	105	0.67	1.32	5.40	4.75	0.62	6.65	4.81	1.84
ESPUMA	PN	119	0.79	2.23	6.48	6.11	0.09	7.85	5.87	2.42
ESPUMA	PM	177	0.75	3.92	6.66	6.47	0.00	8.71	6.37	2.70
ESPUMA	CF	149	0.70	1.86	6.48	6.22	0.00	7.40	5.70	2.28
E+FY	PN	123	0.69	2.60	6.01	5.62	0.06	7.22	6.96	1.91
E+FY	PM	249	0.67	2.92	6.35	6.16	0.00	7.86	7.25	2.91
E+FY	CF	137	0.65	1.72	6.15	5.84	0.00	7.55	6.27	1.79
LSD 5%		77.1	0.0574	0.573	0.239	0.2771	0.0992	1.026	0.821	0.3889

□... % de agregados estables al agua en el suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Cambardella, C. A. & Elliot, E. T. (1992). Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 777-783.
- Mariscal I., Peregrina F., Espejo R. (2006). AC y recuperación de suelos ácidos degradados: aplicación en Ultisoles. *Agricultura de conservación*, 4: 30-32.
- Mariscal I., Peregrina F., Terefe T., González P., Espejo R. (2007). Evolution of some physical properties related to soil quality in the degraded ecosystems of “raña” formations from SW Spain. *Science of the Total Environment*, 378: 130-132.
- Peregrina F., Santano J., Gonzalez P., Ordóñez R. and Espejo R. (2006) Comparative study of the fitness of various limestonic and gypsum byproducts as improvers of the agronomic properties of a plinthic palexerult. *Soil Science*, 171:65-81.
- Soil Survey Staff (1999). *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. En: *Agriculture handbook* number 436, 2nd edition. U.S. Department of Agriculture. Washington D.C.
- Walkley, A. & Black, I. A. (1934). An examination of the Dejtjareff method for determining soil matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29-38.

DESARROLLO DE UN CONJUNTO MÍNIMO DE INDICADORES PARA LA EVALUACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN ÁREAS AFECTADAS POR DESERTIFICACIÓN EN EL ÁMBITO MEDITERRANEO

M. Rasal¹, L. Recatalá¹, J. A. Pascual¹, J. Sánchez¹

¹Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-Universitat de València-Generalitat Valenciana). Camí de la Marjal, s/n. 46470-Albal (Valencia, España). Tel.: +34 96 122 05 40; Fax: +34 96 127 09 67. marasan@postal.uv.es; luis.recatala@uv.es; juan.a.pascual@uv.es; juan.sanchez@uv.es

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas en la aplicación de sistemas de indicadores se refiere a la redundancia existente entre los mismos (Yu *et al.*, 1998). En este trabajo se presenta un conjunto mínimo de indicadores para la evaluación y el seguimiento de la calidad ambiental en áreas afectadas por desertificación en el ámbito mediterráneo. Este conjunto elimina la redundancia entre indicadores, garantizando que su aplicación no suponga un sobre coste injustificado en la obtención de información poco relevante.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio es la comarca del Camp de Morvedre (provincia de Valencia). Se sitúa en una zona de leve-moderado riesgo de desertificación, con algunas áreas de alto-muy alto riesgo según Sánchez *et al.* (2003). Esta heterogeneidad en cuanto al riesgo de desertificación junto con la manifestación de las principales dinámicas de usos del territorio identificadas en la Región Mediterránea Europea, fueron los criterios para seleccionar a esta comarca como área de estudio piloto.

Para definir el conjunto mínimo de indicadores, se seleccionó un conjunto inicial de 24 indicadores relevantes atendiendo a la disponibilidad de información. Considerando que la calidad ambiental se planteó evaluarla mediante cuatro funciones (naturalidad, fuente de recursos, sumidero y soporte) del medio (Recatalá *et al.* 2002), y cada una de ellas mediante tres tipos de indicadores (presión, estado y respuesta), el conjunto mínimo de indicadores debía contener 12 indicadores. Así, a partir del conjunto inicial de 24 indicadores se definieron los cuatro conjuntos de 12 indicadores más relevantes como posibles conjuntos mínimos. El grado de discriminación de la calidad ambiental de los municipios del área de estudio obtenido por cada conjunto se tomó como base para seleccionar el conjunto mínimo de indicadores más adecuado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El conjunto mínimo de indicadores seleccionado se refiere fundamentalmente a aspectos relativos al suelo y al agua (Tabla 1), dos recursos naturales esenciales para el desarrollo de la mayoría de actividades humanas, y cuya calidad resulta seriamente afectada por procesos de desertificación en el ámbito mediterráneo.

	PRESIÓN	ESTADO	RESPUESTA
NA	Densidad de vías de comunicación	Superficie natural arbolada	Territorio protegido
FT	Población en relación con suelos de alta capacidad	Superficie de suelos de alta capacidad agrícola (A y B)	Suelos de alta capacidad protegidos / cultivados
SU	Consumo anual de agua	Calidad de las aguas	Aguas depuradas
SO	Sellado antropogénico del suelo	Superficie de suelo urbanizable respecto el total del municipio	Superficie no urbanizable respecto el total del municipio

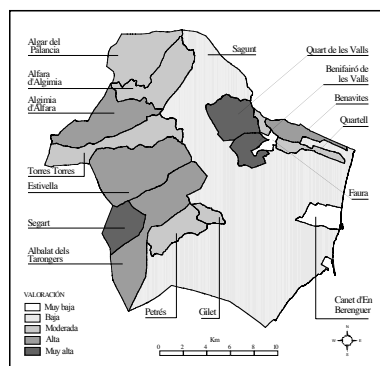


Figura 1. Calidad municipios del área

Tabla 1. Conjunto mínimo de indicadores (NA: naturalidad);

FT: Fuente de recursos; Su: Sumidero; So: Soporte).

Con la aplicación de este conjunto se consigue un alto grado de discriminación de la calidad ambiental de los municipios del área de estudio (Figura 1), que está relacionada con la dinámica de usos existente en los mismos y los procesos de degradación asociados. Así, en los municipios de la zona litoral se obtiene una calidad ambiental baja o muy baja debido fundamentalmente a la intensificación del regadío y a la expansión urbano-industrial con procesos de desertificación asociados como salinización, sellado antropogénico del suelo, etc. En la zona rural interior aparecen los municipios con mayor calidad ambiental debido a la menor presión antrópica, e incluso en algunos casos a la recuperación de ecosistemas forestales después del abandono de tierras de las últimas décadas.

CONCLUSIONES

Dado que el desarrollo metodológico del sistema de indicadores y su aplicación se ha ensayado en un área representativa del ámbito Mediterráneo, en cuanto a conflictos de usos de los recursos naturales y problemas ambientales asociados, se presenta una herramienta para el diagnóstico ambiental, que puede aportar información útil para el proceso de toma de decisiones en el contexto de este ámbito.

BIBLIOGRAFÍA

- Recatalá, L.; Fabbri, A.G.; Zinck, J.A.; Francés, E.; Sánchez, J. (2002). Environmental indicators for assessing and monitoring desertification and its influence on environmental quality in Mediterranean arid environments. In: J.L. Rubio, R.P.C. Morgan, S. Asins & V. Andreu (Eds.), *an and Soil at the Third Millennium*. Geoforma Ediciones Logroño, Spain.
- Sánchez, J.; Antolín, C.; Carbó, E. (2003). The present state of desertification in the Valencian Community according to environmental factors. Book of Abstracts. NATO-CCMS and Science Committee Workshop on Desertification in The Mediterranean Region: A Security Issue. Valencia.
- Yu, Ch. Ch.; Quinn, J.T.; Dufournaud Ch. M.; Harrington, J. J.; Rogers, P. P.; Lohani, B. N. (1998). Effective dimensionality of environmental indicators: a principal component analysis with bootstrap confidence intervals. *Journal of Environmental Management*, 53, 101-119.

BUENAS PRÁCTICAS VITÍCOLAS EN EL MARCO DEL CAMBIO CLIMÁTICO GLOBAL

X. Sort

*Bodegas Miguel Torres, C/ Miquel Torres i Carbó, 6, 08720 Vilafranca del Penedès (Barcelona).
xsort@torres.es*

INTRODUCCIÓN

En estos últimos años se está constatando una variación de los patrones climáticos cuyo principal causante parece ser la actividad humana. La agricultura en general, y específicamente el viñedo es un sector muy sensible a estos cambios ya que tanto la productividad como la calidad de la cosecha queda muy determinada por parámetros climatológicos. Por otra parte, cada vez más se tiende a considerar aspectos de sostenibilidad ambiental y integración paisajística en la implantación y mantenimiento del viñedo ya que el consumidor se encuentra más sensibilizado por estos temas y el vino, como producto de transformación, permite una carga adicional de valor añadido cuando se consideran estos aspectos en su promoción.

BUENAS PRÁCTICAS VITÍCOLAS

Tanto en la fase de implantación del viñedo como en su posterior mantenimiento es importante considerar una serie de buenas prácticas vitícolas basadas en criterios de conservación de suelos y aguas que no solo consideren la degradación de suelos y el paisaje (Foto 1), sino también aspectos relacionados con el cambio climático.

En la lucha contra la degradación de suelos y el paisaje, es necesario una planificación detallada de los movimientos de tierras, de manera que queden definidas perfectamente las pendientes de las parcelas ($< 5\%$) y de los taludes ($< 3:2$ H:V), y también toda la red de drenaje. Otras prácticas deseables son el capaceo de la tierra fértil para poder reutilizarla, la construcción de embalses de retención de agua, la revegetación de los taludes y el mantenimiento de la vegetación existente en márgenes y desniveles.

Cuando la viña ya está implantada, hay diferentes prácticas vitícolas que contribuyen a la lucha contra la degradación de suelos y el cambio climático. Una de ellas es la cubierta vegetal (Foto 2), que no solo contribuye a una mayor protección del suelo contra la erosión sino también aumenta considerablemente la fijación de carbono. Por otro lado, se ha constatado que mejoran los vinos tintos, siendo más concentrados y estructurados. Otra práctica aconsejable es la trituration de los restos de poda y reincorporación en el suelo, en lugar de la tradicional quema.



Foto 1. Viñedo integrado en un paisaje agroforestal mediterráneo



Foto 2. Cubierta vegetal de avena entre hileras de viñedo.

CONCLUSIONES

En conclusión, en la viticultura actual deben incorporarse prácticas de conservación de suelos, control de aguas, e integración paisajística. Todo ello en el contexto actual del cambio climático posibilitando medidas integradas a la producción que ayuden en la fijación de carbono atmosférico.

EL PAPEL DE LAS PLANTAS ARBUSTIVAS Y OTRAS FORRAJERAS NO CONVENCIONALES EN LA CONSERVACION DEL SUELO

A.E.S. Borba, C.F. Vouzela, O.A. Rego, J.S. Madruga

Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias, Centro de Investigação e Tecnologias Agrárias dos Açores 9701-851 Terra Chã, Angra do Heroísmo, Açores, Portugal

La lucha contra la desertificación, así como la regeneración de los suelos degradados, puede pasar por la introducción de especies arbustivas, las cuales juegan un doble papel de lucha contra la desertificación y de complemento en la alimentación animal.

En zonas con problemas de conservación de suelos, por lo general, la principal deficiencia nutritiva en la alimentación animal es proteica. Para compensar esta deficiencia, los arbustos pueden desempeñar un papel importante. Es lógico pensar que deben ser plantas resistentes a la sequía, con gran desarrollo y producción, y capaces de adaptarse a los suelos empobrecidos y de poco espesor.

Los arbustos forrajeros son, como su nombre indica, plantas generalmente leñosas y perennes, que pueden cultivarse para aprovechamiento directo de los rumiantes.

En algunas islas de Azores, principalmente en S. Jorge, Pico y Terceira, en épocas de escasez de alimentos (desde noviembre a enero), estas plantas, ya sean endémicas o introducidas como ornamentales, son también utilizadas como alimento voluminoso para los rumiantes, siendo administradas de forma aislada o conjuntamente con forraje de maíz en los llamados “invernaderos”.

En las Azores se han utilizado tradicionalmente las siguientes plantas arbustivas o forrajeras no convencionales: incienso (*Pittosporum undulatum*), roca de vieja (*Hedychium gardnerianum*), faya (*Mirica faya*) y aceviño (*Ilex perado*). Los problemas surgidos por la utilización de este tipo de alimentos están relacionados con su riqueza en sustancias antinutritivas.

Tabla 1. Composición química de los forrajes

Muestra	% de M.S.	En 100g de MS				
		PB	NDF	ADF	ADL	Ceniza Bruta
Incienso	33.27	7.87	40.74	35.09	14.24	8.56
Roca de Vieja	20.98	8.97	65.84	33.16	6.08	9.74
Faya	31.47	10.35	58.81	40.94	18.16	5.31
Aceviño	48.45	6.93	45.94	34.24	13.84	6.21

Tabla 2. Digestibilidad in vivo e in vitro de los forrajes

Muestra	Digestibilidad <i>in vivo</i>			Digestibilidad <i>in vitro</i>		
	M.S.	M.O.	D	M.S.	M.O.	D
Incienso	56.25	57.50	53.50	40.22	35.23	32.22
Roca de Vieja	57.19	55.00	49.75	29.13	21.90	19.76
Faya	35.28	36.37	34.57	17.63	13.17	12.47
Aceviño	-	-	-	45.04	41.92	39.32

Concluimos que las plantas forrajeras estudiadas presentan un bajo valor nutritivo, no debiendo por ello ser utilizadas como alimento base de animales en producción (crecimiento, lactancia y gestación). Pueden, sin embargo, servir de alimento base en las épocas de escasez de pastos, conjugadas con otras forrajeras, principalmente hierbas o maíz de buena calidad, toda vez que presentan valores de proteína bruta, así como de digestibilidad superiores a la paja y otros alimentos fibrosos de baja calidad, que se utilizan normalmente en estas circunstancias.

APLICACIÓN COMBINADA DE DISTINTOS TIPOS DE RESIDUOS EN UN ENSAYO DE CAMPO DE RECUPERACIÓN DE SUELOS GYPSÍFEROS

J.G. Cabezas¹, J. Alonso¹, M.A. Vicente¹, J.Valdazo², M.C. Lobo¹

¹Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario IMIDRA. Apartado 127. 28800 Alcalá de Henares (Madrid) Spain. carmen.lobo@madrid.org

²HOLMEN PAPER S.A. C/ Papel, nº 1 Fuenlabrada (Madrid) Spain

INTRODUCCIÓN

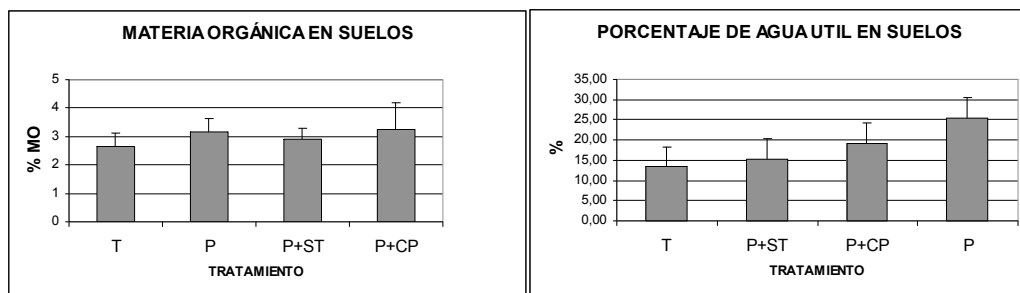
Las políticas de gestión de residuos promueven el uso de diferentes tipos de residuos orgánicos como enmiendas para el suelo, a fin de mejorar sus propiedades físico-químicas. Además, estos residuos ayudan a acelerar el establecimiento de una cubierta vegetal, que juega un importante papel para prevenir los procesos de erosión en ambientes semiáridos (Alcañiz et al., 1999, Cabezas et al., 2004). La presencia de esta cubierta vegetal amortigua el impacto de la lluvia, reduce la escorrentía y aumenta la capacidad de infiltración. Este hecho es de especial importancia en suelos gypsíferos en la zona Sur de la Comunidad de Madrid, donde a los condicionantes intrínsecos del territorio hay que añadir la elevada presión antrópica que provoca la pérdida de una cubierta vegetal protectora acelerando enormemente la degradación de los suelos. El objetivo de este trabajo es evaluar en ensayos de campo, la utilización conjunta de residuos orgánicos y especies vegetales para la rehabilitación de suelos degradados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se realizaron en un suelo gypsífero localizado en Aranjuez (Madrid). Los tratamientos aplicados fueron: a) lodo procedente de la industria del papel reciclado (P); b) mezcla del residuo papelerero con lodo de depuradora compostado con restos de poda (P+CP); c) mezcla del residuo papelerero con lodo de depuradora tratado por secado térmico (P+ST). Se realizó un diseño de parcelas (30 m x 10 m) en bloques completos al azar con 3 repeticiones, incluyendo un tratamiento control (T) sin aplicación de enmiendas. Posteriormente, se introdujo una cubierta vegetal mediante siembra de una mezcla de especies herbáceas y la plantación de dos especies arbustivas adaptadas a los suelos gypsíferos: *Atriplex halimus* L. y *Dorycnium pentaphyllum* Scop. Los suelos fueron muestreados y analizados siguiendo los métodos oficiales de análisis (MAPA, 1994).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados preliminares (1 año tras la aplicación de los residuos) muestran que el residuo-papelerero incrementa los contenidos en materia orgánica de los suelos. papelerero incrementa los contenidos en materia orgánica de los suelos.



Asimismo, la combinación de este residuo con lodos de depuradora (compostados o secados térmicamente) produce un incremento en el contenido de nutrientes, especialmente el fósforo. En cuanto a las propiedades físicas, se han observado incrementos en el porcentaje de agua útil en los suelos enmendados con el residuo papelerero. Un importante desarrollo de la cubierta vegetal herbácea fue observado en los suelos enmendados en relación a las parcelas control. El desarrollo y supervivencia de la especie *Atriplex halimus* en las parcelas de ensayo fue muy superior al de *Dorycnium pentaphyllum*, si bien estos hechos no estuvieron relacionados con el tipo de tratamiento aplicado al suelo.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares muestran que el residuo papelerero mejora las propiedades de los suelos degradados gypsíferos, favoreciendo un mejor desarrollo de la cobertura herbácea, contribuyendo con ello a frenar los procesos erosivos que caracterizan estos ecosistemas semiáridos. La mejora en el contenido de nutrientes para las plantas es más acusada cuando el residuo papelerero de combina con lodos de depuradora.

Es necesario un seguimiento del ensayo a largo plazo para evaluar en profundidad el efecto de la aplicación de estos residuos en las propiedades físicas y químicas de los suelos, así como su descomposición en los mismos.

AGRADECIMIENTOS

Convenio de colaboración entre Holmen Paper, S.A e IMIDRA

BIBLIOGRAFÍA

- Alcañiz, J.M.; Ortiz, O. & Sort, X. (1999). Suitability of some Mediterranean soils for recycling organic wastes in ecological restoration. 6th International Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate. Barcelona.
- Cabezas, J. G; Alonso, J; Yébenes, S, L.; Vicente, M.A. y Lobo, M.C. (2003). Aplicación de lodos residuales para la restauración de la cubierta vegetal en suelos degradados. In: Control de la erosión y degradación del suelo. R. Bienes y M.J. Marqués (eds). IMIA. Madrid.
- MAPA. (1994). Métodos Oficiales de Análisis. Vol. III. España.

CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS DEDICADOS A PASTOS EN TENERIFE

E. Chinae, A.R. Barroso

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

INTRODUCCIÓN

Los pastos como cobertera superficial actúan sobre la erosión reduciendo la capacidad de transporte del agua de escorrentía y disminuyen el área susceptible al impacto de las gotas. Estas cubiertas que están en contacto directo con la superficie del suelo son importantes para determinar los valores de índice de pérdida de suelo (Foster et al. 1982). La calidad de un suelo viene condicionada, en su mayor parte, por la de la vegetación que sustenta. La degradación del suelo comienza con la degradación de su cubierta (López Bermúdez & Albaladejo, 1990). El objetivo de este trabajo es comparar la fertilidad química de los suelos de dedicados al pastoreo en la isla de Tenerife: a) pastizales, los cuales están dominados por especies herbáceas, que se secan en verano, b) los pastos de ramoneo donde predominan cuatro especies arbustivas endémicas de Canarias (*Chamaecytisus palmensis* (tagasaste), *Teline canariensis*, *Teline osyrioides sericea* y *Teline osyrioides osyrioides*).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras de suelos en 14 parcelas situadas en diferentes zonas de la Isla, estas fueron diferenciadas en dos grupos, según su cubierta vegetal: diez de pastizales y cuatro pastos de ramoneo. Los análisis edafológicos del suelo se realizaron según los métodos del MAPA, 1994. Con las variables estudiadas se realizó un análisis de varianza y para la comparación de medias se utilizó el test Tukey ($P < 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos de los pastizales y los de arbustivas son diferentes ($P < 0,05$) para todos los parámetros químicos excepto en la CE cuyos niveles son bajos en todas las muestras (Tabla 1). Todas los suelos tienen un pH óptimo salvo en la parcela de Ruigómez que presenta un pH de 5.07, donde se cultiva el tagasaste especie capaz de crecer y desarrollarse en medios de fertilidad baja de zonas áridas y semiáridas, cuyo cultivo está muy extendido por su alta producción y calidad forrajera. Salvo el pasto de arbustivas de Los Carrizales (*T. o. sericea*) con 1,6% de materia orgánica (M0) los demás suelos presentan valores considerados adecuados para el contenido de MO.

A excepción del suelo de Ruigómez, donde los tagasastes están plantados en los bordes de las fincas que están dedicadas al cultivo de papas andinas, los demás presentan niveles de P muy bajos para suelos volcánicos, que tienen la capacidad de retener los fosfatos. Los niveles de Ca asimilable están bajos en todas las muestras mientras que el Mg asimilable es alto (Hernández et al.). En los suelos de los pastizales de Teno, los contenidos ligeramente alto de Na asimilable podría deberse al acarreo de este elemento por los alisios; aunque la Meseta está por encima de los 600 msnm se podría pensar que esta lejos de la influencia del mar, pero la mayor fuerza del

mar en el norte de la Isla que produce más brisa marina provocaría que con el tiempo se haya ido acumulando Na en sus suelos. Los suelos de los pastizales de Teno son suelos naturales de textura arcillosa y carácter vertico que no han sido fertilizados. Todas las parcelas donde predominan las especies arbustivas tienen una textura franca.

Tabla 1. Valores medios (n=4) de las propiedades edáficas de los suelos de los pastos de Tenerife.

	pH	CE	MO	P	Ca	Mg	Na	K	C.I.C.	Arcilla	Limo	Arena
		dS/m	%	ppm			cmol/kg				%	
1	5,87 ^b	0,71 ^{ab}	7,36 ^e	22,00 ^a	8,72 ^{abc}	8,25 ^{bcd}	1,47 ^{ab}	1,87 ^d	24,32 ^{bc}	42,36 ^{cdef}	25,92 ^{cde}	31,97 ^{ab}
2	6,20 ^{bde}	0,66 ^{ab}	5,65 ^{cd}	23,00 ^a	9,32 ^{abc}	8,00 ^{bc}	1,40 ^{ab}	1,80 ^d	23,32 ^{bc}	42,93 ^{cdef}	29,97 ^{de}	27,10 ^{ab}
3	6,15 ^{bcd}	0,62 ^{ab}	4,55 ^{bc}	16,00 ^a	9,57 ^{abc}	12,50 ^{cdef}	1,37 ^{ab}	1,20 ^{bcd}	28,45 ^{cd}	43,44 ^{cdef}	20,07 ^{abcd}	36,48 ^{ab}
4	5,97 ^{bc}	0,67 ^{ab}	3,70 ^{abc}	18,50 ^a	7,37 ^{ab}	9,37 ^{bcd}	1,65 ^{ab}	1,27 ^{cd}	23,12 ^{bc}	52,74 ^f	24,29 ^{bode}	22,96 ^a
5	6,37 ^{cde}	0,68 ^{ab}	4,32 ^{bc}	15,00 ^a	11,50 ^{cde}	12,85 ^{def}	1,95 ^b	0,52 ^{ab}	29,90 ^{cde}	48,69 ^{ef}	16,45 ^{abc}	34,85 ^{ab}
6	6,02 ^{bcd}	0,61 ^{ab}	7,17 ^{de}	19,00 ^a	10,77 ^{bcd}	10,32 ^{bode}	1,50 ^{ab}	0,62 ^{abc}	27,40 ^{cd}	39,61 ^{cdef}	20,34 ^{abcd}	40,05 ^b
7	6,85 ^{fg}	0,56 ^a	2,92 ^{ab}	13,00 ^a	8,95 ^{abc}	6,02 ^{ab}	1,55 ^{ab}	1,47 ^d	18,72 ^{ab}	27,62 ^{abc}	15,29 ^{ab}	57,09 ^c
8	6,62 ^{efg}	0,81 ^{ab}	3,52 ^{abc}	14,00 ^a	14,67 ^e	13,35 ^{ef}	1,87 ^b	1,77 ^d	34,15 ^{def}	42,30 ^{cdef}	20,93 ^{abcd}	36,76 ^{ab}
9	6,40 ^{cdef}	0,95 ^b	5,00 ^{bcd}	14,50 ^a	13,95 ^{de}	15,85 ^{fg}	1,97 ^b	0,80 ^{abc}	36,10 ^{efg}	48,74 ^{ef}	21,46 ^{abcd}	29,80 ^{ab}
10	6,48 ^{cdefg}	0,94 ^b	3,44 ^{abc}	15,00 ^a	14,92 ^e	19,25 ^g	2,70 ^c	1,54 ^d	42,03 ^{gh}	43,91 ^{def}	27,22 ^{de}	28,88 ^{ab}
11	6,87 ^g	0,90 ^{ab}	1,60 ^a	10,67 ^a	25,50 ^f	16,30 ^{fg}	1,10 ^a	0,53 ^{ab}	44,20 ^h	18,11 ^{ab}	14,02 ^a	67,87 ^c
12	5,07 ^a	0,91 ^{ab}	7,37 ^{de}	73,33 ^b	6,16 ^a	2,93 ^a	1,16 ^a	0,70 ^{abc}	16,33 ^a	13,77 ^a	23,33 ^{abcde}	62,89 ^c
13	6,40 ^{cdef}	0,81 ^{ab}	4,17 ^{bc}	20,33 ^a	14,23 ^e	17,03 ^{fg}	1,57 ^{ab}	0,47 ^a	37,33 ^{fg}	33,87 ^{cde}	32,60 ^e	33,50 ^{ab}
14	6,43 ^{cdefg}	0,54 ^a	3,00 ^{ab}	12,67 ^a	10,10 ^{bc}	7,33 ^b	1,53 ^{ab}	2,87 ^e	23,67 ^{bc}	32,15 ^{bcd}	26,61 ^{cde}	41,24 ^b
F	9,504	1,668	5,731	5,559	16,796	9,550	3,463	10,085	13,422	5,271	3,046	7,772
Sig.	0,000	0,110	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,004	0,000

Pastizales: 1 La Mesita, 2 Caserío Teno, 3 Puerto Malo, 4 Roque de La Cruz, 5 La Mulata, 6 Montaña del Vallado, 7 Vallado, 8 Las Cuevas, 9 Matoso, 10 Finca La Siete. **Pastos arbustivos:** 11 Los Carrizales, 12 Ruigómez, 13 El Bueno, 14 Anaga. CE= Conductividad Eléctrica, MO= Materia Orgánica.

Los valores a los que siguen letras distintas presentan diferencias significativas (Test de Tukey, P<0,05).

BIBLIOGRAFÍA

- Foster G.R., Johnson C.B., Moldenhauer W.C. (1982). Hydraulic failure of unanchored cornstalk and wheat straw mulches for erosion control. Trans ASAE 25:940-947.
- Hernández J.M., Mascarel J., Duarte S., Pérez A., Santana J.L., Socorro, A.R. (1980). Interpretación de análisis químicos de suelos, aguas y plantas. CRIDA de Canarias. 143 p.
- López Bermúdez, F., Albaladejo, J. (1990). Factores ambientales de la degradación del suelo en el área mediterránea. En: Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. Albaladejo, J., Stocking, M.A., y Díaz, E. (Eds). CSIC. 15-45.
- MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (1994). Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III. Dirección General de Política Alimentaria. Madrid, España.

SELECCIÓN DE LEGUMINOSAS ARBUSTIVAS SILVESTRES PARA LA REVEGETACIÓN DE SUELOS YESOSOS

E.F. de Andrés, E. Zambrana, D. Martín Lammerding, I. Walter, J.L. Tenorio

INIA, Dpto. Medio Ambiente, Apdo. 8111, 28080-Madrid. parlorio@inia.es

INTRODUCCIÓN

Las características físico-químicas de los suelos de naturaleza yesosa determinan la composición, distribución y crecimiento de las plantas, siendo unos suelos más vulnerables a la erosión por la dificultad de crear una buena cubierta vegetal. En ambientes semiáridos, la revegetación está limitada por la disponibilidad de agua, complicándose en suelos con yesos debido, en gran medida, a su baja capacidad de retención de agua y a un mayor estrés osmótico para las plantas. Las leguminosas arbustivas silvestres, por su capacidad de fijar nitrógeno, son capaces de crecer en terrenos de baja calidad y mejorar las condiciones del suelo (Alegre et al., 2004), estando además adaptadas a condiciones de sequía (de Andrés et al., 1998; 2002). El objetivo de este trabajo es evaluar la potencialidad de 5 especies de leguminosas arbustivas silvestres para la revegetación de suelos de naturaleza yesosa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las leguminosas arbustivas silvestres evaluadas fueron: *Colutea arborescens*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Medicago arborea*, *Medicago citrina* y *Medicago strasseri*. El ensayo se realizó en invernadero y los arbustos se crecieron en tiestos que se llenaron con distintos sustratos: 1) suelo de origen yesoso, recogido en Rivas-Vaciamadrid, Madrid; 2) suelo no yesoso (Alfisol), recogido en Alcalá de Henares, Madrid; y 3) una mezcla a partes iguales de los dos suelos anteriores. Se realizaron 6 repeticiones por tratamiento que se dispusieron al azar en el invernadero. En cada tiesto se pusieron a germinar 10 semillas de los arbustos por tiesto. Regularmente se realizaron conteos de la germinación en cada especie y a los 40 días del inicio del ensayo se dejó una sola plántula por tiesto. A los 150 días desde la siembra se dio por terminado el ensayo y se determinaron los parámetros: altura de los arbustos y producción de biomasa (total y de raíz, tallo y hoja). Los datos fueron analizados estadísticamente por el procedimiento GLM incluido en el programa estadístico SAS y las diferencias significativas entre medias fueron estimadas utilizando el test de Duncan.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La germinación de todas las especies fue significativamente mayor en los sustratos con presencia de suelos con yesos frente a suelos no yesosos.

Al final del periodo de estudio, se observó que el crecimiento en altura fue mayor en los arbustos que crecieron en suelos no yesosos, pero el comportamiento en cuanto a la biomasa producida fue diferente según las distintas especies. Los arbustos del género *Medicago* se caracterizaron por una gran velocidad de crecimiento en todos los sustratos, frente a un ritmo más lento de *C. arborescens* y *D. pentaphyllum*. Después de 150 días de crecimiento, la producción de biomasa fue significativamente menor en los suelos yesosos para los arbustos del género *Medicago*, apreciándose una reducción tanto de la biomasa radicular como aérea. Sin embargo, *C. arborescens* y *D. pentaphyllum* produjeron más biomasa cuando crecieron en suelos con yesos, siendo este incremento debido principalmente a un mayor aumento en la biomasa radicular sin disminuir el crecimiento en biomasa aérea.

CONCLUSIONES

Las leguminosas arbustivas ensayadas son muy interesantes para la revegetación de suelos de origen yesoso, teniendo gran interés como colonizadores iniciales cuando los suelos están desnudos, como en taludes de carretera o en escombreras, para su protección y estabilización frente a los riesgos de la erosión. *C. arborescens* y *D. pentaphyllum* se adaptan mejor a suelos yesosos, pero el rápido crecimiento que muestran los arbustos del género *Medicago* les hacen que sean también muy útiles para la protección de suelos yesosos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado parcialmente a través de proyectos del MEC-INIA (RTA 01-078-C2-1 y RTA2006-00051-00-00). D. Martín Lammerding es becaria predoctoral del INIA.

BIBLIOGRAFÍA

- Alegre J., Alonso Blázquez N., de Andrés E.F., Tenorio J.L., Ayerbe, L. (2004). Revegetation and reclamation of soils using wild leguminous shrubs in cold semiarid Mediterranean conditions: litterfall and carbon and nitrogen returns under two aridity regimes. *Plant and Soil* 263: 203-212.
- de Andrés E.F., Martínez P., Sánchez F.J., Tenorio J.L., Ayerbe, L. (1998). Relaciones hídricas en leguminosas arbustivas del género *Medicago* bajo condiciones de estrés hídrico. In: 4º Simposium Hispano Portugués de Relaciones Hídricas en Plantas. Murcia, Spain. 57-60.
- de Andrés E.F., Martínez Avellano P., Catalán G., Ayerbe L., Tenorio, J.L. (2002). Estudio de los mecanismos de respuesta al estrés hídrico en *Dorycnium hirsutum* y *Dorycnium pentaphyllum*. In: VI Simposium Hispano-Portugués de Relaciones Hídricas en las Plantas Univ. Navarra. Pamplona, Spain. 117-120.

SUPRESIVIDAD A *F. OXYSPORUM* (*F. SP. CUBENSE*) Y SALUD DEL SUELO EN CULTIVOS DE PLATANERA 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 hongo del suelo *Fusarium oxysporum* origina la enfermedad de la platanera que se denomina mal de Panamá, que afecta a los cultivos en Canarias y en otras partes del mundo y para la cual no existen tratamientos definitivos. Por ello se han estudiado distintos parámetros abióticos del suelo que pueden intervenir en su control.

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 pH, Na cambiable (SC), Capacidad Intercambio Catiónico (CIC), Carbono Orgánico Disuelto (COD), Conductividad Eléctrica (CE), Na soluble (SS) y la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) en el extracto 1:2,5. Los métodos utilizados están descritos por Domínguez et al. (2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cook y Baker (1983) definen a los suelos supresivos como aquellos en los que la incidencia de una enfermedad permanece baja a pesar de que las condiciones climáticas, la predisposición de la planta y la presencia del agente patógeno sean las adecuadas. En este sentido, nuestros resultados (Tabla 1) muestran que en aquellas zonas de una misma finca donde no se manifiesta la enfermedad en la planta, los valores de los parámetros físico-químicos estudiados siempre son más elevados en relación con aquellas zonas donde la enfermedad se manifiesta. Esto nos lleva a pensar que un incremento en los valores de estos factores podrían determinar que los síntomas de la enfermedad puedan manifestarse o no.

En una reciente revisión sobre indicadores de salud del suelo a través de descriptores de supresividad a diferentes enfermedades, Janvier et al. (2007) ponen de manifiesto que a pesar de ser la supresividad un indicador de salud del suelo, existe un gran número de parámetros abióticos y bióticos, así como diferentes situaciones de uso y manejo, que constituyen, *per se*, parámetros potencialmente relacionados con la supresividad. En nuestro caso a pesar de que el pH del suelo podría controlar algunas de las propiedades del suelo estudiadas (p.e. a mayor pH, mayor es el contenido en SS, CE, etc.), existen otros como el COD que sin depender directamente del pH, manifiestan la misma tendencia diferenciadora entre las áreas sanas y enfermas.

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

Muestra		pH	CE (mS cm ⁻¹)	SC (mol kg ⁻¹)	CIC (mol kg ⁻¹)	COD (mg kg ⁻¹)	SS (mol l ⁻¹)	RAS (mol kg ⁻¹)
2	E	6,9	0,66	2,7	30,9	11,2	52	1,1
	S	8,0	0,84	2,8	31,1	3,7	84	3,6
3		7,8	0,58	11,6	39,8	7,5	59	2,3
		7,6	0,81	12,2	39,6	6,5	71	2,9
5		6,8	0,43	2,5	22,1	6,5	68	3,3
		7,9	0,67	3,7	26,4	4,2	101	3,9
10		7,8	0,69	2,7	43,3	3,4	93	2,3
		8,0	1,07	2,7	57,0	2,7	104	2,8
11		7,8	0,51	3,8	25,2	3,7	64	3,4
		8,1	0,67	4,2	35,4	2,9	109	5,9

CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores estos parámetros pueden ser utilizados como indicadores de la salud del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Cook R. J., Baker K. F. (1983) The nature and practice of biological control of plants pathogens. Ed. APS Press, St. Paul.
- Domínguez J., Negrín M. A., Rodríguez C. M. (2001). Aggregate water-stability, particle-size and soil solution properties in conducive and suppressive soils to Fusarium wilt of banana from Canary Islands (Spain). Soil Biol. Biochem., 33: 449-455.
- Janvier C., Villeneuve F., Alabouvette C., Edel-Hermann V., Mateille T., Steinberg C. (2007) Soil health through soil disease suppression: which strategy from descriptors to indicators. Soil Biol. Biochem., 39: 1-23.

RECUPERACION DEL PAISAJE DE TIPO “OASIS” EN ÁFRICA NOROCCIDENTAL

Y. El Sayed¹, M. Ramón Barrios²

¹ UNED. C/Alcalde Ángel González n°21. 35600 Puerto del Rosario. anasayedquintero@msn.com

² INIPRO. Casillas del Ángel n°108. 35600, Antigua marramonbarrios@yahoo.es

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de recolección de aguas “water harvesting”, jugaron un papel histórico en la introducción de la agricultura en Fuerteventura desde África a través de los oasis o parajes húmedos que existen en el Sahara Occidental. Nuestro proyecto de recuperación pretende aprovechar estas presas y sistemas de canalización para mantener estos paisajes y contener la desertificación el noroeste africano.

MATERIALES Y MÉTODOS

El perfil de suelo se ha tomado de Fuerteventura y del Sahara Occidental. El régimen de clima es Atlántico semiárido. Los terrenos analizados son campiñas arenoso-arcillosas no cultivadas en los últimos años. La idoneidad del proyecto se ha hecho en base a las características de la vegetación en oasis y parajes húmedos en el desierto. Se han tomado referencias de la literatura sobre el Sahara y Fuerteventura para un estudio histórico-comparativo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La agricultura en el Sahara y en Fuerteventura es actualmente casi nula. Sin embargo, desde tiempo remoto sus llanuras sedimentarias han sido empleadas para el cultivo de cereales (cebada), aprovechando las escasas lluvias mediante sistemas tradicionales de recolección de aguas denominados “gravas” en la zona sahariana, y “gavias” entre los mayoreros: soluciones iguales separadas por escasos kilómetros del Atlántico. Las tribus saharauis abandonan generalmente el terreno después de recoger una pequeña cosecha, mientras que las haciendas mayoreras, que utilizaban estas presas situadas en llanos o en ligera pendiente, han sido mermadas por el progreso. Estas presas o embalses tienen como función, además del regadío, la recarga de los pozos y sus acuíferos. Esto supone la recuperación de los parajes de tipo oasis (ej: el palmeral y los humedales) del desierto del Sahara mediante la infiltración de agua para cultivos.

CONCLUSIONES

Los pozos y manantiales asociados a cultivos en el Sahara occidental y Fuerteventura están cegados por el abandono de la agricultura y la sequía. Se requieren obras de desescombro, limpieza y canalización. La extensión del paisaje de regadío tipo oasis mediante “water harvesting” mejora la infiltración del agua y la fertilización del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Tascón Rodríguez, Catalina (2001). “Cultivo tradicional de cereales en Fuerteventura: el sistema de gavias”. El Pajar: Cuadernos de Etnografía Canaria. N° 10. Agosto 2001. 29-39.
- Manuel Mulero Clemente (1945). Los territorios españoles del Sahara y sus grupos nómadas. Sahara. 154-156.
- Octavio Rodríguez Delgado (2005). Patrimonio natural de la isla de Fuerteventura.
- Emilio Luque Pulgar y Cristóbal Gómez Benito (2004): Medio Ambiente y Sociedad. UNED.

INCREMENTO DE LA DISPONIBILIDAD DE NUTRIENTES TRAS LA APLICACIÓN DE COMPOST DE RESIDUOS URBANOS A LA RECUPERACIÓN DE UN ÁREA INCENDIADA

M. Fernández-Peña*, J.M. Bustillo, C. Rad, C. Olalla, S. González-Carcedo

Grupo de Investigación en Compostaje. Universidad de Burgos, E.P.S., Avda. Cantabria s/n 09006 Burgos. *Autor para la correspondencia: mfpenna@ubu.es

INTRODUCCIÓN

Los suelos en los ecosistemas mediterráneos se ven sometidos con frecuencia a incendios que tienen como consecuencia una reducción drástica de sus niveles de materia orgánica y la pérdida de nutrientes por lixiviación. Asimismo, la pérdida de la cubierta vegetal protectora deja el suelo expuesto a la erosión, lo que conduce a una rápida pérdida de suelo fértil (De Luis et al., 2001). La recuperación de la cubierta vegetal tras un incendio es clave en la minimización del impacto del fuego en los ecosistemas forestales, recuperación que puede ser mejorada mediante la aplicación de residuos orgánicos como son los procedentes del tratamiento de biosólidos urbanos (Caravaca et al., 2002, Martínez et al., 2003) y que contribuye de forma decisiva a un rápido restablecimiento de la vegetación (Larchervêque et al. 2005).

MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente trabajo se realizó la restauración en un área forestal cercana a la ciudad de Burgos (Monte de la Abadesa, 42°19'14" N y 3°41'11" E, localizada a 897 m de altura) con especies de pino resinero (*Pinus pinaster*), pino silvestre (*P. sylvestris*) y pino laricio (*P. nigra*) y que fue afectada por un incendio en otoño de 2004. En la primavera de 2005 se realizó la replantación con ejemplares de pino piñonero (*P. pinea*) a los que se incorporó compost de residuo urbano obtenido en la planta de tratamiento de la ciudad de Burgos. Se realizaron subparcelas de 15 x 9 m con 15 plantones cada una sobre las que se aplicaron diferentes dosis de compost (0, 1.5 y 3 kg y dos formas diferentes de aplicación: en el fondo del hoyo de plantación (forma F) y mezclado con la tierra del hoyo de plantación (forma M), realizando un diseño factorial en bloques con cinco réplicas por tratamiento).

En la primavera de 2006 se tomaron 5 muestras de suelo a dos profundidades: 0-20 cm y 20-40 cm en cada parcela. La mezcla compuesta fue tamizada a 5 mm y sobre ella se determinaron los siguientes parámetros: pH (2,5:1 en agua), conductividad eléctrica, N-NH_4^+ y N-NO_3^- en extracto de KCl 2M y P-PO_4^{3-} en extracto Olsen.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La repoblación realizada mostró una elevada mortalidad media (37%) debido una intensa ola de calor que afectó la zona en Junio de 2005. Aunque sin mostrar diferencias estadísticamente

significativas, mostró una mayor incidencia sobre todo en las parcelas enmendadas con la mayor dosis de compost, probablemente por un incremento en la salinidad. La reposición de marras realizada en 2006 mostró mayores porcentajes de supervivencia y sin diferencias significativas entre las diferentes parcelas, posiblemente por lavado de la mayor parte del contenido de sales solubles del compost. El crecimiento en altura mostró respuesta con la introducción de la enmienda orgánica aunque sin responder de forma estadísticamente significativa con la dosis empleada, no así el crecimiento en diámetro del tronco del árbol que fue ligeramente menor y varió de forma inversamente proporcional a la dosis recibida en los plantones tratados. Los análisis de suelo realizado a dos profundidades muestran que no aparecen diferencias estadísticamente significativas ni en el pH ni en su conductividad eléctrica, posiblemente por lavado de las sales más solubles al cabo de un año de realizada la plantación. Sí es posible encontrar diferencias significativas en la cantidad de nutrientes disponibles, nitratos y fosfatos, presentes en la solución del suelo, donde existe un incremento de su presencia en parcelas enmendadas aunque sin respuesta estadística con respecto a la dosis o la forma de aplicación.

CONCLUSIONES

La aplicación de compost de residuo urbano resulta eficaz a la hora de incrementar el contenido en nutrientes disponibles y el crecimiento de los plantones de una repoblación forestal de una zona afectada por un incendio, si bien se detectaron problemas por incremento de la salinidad del suelo. Las bajas dosis de compost empleados supone que las diferencias sean escasamente significativas con otros factores como la forma de efectuar la mezcla de la enmienda orgánica.

BIBLIOGRAFÍA

- Caravaca F., García C., Hernández M.T., Roldán A. (2002) Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Appl. Soil Ecol.*, 19: 199-208.
- De Luis M., García-Cano M.F., Cortina J., Raventos J., González-Hidalgo J.C., Rafael-Sánchez J. (2001) Climatic trends, disturbances and short-term vegetation dynamics in a Mediterranean shrubland. *For. Ecol. Manag.*, 147: 25-37.
- Martínez F., Cuevas G., Calvo R., Walter I. (2003) Biowaste effects on soil and native plants in semiarid ecosystem. *J. Environ. Qual.*, 32: 472-479.
- Larchevêque M., Montes N., Baldy V., Dupouyet S. (2005) Vegetation dynamics after compost amendment in a Mediterranean post-fire ecosystem. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 110: 24-8.

IMPACTO DE LA ADICIÓN DE ESPUMAS DE CARBONATACIÓN DE AZUCARERA EN UN SUELO ROJO DE LA MANCHA

F.J. García Navarro ^{1,2}, C. J. Sánchez Jiménez ¹, J. A. Amorós ², M. C. Muñoz², S. Bravo ²,
I. García Rodríguez, J. Parras Armenteros ³, R. Jiménez Ballesta ⁴

⁽¹⁾ Unidad de Suelos. Instituto Tecn. Química y Medioambiental (ITQUIMA-UCLM); ⁽²⁾ Esc. Univ. Ing. Tecn. Agrícola. UCLM.; ⁽³⁾ Esc. Univ. Magisterio de Ciudad Real; ⁽⁴⁾ D^o Geología y Geoquímica. Universidad Autónoma de Madrid 28049 Madrid. FcoJesus.Garcia@uclm.es
raimundo.jimenez@uam.es

INTRODUCCIÓN

El posible impacto de los vertidos acumulados de las denominadas espumas de carbonatación de azucarera (residuo procedente del proceso industrial del refinado de la remolacha), sobre suelos dedicados a cultivo de secano, tiene un interés indudable, particularmente si, como sucede, en ocasiones se añaden sobre suelos rojos de gran significado paleoclimático, paleoedafológico y, en general, medioambiental. En este trabajo se evalúa la posible aplicación de estos subproductos al suelo como enmienda, a fin de mejorar las condiciones del medio, su fertilidad y la productividad de los cultivos.



MATERIAL Y MÉTODOS

El trabajo se lleva a cabo sobre un suelo rojo destinado al uso y manejo de cultivos de secano en la zona conocida como *zona de regadío del embalse de “El Vicario”*, (Ciudad Real). Las espumas proceden de la azucarera de Ciudad Real, habiendo sido depositadas durante mas de 20 años. Las determinaciones analíticas se corresponden con las del SCS-USA (1972).

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

En las tablas adjuntas se recogen algunos de los resultados más relevantes que se han obtenido en cuanto a las características texturales, edafoquímicas, mineralógicas y geoquímicas.

De todo ello se deduce que, si bien era de esperar un impacto suficientemente acusado, (como señalan Clark et al. 1998, por efecto del manejo), no parece manifestarse de forma patente, de modo que transcurridos al menos 20 años del aporte, tan solo se ha registrado un incremento en el contenido de

carbonatos, materia orgánica, fósforo y nitrógeno. Consecuentemente las propiedades relacionadas con estas cualidades edáficas se han visto afectadas positivamente. Por otra parte, el pH y la conductividad eléctrica no varían de forma notable. Como conclusión, estas espumas muestran

un efecto final positivo sobre la calidad del suelo, siendo recomendable por lo tanto, se podría recomendar la aplicación de las mismas sobre los suelos.

Horizonte	Grava (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	CaCO ₃ activo (%)	Carbonatos (%)
A _{p1}	5,2	-	-	-	13,6	40,8
A _{p2}	6,2	34,6	41,8	23,6	17,5	43,1
A _{p3}	0,2	-	-	-	17,1	46,3
2B _w	12,2	65,8	11,8	22,9	0,5	3,9
2B _t	15,5	23,9	16,2	59,9	2,8	5,4

Horizonte	H ₂ O (pH)	KCl (pH)	CE (dS/m)	M.O. (%)	N (%)	C/N (%)	K ⁺ (ppm)	P (ppm)
A _{p1}	8,2	7,8	0,33	3,5	0,21	7,4	6,14	7,729
A _{p2}	8,6	8,2	0,26	3,6	0,20	8,2	7,79	8,083
A _{p3}	8,7	8,4	0,31	4,1	0,21	8,5		9,800
2B _w	8,3	7,9	0,29	1,5	0,07	8,0		2,470
2B _t	8,2	7,4	0,36	0,8	0,08	5,9		0,159

Horizonte	Muestra	Cuarzo	Feldespato		Calcita	Filosilicatos	Illita	Caolinita
			Alc	Plag				
A _{p1}	P01 M1	5	5		65	25		
A _{p2}	P01 M2	8	ind		82	10		
A _{p3}	P01 M3	6			84	10		
2B _w	P01 M4	20		Ind		80	65	15
2B _t	P01 M5	5		10	5	80	50	30

Hte	Muestra	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	SO ₃	LOI
A _{p1}	P01 M1	21.85	4.01	1.13	0.02	1.54	21.51	0.08	0.83	0.21	0.36	0.36	48.00
A _{p2}	P01 M2	21.39	3.83	1.51	0.04	1.64	36.92	0.10	0.87	0.26	0.55	0.59	32.17
A _{p3}	P01 M3	3.45	0.78	0.27		1.06	35.34	0.04	0.16	0.04	0.53	0.53	57.76
2B _w	P01 M4	73.42	12.05	4.06	0.06	0.86	0.93	0.14	1.77	0.78	0.19	0.11	5.52
2B _t	P01 M5	47.05	23.17	9.16	0.03	1.12	1.55	0.10	2.00	1.14	0.12	0.07	14.33

BIBLIOGRAFÍA

- Clark M.S., Horwath W.R., Shennan C., Scow K.M. (1998). Changes in soil properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agrn. J.* 90, 662-671.
- SCS-USDA (1972). Soil Survey investigations report n° 1. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples. US. Govt. Printing Office, Washington.

EVOLUCIÓN DE PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN SUELO VITÍCOLA CON CUBIERTA VEGETAL

J. Gil, C. Benitez, A. Mantas

Departamento de Química Agrícola y Edafología. Campus de Rabanales. Edificio Marie Curie 3ª planta.
Ctra. Nal. IVa. Km 396. Universidad de Córdoba. E-mail: qelgitoj@uco.es

INTRODUCCIÓN

Es conocido que las prácticas agrícolas influyen en la variación de las propiedades biológicas, químicas y físicas de los suelos. En el ámbito del empleo en suelos agrícolas de cubiertas vegetales se conoce que ofrecen ventajas respecto de aquéllos con sistemas tradicionales de laboreo mejorando especialmente propiedades relacionadas con los procesos erosivos, en particular la interceptación de la gota de lluvia o el retraso en la formación de costras y, por tanto, de la escorrentía, procesos también ligados a parámetros del suelo como el contenido en materia orgánica y/o su influencia en la estabilidad de los agregados, permeabilidad, etc. En este sentido se aborda este trabajo, cuyo objetivo es comprobar la influencia de una cubierta vegetal en la evolución de determinados parámetros químicos de un suelo vitícola mediterráneo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se lleva a cabo en tres parcelas de viñedo ecológico (P1, P2 y P3) y una de viñedo convencional, que se utiliza como testigo (T), de la D.O.P. Montilla-Moriles (Córdoba, España). La cubierta vegetal compuesta de *Trifolium resupinatum* y *Trifolium balanza* (70%), *Crucifera sp* (29.5%) y *Papaver rhoeas* (0.5%) se estableció a mano, en fajas de 105 cm. que cubren el 60 % de la superficie del viñedo ecológico. En las muestras superficiales de los suelos de las distintas parcelas se determinó según métodos convencionales pH, materia orgánica, nitrógeno total, fósforo asimilable y Ca, Mg, Na y K cambiables durante catorce meses en los que se realizaron 7 muestreos. A los resultados obtenidos se les aplicó un análisis de la varianza ANOVA del paquete estadístico Statgraphics Plus 3.1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestra los valores medios de los parámetros seleccionados. Como puede verse son suelos ligeramente alcalinos y es destacable el incremento de materia orgánica y nitrógeno producido en el viñedo con cubierta, resultados similares a los obtenidos por Murillo et al., 2004; Pastor y Hernández (2005); Moreno et al. 2006), Así mismo, habría que señalar el aumento de Mg y K cambiables, especialmente en las parcelas P1 y P2, lo que concuerda con lo obtenido por Soriano et al., (2001) para suelos con cultivo ecológico.

Tabla 1. Valores medios ($\bar{x} \pm \text{SE}$) de los parámetros analizados.

	pH	M.O. g.kg ⁻¹	N _T g.kg ⁻¹	P ₂ O ₅ mg.kg ⁻¹	Ca cmol.kg ⁻¹	Mg cmol.kg ⁻¹	Na cmol.kg ⁻¹	K cmol.kg ⁻¹
P1	8.4±0.2	17.8±5.6	0.97±0.32	73.0±33.6	42.7±4.60	2.39±0.17	1.53±0.83	2.24±0.61
P2	8.4±0.2	20.2±6.9	1.09±3.34	85.6±52.7	40.6±4.40	1.78±0.27	1.24±0.73	2.24±1.00
P3	8.5±0.2	11.2±1.8	0.58±0.07	33.5±11.6	37.8±5.10	1.16±0.11	1.06±0.49	0.93±0.20
T	8.6±0.3	10.4±0.2	0.57±0.07	73.9±12.2	39.4±4.7	1.32±0.08	1.07±0.58	0.99±0.16

Finalmente, se ha realizado un análisis de varianza, cuyos resultados relativos al factor “cubierta vegetal”, que de los empleados es el que manifiesta niveles de confianza superiores al 99 % (tabla2), indica que la variación de pH, materia orgánica, nitrógeno y magnesio y potasio cambiables se relaciona con la implantación de la cubierta vegetal.

Tabla 2. Valores de F-ratio y P-value de la varianza para cubierta vegetal

	pH	M.O.	N _T	P ₂ O ₅	Ca	Mg	Na	K
F-ratio	15.84	16.94	00.11	19.74	5.96	1840.63	1.28	90.36
P-value	0.0073	0.0062	0.9463	0.0044	0.504	0.0001	0.3018	0.0001

CONCLUSIONES

La implantación de la cubierta vegetal en el viñedo ecológico objeto de estudio incrementa significativamente los niveles de materia orgánica, nitrógeno, magnesio y potasio cambiables.

BIBLIOGRAFÍA

- Murillo, J.M.; Moreno, F.; Girón I.F. y Oblitas, M. I. (2004). Conservation tillage: long term effect on soil and crops under rainfed conditions in south-west Spain. *J. Agr. Res* 2:35-43
- Moreno, F. Murillo, J.M., Pelegrín, F y Girón, I.F. (2006). Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO₃. *Soil Till. Res.* 84:86-93
- Pastor, J. y Hernández, A. J. (2005). Plant covers for the conservation management of a dry farmed olive and vine orchards on the arid degraded soils of central Spain. *Cong. Int. Agr. Conserv.* 567-572.
- Soriano, M.D., Cervera, P., Lloret, I. y Boluda, R. 2001. Seguimiento bianual de las propiedades de los suelos bajo cultivo ecológico y convencional en la comarca de L'Horta (Valencia). *V Jornadas Técnicas: El agua y la agricultura. Gestión ecológica de un recurso crítico*. Mallorca. España.

MARCADORES BIOGEOQUÍMICOS DE RECUPERACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR INCENDIOS FORESTALES

J.A. González-Pérez¹, R. González-Vázquez¹, A. Rodríguez-Rodríguez², C.D. Arbelo², J.M. de la Rosa-Arranz¹, F.J. González-Vila¹

1) Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC). Avda. Reina Mercedes, nº 10, 41012 Sevilla (España). jag@irnase.csic.es

2) Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Fco. Sánchez, s/n, 38204 La Laguna, Tenerife (España).

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales producen importantes impactos ecológicos y ambientales derivados en parte de efectos a corto y medio plazo sobre las propiedades físicas, químicas y sobre la composición, propiedades y dinámica de la materia orgánica de los suelos (MOS) (González-Pérez et al., 2004). Estos efectos inducen el deterioro de la salud y calidad del suelo así como la aparición de procesos erosivos (Arias et al., 2005). En España se han estimado tasas muy altas de erosión después de los incendios forestales ($\approx 100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) aunque en unos 2 a 10 años estos valores decrecen hasta alcanzarse una situación cercana a la original (Cerdá, 2004). Así, los suelos quemados vuelven a recuperar sus propiedades iniciales, su erodibilidad se reduce y su funcionalidad se recupera de forma natural. El objetivo principal de este trabajo es la identificación de marcadores biogeoquímicos indicadores de la recuperación de suelos afectados por incendios forestales. Concretamente, el trabajo se basa en el estudio de los lípidos, que constituyen la fracción más lábil de la MOS y por tanto la más sensible a diversos impactos ambientales, incluido la acción del fuego

MATERIALES Y MÉTODOS

Se han seleccionado una variedad de escenarios, incluyendo diferentes tipos de suelos bajo distintas cubiertas vegetales de Andalucía y Canarias, afectados por incendios durante los pasados 10 años. En todos ellos se han estudiado los cambios producidos en los lípidos del suelo. Éstos fueron aislados con $\text{CH}_2\text{Cl}_2/\text{MeOH}$ (3:1) y separados en subfracciones ácidas y neutras, las cuales fueron derivatizadas para su estudio por cromatografía de gases-espectrometría de masa (GC/MS).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las diferencias más significativas se encontraron en los patrones de distribución de compuestos alquílicos. Con el fuego se observa un aumento de la proporción de *n*-alcanos y *n*-alquenos con número par de C a expensas de los de número impar de C así como un aumento de la proporción de homólogos de bajo peso molecular, posiblemente debido a roturas de cadenas largas, generalmente con alguna insaturación (“cracking”). También se observa que la proporción entre los ácidos grasos mono insaturados oleico ($\text{C}_{18:1}$) y palmitoléico ($\text{C}_{16:1}$) tiende a disminuir en los suelos quemados, lo que puede estar indicando la existencia de reacciones oxidativas de rotura del ácido oleico en presencia de ozono (Metzger y Bornscheuer, 2006) en los suelos durante el

incendio. Asimismo, en los suelos afectados por incendios se observan mayores proporciones de ácidos grasos de bajo peso molecular (Fig.1).

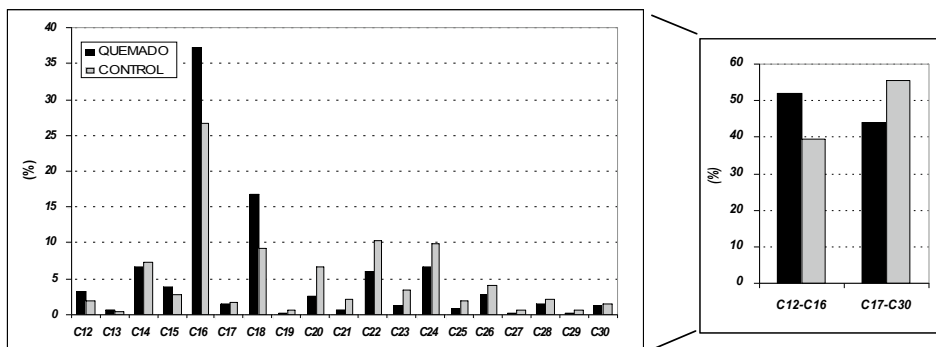


Figura 1. Distribución de ácidos grasos en un suelo quemado y otro control bajo castaño

CONCLUSIONES

A partir del estudio de distintas familias de compuestos se proponen indicadores de la acción del fuego y de la recuperación de los suelos. Ejemplos de indicadores son las razones de ácidos grasos $\text{C}_{12}\text{-C}_{16} / \text{C}_{17}\text{-C}_{30}$ (Fig. 1) ó $\text{C}_{18:1} / \text{C}_{16:1}$ con valores de 1.77 ± 0.26 en suelos quemados y de 3.26 ± 1.68 en suelos control, o la proporción $\text{C}_{\text{impar}} / \text{C}_{\text{par}}$ para alcanos o alquenos. La ventaja de estos indicadores es que se basan en moléculas orgánicas sencillas, presentes en todo tipo de suelos, que responden al efecto del fuego y que son responsables, en parte, de los impactos negativos de éste, como la erodibilidad de los suelos. Es necesario validar y ajustar los indicadores propuestos mediante un seguimiento de los suelos a lo largo del tiempo, apoyando también el trabajo con experimentos bajo condiciones de laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- Arias M.E., González-Pérez J.A., González-Vila F.J., Ball A.S. (2005). Soil health - a new challenge for microbiologists and chemists. *Int Microbiol* 8 (1): 13–21.
- Cerdá A. (2004). *Geophysical Research Abstracts*, 6, 07193.
- González-Pérez J.A., González-Vila F.J., Almendros G., Knicker H. (2004). The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environ. Int.* 30: 855– 870.
- Metzger J.O., Bornscheuer U. (2006). Lipids as renewable resources: current state of chemical and biotechnological conversion and diversification. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 71: 13–22.

EFFECTO A LARGO PLAZO DE LA APLICACIÓN DE SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA VITIVINÍCOLA SOBRE LA FORMACIÓN DE SUSTANCIAS HÚMICAS Y LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL EN SUELOS DE VIÑEDO

**Z. Hernández ¹, J.A. López-Pérez ², A. Piedra Buena ³, M.R. González López ⁴,
M.A. Díez-Rojo ⁵, A. Bello ⁶, G. Almendros ⁷**

¹ Dpto Ecología, Univ. Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, Madrid zulimar.hernandez@alu.uah.es

² Centro Experimentación Agraria Marchamalo, c/Extramuros s/n, 19180 Guadalajara
jalopezp@jccm.es

³ Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano 115B, 28006 Madrid
piedrabuena@ccma.csic.es

⁴ Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano 115B, 28006 Madrid
mrosaglopez@ccma.csic.es

⁵ Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano 115B, 28006 Madrid
diez.rojo@ccma.csic.es

⁶ Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano 115B, 28006 Madrid
antonio.bello@ccma.csic.es

⁷ Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano 115B, 28006 Madrid
humus@ccma.csic.es

INTRODUCCIÓN

El considerable volumen de subproductos generados por la industria vitivinícola (vinazas) plantea la necesidad de su eliminación y/o reutilización, existiendo diversas alternativas para ello, entre las que se incluye su empleo como enmienda orgánica para la restitución de las propiedades físicas y la fertilidad de los suelos. Este estudio profundiza en el efecto a largo plazo de la aplicación de vinazas sobre las propiedades físicas y la materia orgánica (MO) del suelo, con especial atención a su contribución en la resistencia frente a la erosión y mineralización acelerada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un estudio en viñedos sobre un Calcisol Pétrico (provincia de Ciudad Real), con puntos de muestreo en: A) calles con cinco años de tratamiento reiterado con vinazas, B) cepas en el borde de la calle, y C) control. Se tomaron cuatro muestras por parcela (A, B, C) para realizar los análisis físicos: retención hídrica a diferentes presiones negativas, permeabilidad y estabilidad de agregados por los métodos de Feodoroff y *mean weight diameter* (MWD), y químicos: pH, elementos asimilables y fracciones húmicas de la MO. Los ácidos húmicos (AHs) fueron caracterizados por espectroscopias derivatográficas visible e infrarroja (Almendros y Sanz, 1992).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los incrementos (> 100%) en la permeabilidad y estabilidad de agregados sugieren que se produce una fijación de la MO originalmente soluble al suelo, incrementando el %C de 0,4 a 1,8 g kg⁻¹. El análisis de la MO indicó un aumento en la concentración de AHs tras la aplicación de enmiendas líquidas (× 10), lo que es importante destacar puesto que las vinazas estaban constituidas en un 70% por materia soluble comparable a los ácidos fúlvicos.

Los espectros infrarrojos de los AH de la parcela A indican residuos de amidas (1640, 1540 cm⁻¹), aromáticos (1620, 1510 cm⁻¹) y de carbohidrato (1030 cm⁻¹). Éstos se asemejan a los espectros de residuos de fermentación con levaduras, lo que coincide con la presencia del pico δ CH₂ a 1370 cm⁻¹, típico de peptidoglicanos (Naumann *et al.*, 1982). En las parcelas B y C se observa un patrón más característico de metoxifenoles, que indica acumulación de ligninas y suberinas en diferente grado de oxidación (carboxilos a 1720 cm⁻¹). La segunda derivada de los espectros visibles mostró intensos valles sobre 530, 570 y 620 nm, coincidentes con las absorciones de cromóforos quinónicos típicos del metabolismo fúngico (Valmaseda *et al.*, 1989), ausentes en las vinazas, cuya intensidad (C>B>A) actúa como descriptor cuantitativo de la medida en que el suelo ha recibido aportes de MO.

CONCLUSIONES

Los resultados indican el interés de la aplicación de vinazas en el suelo, por cuanto experimentan intensos procesos de insolubilización que incrementan la estabilidad de su estructura. Aunque el efecto sobre la retención hídrica del suelo fue poco significativo debido a su textura arenosa, se observó un incremento (> 100%) de la permeabilidad al agua, que pone de manifiesto una mayor resistencia a los efectos adversos de la escorrentía superficial. La caracterización molecular de los AH revela una alta proporción de amidas y carbohidratos parcialmente deshidratados en las zonas donde se aplican las vinazas, sugiriendo acumulación de productos de condensación azúcar-amina (Ellis, 1959). Éstos explicarían la estabilización precoz de las formas solubles de C mediante procesos abióticos favorecidos por catalizadores minerales y por la desecación periódica del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Almendros G., Sanz J. (1992). A structural study of alkyl polymers in soil after perborate degradation of humin. *Geoderma* 53, 79–95.
- Ellis G.P. (1959). The Maillard reaction. *Adv. Carbohydr. Chem.* 14, 63–134.
- Naumann D., Barnickel G., Bradaczek H., Labischinski H., Giesbrecht P. (1982). Infrared spectroscopy, a tool for probing bacterial peptidoglycan. Potentialities of infrared spectroscopy for cell wall analytical studies and rejection of models based on crystalline chitin. *Eur. J. Biochem.* 125, 505–515.
- Valmaseda M., Martínez A.T., Almendros G. (1989). Contribution by pigmented fungi to P-type humic acid formation in two forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 21, 23–28.

IMPACTO DE LA ADICIÓN DE MATERIAL CALCÁREO EN PISTAS FORESTALES SOBRE SUELOS ÁCIDOS

A. Jordán, L. Martínez-Zavala, I.A. Gómez, D.P. Sánchez

Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola (Universidad de Sevilla). ajordan@us.es

INTRODUCCIÓN

Desde hace tiempo se conoce la influencia de los caminos y pistas forestales sobre el entorno ecológico (Forman & Alexander, 1998; Spellerberg, 1998). La existencia de pistas forestales recubiertas con materiales calcáreos (calcarenitas y biocalcarenitas) sobre sustratos ácidos en el P.N. Los Alcornocales lleva a pensar en el impacto sobre una vegetación fundamentalmente acidófila. Es necesario conocer si el material calcáreo utilizado para recubrir el terreno tiene un impacto en el área de borde de las pistas. Además, la modificación del trazado de las mismas y la necesidad de restauración del paisaje y vegetación natural crean dudas acerca de si es conveniente enterrar el material calcáreo con áridos del entorno o retirarlo completamente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 9 muestras de suelo del área de estudio y se les añadieron cantidades crecientes de CaCO_3 , de modo que por cada muestra original se obtuviesen cinco réplicas con 0.0, 3.5, 7.0, 10.5 y 14.0 % de CaCO_3 . Las muestras se mantuvieron en una cámara de ventilación a temperatura constante (25°C). La humedad se mantuvo constante, en torno al 50-60 % de la capacidad de campo, realizando riegos con agua desmineralizada. Al cabo de seis semanas se analizó el contenido en Ca, P, Mg, Na, K, Fe, Mn, Cu, Zn y la capacidad de intercambio catiónico en las muestras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El aumento de Ca asimilable se debe en su mayor parte a la adición de CaCO_3 , de manera que no se puede diferenciar estadísticamente en qué proporción este efecto se debe al aumento de su solubilidad o a la solubilización de los carbonatos. El Mn asimilable en el suelo aumenta con el pH ($r=0,38$; $p<0,05$), pero este incremento es mucho mayor en el caso de las muestras con mayor contenido en materia orgánica ($r=0,45$; $p<0,05$) frente a las de menor contenido ($r=0,89$; $p<0,05$), posiblemente por la liberación de una gran cantidad de Mn retenido en los compuestos orgánicos (Lucas & Davis, 1961). El Cu asimilable aumenta de manera apreciable ($r=0,52$; $p<0,05$), sin que se haya podido explicar completamente este comportamiento. Diversos autores han llegado a conclusiones distintas sobre el comportamiento del Cu en relación con la acidez, por lo que parecen necesarias nuevas investigaciones en esta línea. En cualquier caso, su solubilidad en suelos forestales ácidos depende estrechamente de la solubilidad de los compuestos orgánicos (Tyler, 1981), más que de la variación del pH del suelo.

Tanto K como Fe y P disminuyeron su solubilidad por distintas razones. En el caso del K, la relación con el pH es negativa ($r=-0,71$; $p<0,05$) y el equilibrio parece desplazarse hacia el complejo de cambio. El Fe asimilable desciende al elevar el pH por encima de 7 ($r=0,62$; $p<0,05$). Las causas de este descenso son conocidas y la opinión de los investigadores se muestra unánime en este sentido. El P disminuye al elevar el pH ($r=-0,51$; $p<0,05$). El P puede formar sales insolubles con Ca a pH básico, lo que parece el principal factor que contribuye a su insolubilización. El Mg ($r=0,11$; $p<0,05$) muestra, a la inversa del comportamiento del K, un desplazamiento desde el complejo de cambio a la solución del suelo. El Zn no posee una relación clara con el incremento de pH ($r=0,10$; $p<0,05$), pero se comporta de diferente forma en muestras con diferente contenido en materia orgánica. Es posible que en las muestras ricas en materia orgánica el Zn quede retenido por los compuestos orgánicos, ya que su contenido asimilable disminuye ($r=-0,38$; $p<0,05$) en estos casos. El Na no muestra ninguna tendencia y no parece verse influido por la adición de CaCO_3 al suelo.

CONCLUSIONES

El ensayo muestra la modificación del equilibrio de nutrientes realizado en un suelo fuertemente ácido tras el recubrimiento de caminos con materiales calcáreos. El incremento del pH en los suelos estudiados supone el incremento de Ca, Mn y Cu asimilables en el suelo, así como la disminución de K, Fe y P. Este hecho plantea la necesidad de retirar completamente el recubrimiento calcáreo en áreas de protección del parque, así como la conveniencia de utilizar otros materiales alternativos en el futuro.

BIBLIOGRAFÍA

- Forman R.T.T., Alexander L.E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29:207-231.
- Lucas R.E., Davis J.F. (1961). Relationships between pH values of organic soils and availability of 12 plant nutrients. *Soil Science* 92:177-182.
- Spellerberg I.F. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecol. Biogeogr.* 7:317-333.
- Tyler G. (1981). Leaching of metals from the A-horizon of a spruce forest soil. *Water, Air and Soil Pollution* 15:353-369.

CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN SUELO AGRÍCOLA ÁCIDO TRAS LA ADICIÓN DE UN RESIDUO VITIVINÍCOLA

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

¹ Área de Edafología e Química Agrícola. Depto. de Biología Vexetal e Ciencias do Solo. Facultade de Ciencias de Ourense, Universidade de Vigo. As Lagoas s/n, 32004 Ourense, España. edjuanca@uvigo.es

INTRODUCCIÓN

España es el tercer país del mundo en producción de vino (FAOSTAT, 2006). Los procesos de vinificación generan cantidades importantes residuos. El manejo y la gestión de estos residuos adquieren gran relevancia ya que, pueden constituir un coste elevado para los productores y un riesgo ambiental en caso de una gestión inadecuada. La adicción de los residuos de vinificación al suelo puede constituir la alternativa de gestión más económica. Para ello es necesario investigar los efectos que puede causar a las propiedades del suelo, en especial las dosis adecuadas para aplicarlo como fertilizante, evitando problemas de degradación de la calidad del suelo a largo plazo. Este trabajo evalúan los cambios en las propiedades químicas de un suelo agrícola ácido como consecuencia de la adición de un residuo vitivinícola. Además, se estudia la respuesta del cultivo de una planta herbácea en invernadero al aporte de este residuo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La perlita se utiliza para filtrar el mosto de la uva previamente a su fermentación, originando lo que denominaremos “residuo perlítico” (RP). Diferentes cantidades de este residuo, seco al aire y tamizado por un tamiz de 1 mm, se añadieron a macetas que contienen 1 kg de suelo (< 2mm) procedente de un suelo granítico (Regosol arénico). Las adiciones empleadas equivalen a dosis de 1, 2, 5, 10, 20 y 30 Tm ha⁻¹. Cada tratamiento se lleva a cabo por cuadruplicado. En cada una de las 24 macetas se sembraron 150 semillas de *Lolium multiflorum*, que se cultivaron en un invernadero durante 40 días. Tras ese periodo, en las muestras de suelo determinaron el pH, las concentraciones de cationes básicos intercambiables y la distribución de formas de Cu. Se determinó el efecto de la dosis de RP sobre el porcentaje de germinación de las semillas y la producción de biomasa aérea y radicular de *Lolium multiflorum*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo empleado para la elaboración de las macetas es ácido (pH en agua 4.9), pobre en C (0.5 %), con un complejo de intercambio catiónico desaturado (suma de bases <0.5 cmol_c kg⁻¹) y dominado por el Al y un nivel de P asimilable de 95 mg kg⁻¹. El residuo perlítico (RP) presenta un pH en agua de 9.1 y muestra, respecto al material original del que procede, un importante enriquecimiento en C (21 %), en N (2.5 %), en P asimilable (534 mg kg⁻¹) y en cationes básicos,

especialmente K que llega en RP hasta el 10.6 %. En el residuo también destacan los niveles de Cu total que llegan a los 582 mg kg⁻¹, siendo un 88 % del mismo soluble en agua.

El pH en agua aumentó con la dosis de residuo, llegando hasta 7.0-7.2 para la dosis más elevada. Los contenidos de Na, Ca y Mg cambiables presentaron valores entre 0.5-1 cmol_c kg⁻¹, que disminuyeron con el aporte de RP. Debido a la elevada concentración de K en el residuo, cuando el aporte de RP es superior a 10 Tm ha⁻¹, el K intercambiable pasó de 0.1 cmol_c kg⁻¹ a ser el cation mayoritario, llegando a 3.3 cmol_c kg⁻¹ cuando la dosis de residuo es de 30 Tm ha⁻¹. La distribución de Cu en los suelos de las macetas refleja un predominio de la fracción de Cu asociado a la materia orgánica, mientras que los niveles de Cu soluble son inapreciables.

En cuanto a la respuesta del cultivo, los porcentajes de germinación tras 11 días de cultivo aumentan hasta el 40 % cuando el aporte de residuo es inferior a 5 Tm ha⁻¹, disminuyendo para dosis mayores. Los ensayos de germinación realizados en placa mostraron que los extractos acuosos del residuo reducen el porcentaje de germinación respecto al agua destilada. La producción de biomasa aérea y radicular máxima se obtuvo a con una dosis de a 2 Tm ha⁻¹. Las concentración de Cu total en la biomasa aérea y radicular aumentaron con la dosis de residuo añadida a al suelo.

CONCLUSIONES

La adición de residuos vitivinícolas a un suelo ácido provoca un notable aumento del pH, mientras que el enriquecimiento en K podría desencadenar desequilibrios nutricionales. Los elevados niveles de Cu soluble en agua del residuo disminuyen por la complejación con la materia orgánica del suelo. No obstante, una intensiva aplicación de estos residuos al suelo podría ser potencialmente tóxica para cultivos más sensibles a la acumulación de Cu que la vid. Finalmente, dosis muy elevadas de residuo afectan negativamente a la tasa de germinación y al desarrollo de la especie herbácea empleada.

BIBLIOGRAFÍA

- F.A.O. (2006). FAOSTAT. On-line and multilingual database currently covering international statistics. <http://faostat.fao.org/faostat/default.jsp>.

EFFECTO DE LA FERTILIZACIÓN MINERAL Y ORGÁNICA SOBRE EL CONTENIDO DE FÓSFORO EN MÍNIMO LABOREO

J. Paz Ferreiro, E. Vidal Vázquez

Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. Zapateira, 15071 Coruña. evidal@udc.es

INTRODUCCIÓN

La adición de enmiendas orgánicas al suelo es una práctica habitual en Galicia, en donde se ha generalizado el abonado con residuos orgánicos líquidos, sobre todo en las zonas con mayor carga ganadera. El abonado orgánico mejora la fertilidad y la estabilidad de la estructura del suelo. Igualmente, los sistemas de laboreo de conservación incrementan el contenido en materia orgánica del horizonte superficial, contribuyendo a la mejora de las propiedades físicas químicas y biológicas del mismo.

El abonado y el laboreo de conservación, suelen dar lugar a una acumulación de fósforo que puede superar los umbrales óptimos para la producción. Numerosos estudios han puesto de manifiesto la dependencia entre el contenido de fósforo en la superficie del suelo y su concentración en la escorrentía y los sedimentos durante los eventos de erosión hídrica (Sharpley and Tunney, 2000; Bertol et al., 2007). La fertilización y el manejo del suelo son, por tanto, dos variables clave para determinar las pérdidas de fósforo en los procesos de erosión y el riesgo de eutrofización. En este trabajo se estudia el contenido en fósforo tras la adición durante dos años de diferentes dosis de residuo orgánico líquido y una dosis estándar de abono mineral.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevó a cabo un ensayo experimental en el término municipal de A Pastoriza, provincia de Lugo bajo condiciones climáticas templado-húmedas y cultivo de maíz y cereal de invierno en rotación (Vidal et al., 2007). Las parcelas se ubicaron en un suelo de textura franca. El ensayo comenzó en la primavera de 2004. Los datos presentados en este trabajo corresponden a un muestreo realizado en junio de 2006. Se aplicaron tres dosis de abono orgánico líquido de 30, 60 y 90 m³ ha⁻¹ y el testigo se fertilizó con abono químico a razón de 100 kg ha⁻¹ de P₂O₅. En todos los sistemas de abonado el sistema de manejo fue la siembra directa, que se efectuó siguiendo dos subtratamientos: descompactación previa con subsolador o ausencia de la misma (Vidal et al., 2007).

Se tomaron muestras a las profundidades de 0 a 5 cm, 5 a 10 cm, 10 a 20 cm y 20 a 40 cm. La extracción de P se efectuó mediante la solución Mehlich 3 y la determinación se llevó a cabo por espectrofotometría.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En todos los tratamientos estudiados, incluyendo el testigo con abono mineral se puso de manifiesto que las muestras tomadas en superficie (0-5 cm) presentaban un mayor contenido en

fósforo, así como un importante gradiente de este elemento entre los sucesivos niveles muestreados (Figura 1).

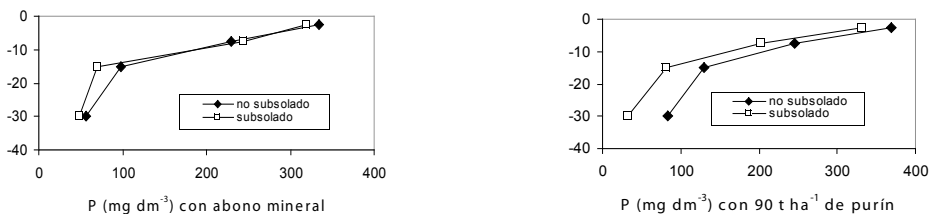


Figura 1.- Distribución en profundidad del contenido en fósforo en el tratamiento con abono mineral y con la dosis de 90 t ha⁻¹ de purín.

El contenido medio de fósforo en superficie (0-5 cm) osciló entre 290 y 332 mg dm⁻³ en los tratamientos no subsolados y entre 335 y 369 mg dm⁻³ en los tratamientos subsolados, poniéndose de manifiesto que las diferencias entre el sistema de manejo, con o sin subsolado previo eran significativas ($P < 0.05$). Sin embargo las diferencias entre los cuatro tratamientos con distinta dosis y tipo de fertilizante no siempre fueron significativas, lo que se puede atribuir a procesos de pérdida de P como la extracción por la cosecha, los procesos de mineralización o la erosión.

CONCLUSIONES

Tanto el abonado mineral como la fertilización con residuos orgánicos líquidos originaron una acumulación excesiva de fosfato en la superficie del suelo bajo siembra directa. El subsolado previo mitigó los niveles excesivos de fósforo en superficie.

BIBLIOGRAFÍA

- Bertol I, Engel, F. L. Mafra, A. L., Bertol, O. J., Ritter, S. R. (2007). Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. *Soil & Tillage Research*, 94: 142-150.
- Sharpley A. N., Tunney H. (2000) Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of Environmental Quality*, 29:176-181.
- Vidal E, Abreu C. A, Souto F, Dafonte, J. (2007). Efecto de la adición de purín sobre el fósforo disponible determinado mediante tres métodos. In: *Tendencias actuales de la ciencia del suelo*. Bellinfante, N., Jordán, A. (Eds.) Technographic, S. L. Sevilla. 482-489.

DESORCIÓN DE METALES PESADOS EN SUELOS MINEROS ENMENDADOS CON MATERIA ORGÁNICA

J. Pérez-Esteban¹, A. Martínez-González², A. Moliner², A. Masaguer², C. Escolástico¹

¹ Dpto. Química Orgánica y Bio-Orgánica. UNED. jpereze@ccia.uned.es

² Dpto. Edafología. UPM. ana.moliner@upm.es

INTRODUCCIÓN

La fitorremediación es una técnica que puede ser adecuada para la descontaminación de suelos en los que se ha desarrollado una importante actividad minera. En estos suelos, pobres en cobertura vegetal, la aplicación de enmiendas orgánicas no sólo puede ayudar a mejorar su fertilidad y evitar la erosión, sino que también puede modificar la biodisponibilidad de los metales al afectar a las propiedades del suelo. Para ello se estudia, mediante la elaboración de isotermas de desorción, el comportamiento de varios metales pesados ante diferentes tipos de enmiendas orgánicas y con distintas dosis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos estudiados se muestrearon en zonas mineras de la Comunidad de Madrid, una en El Cuadrón (blenda) y otra en Garganta de los Montes (cobre). Ambos suelos fueron enmendados con abono orgánico comercial a base de estiércoles de oveja y caballo, en dosis equivalentes a 30 y 60 Mg/ha de materia orgánica seca. Otra enmienda se realizó, con las mismas dosis, con un sustrato orgánico elaborado con mezcla de cortezas de pino compostadas, fibra de madera y turba rubia.

Las isotermas de desorción se determinaron por triplicado mediante 16 extracciones consecutivas, utilizando CaCl_2 0,005 M y relación solución:suelo de $2 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, agitando 4 horas, centrifugando 10 minutos y filtración final. En los extractos obtenidos se determinó el pH y la concentración de Zn, Cu, Cd, Ni y Pb mediante espectrometría de absorción atómica. Para conocer la cantidad total de metal adsorbido, se realizaron 10 extracciones sucesivas con una concentración de sal y cantidad de extractante mayor (CaCl_2 0,1 M y $25 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$), este dato será el de referencia para considerar la cantidad máxima de metal adsorbido en la fase sólida del suelo natural.

RESULTADOS Y DISCUSION

Las dosis de materia orgánica aplicadas, en ambos suelos y enmiendas, no alteraron la movilidad del Zn en el suelo. Si bien sí afectó al pH inicial de los suelos, y por ello la proporción de metal desorbida fue bastante mayor al aplicar sustrato de corteza de pino (pH de 5,7) en comparación con la aplicación de estiércol (pH de 9,4). En los suelos procedentes de El Cuadrón, con mayor cantidad inicial de metal adsorbido y menor pH, se obtiene un mayor porcentaje de desorción de metal. Sin embargo sobre cada mezcla, a lo largo de las sucesivas extracciones, no se observaron cambios importantes de pH en los extractos.

Por su parte el Cu, que presenta menor movilidad a pH's más bajos que el Zn, se encuentra muy poco disponible en las muestras analizadas. No se aprecia relación entre el pH inicial y la cantidad de Cu desorbida, ni tampoco con la cantidad de materia orgánica aportada. Aunque en todos los tratamientos la cantidad de Cu desorbida fue baja, dicha desorción fue menor en las mezclas con enmiendas orgánicas que en los suelos naturales sin enmendar.

Las isothermas de desorción obtenidas para ambos metales se ajustaron bien a las ecuaciones de Langmuir y de Freundlich ($r^2 > 0,99$), excepto las correspondientes a la desorción de Zn en las mezclas de suelo de Garganta con estiércol y las desorciones de Cu, tanto en el suelo natural como en el mezclado con sustrato de corteza de pino. En las muestras correspondientes a Garganta, dada la escasa cantidad de metal desorbido, se considera un tiempo insuficiente de equilibrio que no permite obtener resultados concluyentes.

CONCLUSIONES

En los suelos contaminados ensayados con enmienda orgánica, el pH es el factor que más influye en la dinámica de desorción de los metales pesados, enmascarando el efecto producido por la aportación de cantidades crecientes de materia orgánica al suelo. Esto plantea la necesidad de ajustar el pH inicial de las mezclas para poder evaluar la aplicación de diferentes enmiendas orgánicas y las distintas dosis. Así mismo, el tiempo entre cada extracción debe incrementarse para lograr un mejor equilibrio, principalmente en las primeras extracciones.

BIBLIOGRAFÍA

- Guo G., Zhou Q., Ma L.Q. (2006). Availability and assessment of fixing additives for the in situ remediation of heavy metal contaminated soils: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 116: 513-528.
- Molina Millán I., Fitz W.J., Unterbrunner R., Wenzel W.W. (2005). Desorption isotherms for modeling rhizosphere processes. *Rhizosphere 2004 - Perspectives and Challenges - A Tribute to Lorenz Hiltner*, 12-17 Septiembre, 2004, München.
- Wenzel W.W., Molina Millán I., Fitz W.J., Unterbrunner R. (2005). Comparison and methods for nickel desorption isotherms. *8th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (8th ICOBTE)*, 3-7 Abril, 2005, Adelaide, Australia.

ANÁLISIS FACTORIAL DEL EFECTO DE SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA AZUCARERA SOBRE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DE SUELOS HORTÍCOLAS

A. Piedra Buena ¹, M.A. Díez-Rojo ², A. López-Pérez ³, M.R. González-López ⁴, A. Bello ⁵, G. Almendros ⁶

¹ Centro de Ciencias Medioambientales CSIC, Serrano 115B, 28006 Madrid a.piedrabuena@ccma.csic.es

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

³ Centro Experimentación Agraria Marchamalo, c/Extramuros s/n, 19180 Guadalajara jalopezp@jccm.es

⁴ Centro de Ciencias Medioambientales CSIC, Serrano 115B, 28006 Madrid mrosaglovez@ccma.csic.es

⁵ Centro de Ciencias Medioambientales CSIC, Serrano 115B, 28006 Madrid antonio.bello@ccma.csic.es

⁶ Centro de Ciencias Medioambientales CSIC, Serrano 115B, 28006 Madrid humus@ccma.csic.es

INTRODUCCIÓN

La aplicación al suelo de subproductos agrícolas e industriales como alternativa a la fertilización mineral puede mejorar sus propiedades físicas, tales como la retención hídrica y la estabilidad de la estructura, las cuales determinan una mayor resistencia a la erosión. Sin embargo, los efectos positivos obtenidos mediante estas prácticas suelen ser muy variables en función de los tipos de suelo, puesto que dependen de una compleja interacción de factores que influyen tanto en la transformación biofísico-química de la enmienda en suelo como en su efecto residual a largo plazo. En el presente trabajo se analizan los factores que condicionan los efectos de la aplicación de subproductos líquidos (vinazas) de la industria azucarera, con especial referencia a su efecto en la estabilidad de agregados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo sobre suelos hortícolas bajo invernadero, en el Centro de Experimentación Agraria de Marchamalo (provincia de Guadalajara), aplicando un diseño factorial 2³ (Box et al., 1978; Almendros, 1989). Se estudiaron efectos principales e interacciones entre dos niveles de tres variables independientes: profundidad del perfil de suelo (0_20, 20_40 cm), aplicación (1,5 dm³ · m⁻²)_o no_de vinazas de la industria azucarera, y uso_o no_de cubiertas de polietileno, con dos réplicas. Las variables dependientes determinadas en el experimento fueron el contenido total y composición de la materia orgánica, la estabilidad de los agregados (*mean weight diameter*, MWD) y la retención hídrica (*water holding capacity*, WHC).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se establecieron dos grupos afectados por similares efectos e interacciones, en función de la magnitud de los coeficientes que definen las superficies de respuesta para cada variable dependiente (letras minúsculas). Un grupo estaría constituido por *i*) el contenido en materia orgánica

libre, **ii**) el extracto húmico, **iii**) los ácidos fúlvicos, y **iv**) la relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos. Estas variables dependen de la aplicación de vinazas pero, fundamentalmente, de la interacción negativa entre las vinazas y la cubierta de polietileno. Por otra parte, variables tales como **v**) la estabilidad de agregados, también se ven favorecidas por la aplicación de vinazas y, en menor medida, por interacciones positivas entre el empleo conjunto de la cubierta de polietileno con las vinazas y el uso de la cubierta de polietileno a la mayor profundidad de muestreo.

CONCLUSIONES

Los efectos principales e interacciones entre los factores examinados indican la posibilidad de optimizar, a través del control de las variables independientes elegidas, los efectos de las enmiendas sobre distintas propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos. Se observa que los niveles de los factores que conducen a un efecto residual más sostenido en las propiedades físicas del suelo, son distintos a los que promueven la acumulación de sustancias húmicas, lo cual indica que la aplicación de vinazas provenientes de la industria azucarera puede ser utilizada para mejorar propiedades específicas de los suelos siempre que se estudie, para cada escenario, el compromiso entre factores que determina su efecto residual.

BIBLIOGRAFÍA

- Almendros G. (1989). An analysis of some wheat straw humification factors and their bearing on the response to compost of soil and plant. *Sci. Total Environ.*, 81/82, 569–578.
- Box E.P., Hunter W.G., Hunter J.S. (1978). *Statistics for Experimenters. An Introduction to Design; Analysis and Model Building*. John Wiley & Sons. New York. Chapter 9, 291–391.

INFORMACIÓN DE SUELOS ACCESIBLE POR INTERNET COMO INSTRUMENTO PARA LA PROTECCIÓN DEL SUELO

J. Porta^{1,2}, R.M. Poch², M. López-Acevedo², J.M. Villar², M.R.Teira²

¹ *Institut d'Estudis Catalans. jporta@macs.udl.cat*

² *Departamento de Medio Ambiente y Ciencia del Suelo, Universidad de Lleida.*

INTRODUCCIÓN

La perspectiva de una Directiva Europea de Protección de Suelos, que finalmente ha sido presentada al Parlamento y Consejo de Europa en noviembre de 2006, hizo prever la necesidad de sistematizar la información cartográfica de suelos disponible en el ámbito geográfico de Cataluña. De ello surgió un proyecto de investigación para identificar las fuentes de información de suelos disponibles, analizar la información cartográfica existente y documentarla, incluyendo instrumentos para una eficaz utilización y haciendo accesibles los pdf de los mapas por Internet (www.iec.cat). En la página web se presentan diferentes aspectos directamente relacionados con la degradación y protección de suelos: funciones de los suelos que interesa proteger para evitar la pérdida de utilidad actual o potencial del recurso; los criterios a considerar para plantear un desarrollo sostenible; los procesos de degradación y su control; y las bases para establecer indicadores de calidad. El proyecto se ha llevado a cabo en el marco del Institut d'Estudis Catalans.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación (hoy de Agricultura, Alimentación y Acción Rural, DAR) ha venido impulsando la cartografía detallada de suelos en Cataluña desde la década de los 80. Los criterios han sido: cartografiar a escala 1:25000 sobre ortofotomapa, a un nivel jerárquico de series de suelos (se ha establecido unas 500 series correlacionadas), y priorizar las zonas de mayor interés agrícola, en especial las de regadío, lo que supone haber cartografiado un 15% del territorio. La información cartográfica de suelos se ha estructurado de acuerdo con la base cartográfica de referencia del Institut Cartogràfic de Catalunya a escala 1: 25 000. Cada hoja cuenta con una ficha técnica y con indicadores de calidad del mapa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

a. Información cartográfica de suelos de Cataluña accesible por Internet.

Los mapas de suelos son accesibles por municipios y, en el caso del MSCat por cuadrículas (Fig 1). Además se encuentran disponibles mapas de suelos a pequeña escala, y otros de interés histórico.



Fig. 1. Ejemplo de imagen y ficha técnica del mapa de suelos a escala 1:25 000.

b. Análisis de los procesos de degradación y su control. Se describe la degradación de suelos, así como las actuaciones sobre el territorio afectadas por ella: las obras públicas, la minería a cielo abierto, las actividades agrarias, las relacionadas con el agua y con la calidad ambiental. Las degradaciones se estructuran en: (i) degradación por desplazamiento de partículas (erosión por salpicadura, inter- y por arroyaderos, por cárcavas, por galerías, deforestación, nivelaciones sin capaceo, eliminación de medidas de conservación y erosión eólica); (ii) degradación por estrés que hace aumentar el trabajo interno sin manifestaciones externas a corto plazo: deterioro químico (salinización por regadío, sodificación, acidificación, desequilibrio de nutrientes, gleificación y toxicidades) y deterioro físico (compactación, inundaciones, sellado y encostramiento, degradación de la estructura); (iii) degradación por ocupación, con sellado permanente (pérdida de superficie de suelo: viviendas, infraestructuras lineales, usos industriales); (iv) degradaciones por extracción de recursos que requieren restauración: en minería a cielo abierto (escombreras y graveras) y en vertederos de residuos; y (v) degradación y cambio global.

CONCLUSIONES

La página web fomenta la sensibilización frente a los procesos de degradación de suelos y plantea criterios de diagnóstico y medidas de prevención y control. Por ello es útil tanto para los gestores del territorio (agricultores, técnicos agrícolas, planificadores y los que toman decisiones), como para fines docentes a un nivel universitario introductorio.

EFICIENCIA DE LAS TERRAZAS DE CULTIVO EN LA DEFENSA CONTRA LA EROSION EN LOS VIÑEDOS DEL VALLE DEL MIÑO (GALICIA, ESPAÑA)

J.M. Queijeiro, J. de la Montaña, C. Olleros

Universidad de Vigo. Facultad de Ciencias de Ourense, As Lagoas s/n 32004 Ourense. jgarcia@uvigo.es

INTRODUCCIÓN

En la parte central del Valle del Miño la erosión remontante de los ríos sobre las antiguas superficies de erosión, originó la aparición de vertientes fuertemente inclinadas, que a veces superan los 400 m de desnivel. Los sectores de exposición más favorable aparecen cubiertos de viñedos, cuyo origen se remonta a la Baja Edad Media, que prosperan gracias a los muros que defienden a los suelos contra la erosión. Cada terraza –“socalco” en la terminología local- está defendida y sostenida por un muro de unos 30 cm de ancho, dejando un espacio cultivable de alrededor de 1 metro de ancho, en el que se cultiva una sola fila de vides. La permanencia de esos viñedos en esas condiciones tan difíciles, es la mejor prueba de la sostenibilidad de este tipo de agrosistemas y de la eficiencia de las terrazas de cultivo en la defensa contra la erosión. El objetivo de este trabajo es realizar una aproximación semicuantitativa a los problemas de erosión en el sector central del valle del Miño y a la efectividad de las terrazas de la zona en la defensa contra la erosión.

MATERIALES Y MÉTODOS

Utilizaremos la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo -USLE- (Wischmeier y Smith, 1958) para comparar los riesgos de erosión en dos situaciones extremas: las terrazas dedicadas al cultivo de la vid y una zona de pendiente similar, dotada de una cubierta vegetal bien estratificada en la que predominan las frondosas, que es la situación más favorable desde el punto de vista de los riesgos de erosión.

En la expresión de la USLE, el término A representa la pérdida de suelo en t/ha y año y R, K, L, S, C y P son distintos factores que influyen en la intensidad de la erosión.

$$A: R \times K \times L \times S \times C \times P$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

No hay diferencias en cuanto al factor R (factor lluvia), que depende de las condiciones climáticas de la zona y tiene el mismo valor en los dos casos estudiados.

El factor K de erodibilidad del suelo, es comparativamente mayor en los suelos viñedo que tienen un contenido en materia orgánica bastante menor, que los suelos naturales que aparecen en sus inmediaciones: 7,4% -en promedio- para los suelos a monte, frente a un 2,6% para los suelos de viñedo.

El factor C de ordenación de cultivos se calculó utilizando tablas que indican que la cobertura vegetal que ofrecen los viñedos, es bastante menor (factor C del orden de 0,003 frente a 0,3) que la que ofrece un bosque de frondosas bien estructurado.

Para el valor del factor P (incidencia de las prácticas de conservación), se utilizaron los valores publicados por Foster y Highfill (1983) para cultivos aterrazados: 0,20 en el caso de los viñedos en terrazas (resultado de multiplicar el factor 1 correspondiente a la máxima pendiente, por el 20% del factor correspondiente al aterrazamiento), frente al valor 1 que le corresponde al bosque caducifolio que tomamos como referencia.

El factor topográfico L.S. integra los efectos del relieve, la longitud de la ladera y la pendiente y se calculó utilizando la fórmula recomendada para las zonas de pendiente superior al 9%, teniendo en cuenta que la longitud del declive (1 metro frente a 200) y la pendiente (hasta un 17% en las terrazas y un 60% en el caso de los sectores de referencia). Sustituyendo esos valores obtenemos que el valor del factor L.S sería de 0,90 para el viñedo en terrazas y de 22,81 para los sectores de vegetación natural.

Tabla. Aproximación a los valores de los factores de la USLE							
	R	K	L.S.	C	P	A	%
Forestal	R	0,002	22,81	0,003	1	$0,00014 \times R$	10,8
Viñedos	R	0,024	0,90	0,3	0,20	$0,0013 \times R$	100

CONCLUSIONES

A pesar de la eficiencia de las terrazas en la defensa de los suelos de los viñedos contra la erosión, la pérdida de suelo estimada para los sectores con una cubierta forestal bien estratificada, son aun mucho menores (del orden del 10,8%).

BIBLIOGRAFÍA

- Foster, G.R., y R.E. Highfill (1983). Effects of terraces on soil loss: USLE P-factors values for terraces. J. Soil and Water Cons. 38 (1):48-51.
- Wischmeier W.H.; D.D. Smith, (1965). Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. Agriculture Handbook n° 282. USDA. Washington, D.C.
- Foster, G.R., W.C. Moldenhauer and W.H. Wischmeier, 1982. Transferability of U.S. technology for prediction and control of erosion in the tropics. ASA special publication number 43, American Society of Agronomy Soil Science Society of America, 135-149 pp.

CONSERVACIÓN DEL SUELO Y DE SU BIODIVERSIDAD BAJO DIFERENTES CUBIERTAS EN TERRAZAS DE CULTIVOS SUBTROPICALES

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

¹ IFAPA-Centro Camino de Purchil s/n. 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@ugr.es

³ Finca Experimental "El Zahorí". Ayuntamiento de Almuñécar. Plaza de la Constitución 1. 18690 Granada.

INTRODUCCIÓN

El aterrazado es una práctica agrícola utilizada para aprovechar de forma eficiente el agua y reducir la erosión. En la costa de Granada, se ha establecido una agricultura intensiva de regadío basada en diversos cultivos subtropicales, como el aguacate, el mango, el níspero, el chirimoyo y otros (Durán et al., 2003, 2006). Cuando la vegetación natural se sustituye por estos cultivos, el suelo se altera, promoviendo la erosión hídrica. La eliminación de la cubierta natural es una de las principales formas de modificar el hábitat natural de la artropodofauna. El objetivo de este ensayo fue determinar la protección del suelo con el uso de plantas de aromáticas desde el punto de vista físico y biótico.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en Almuñécar (Granada). Se instalaron tres parcelas de erosión (4 x 4 m) en el talud de una terraza. Una con tomillo (*Thymus mastichina*) (Th), otra con lavanda (*Lavandula dentata*) (La) y una tercera con vegetación espontánea (Ve). Se realizaron muestreos de artrópodos colocando trampas de caída en cada parcela. También se pusieron trampas en suelo desnudo (SD). Se contaron los individuos que pertenecían a los grupos Coleoptera, Formicidae, Dípteros y otro grupo con el resto de tipos de artrópodos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 presenta los valores totales de erosión y escorrentía en función de la cubierta para el periodo de estudio. Los valores de escorrentía fueron para Th, La y Ve de 15,2, 14,2 y 13,9 mm, respectivamente. Similar a la escorrentía, la erosión que se produjo fue de 2,0, 1,9 y 1,3 Mg ha⁻¹ para Th, La y Ve, respectivamente. El porcentaje de reducción de la erosión en este primer año de Ve con respecto a Th y La fue de 33 y 29%, respectivamente. Los resultados de nuestra experiencia demuestran el alto efecto protector de las cubiertas vegetales, tanto de las aromáticas, como

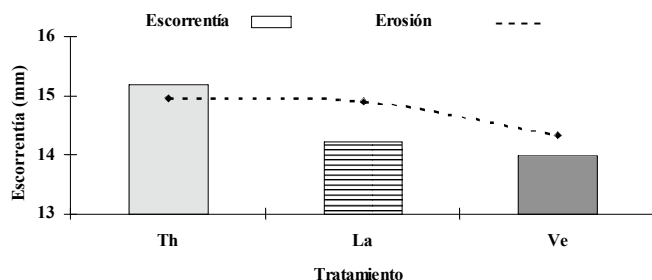


Figura 1. Escorrentía y erosión producidas según el tratamiento para el periodo de estudio (Th, *Thymus mastichina* ; La, *Lavandula dentata* ; Ve, V egetación espontánea)

tratamientos, y lo mismo ocurrió con la media total de individuos. En el grupo de los dípteros, se encontraron mayores cantidades en Th, probablemente debido a que en este primer trapeo el tomillo estaba en fase de floración. Para el resto de grupos (Coleoptera y Resto) no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos.

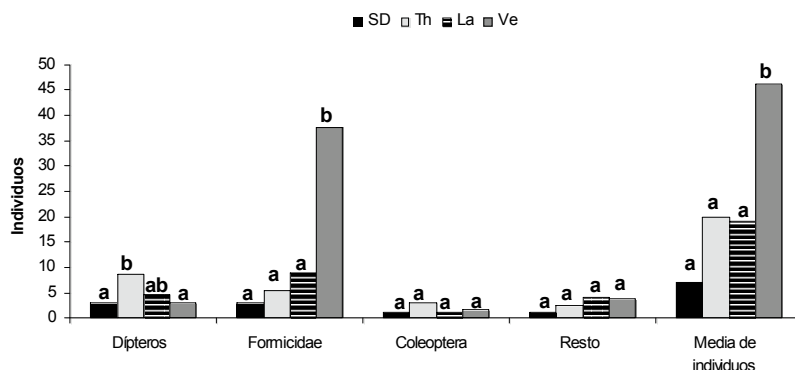


Figura 2. Cantidad de individuos artrópodos según el tratamiento . Columnas con diferente letra dentro del mismo grupo se diferencian significativamente del resto (MDS , $p < 0,05$) . (SD, suelo desnudo, Th, *Thymus mastichina* ; La, *Lavandula dentata* ; Ve, V egetación espontánea)

CONCLUSIONES

De estos resultados obtenidos en el presente trabajo, se deduce que el mantenimiento de una cubierta protectora de la erosión hídrica además preserva la biodiversidad de la artrópodo-fauna del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Durán, Z.V.H., Martínez, R.A., Aguilar, R.J., Franco, T.D. (2003). El cultivo del mango (*Mangifera indica* L.) en la costa granadina. Granada, España. 142 pp.
- Durán, V.H.Z., Aguilar, J.R., Martínez, A.R., Franco, D.T. (2005). Impact of erosion in the taluses of subtropical orchard terraces Agriculture, Ecosystems and Environment, 107: 199–210.
- Durán, V.H.Z., Rodríguez, P.C.R., Franco, T.D., Martín, P.F.J. (2006). El cultivo del chirimoyo (*Annona cherimola* Mill.). Granada, España. 106 pp

EFFECTO DE LA INTENSIDAD DE USO DEL SUELO EN EL CENTRO-NORTE DE ENTRE RÍOS, ARGENTINA

M.G. Wilson^{1,3}, H.A.A. Tasi¹, N. Indelángelo¹, J. Paz Ferreiro², E.L. Díaz³

¹EEA INTA Paraná. Recursos Naturales y Factores Abióticos. Ruta 11, km 12.5 (3100).

mwilson@parana.inta.gov.ar; htasi@parana.inta.gov.ar;

²Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. A Zapateira s/n, 15071. A Coruña.

³Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta 10.5, km 11 (3100)

Paraná, Entre Ríos (Argentina). ediaz@fca.uner.edu.ar

INTRODUCCIÓN

En el centro - norte de la provincia de Entre Ríos, la actividad económica principal ha sido por mucho tiempo la producción ganadero-agrícola y ganadera, especialmente la cría bajo monte. Sin embargo, en los últimos años se ha producido un cambio en el uso del suelo, aumentando la participación de cultivos agrícolas en las rotaciones, especialmente el cultivo de soja, y recurriendo a la práctica del desmonte con el fin de incorporar nuevas áreas a la agricultura. La mayoría de las Tierras habilitadas son en su mayor parte consideradas marginales para el uso agrícola y es escasa la información de la dinámica de los suelos una vez puestos en producción. La definición y la valoración de indicadores de calidad de suelos que muestren la evolución con distintos usos y manejos, es una de las formas de contribuir con esos conocimientos. El objetivo del presente trabajo fue obtener un conjunto mínimo de datos para evaluar la calidad de los subgrupos de suelos y sistemas de producción más representativos del centro - norte de Entre Ríos, Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

A partir de los Mapas de suelo de la provincia de Entre Ríos se identificaron los subgrupos más representativos del área de estudio (correspondientes a los Órdenes Vertisoles, Molisoles y Alfisoles) y se definieron los sistemas de producción (ganadero - agrícola, agrícola - ganadero, agrícola de secano y agrícola específico arroz de riego con agua de origen subterráneo y superficial de embalses). Se determinaron variables físicas, físico - químicas, químicas y microbiológicas de suelo. De acuerdo a Schipper y Sparling (2000) y Govaerts *et al.* (2006), se seleccionaron los indicadores de calidad de suelo a partir del Análisis de Componentes Principales. De esta manera se conformó el conjunto mínimo de datos (CMD). Con dicho CMD se realizó un Análisis de Conglomerados utilizando la distancia euclídea promedio y datos estandarizados, con la finalidad de mostrar el encadenamiento de sitios con diferentes condiciones de uso, de manera de mostrar el agrupamiento de aquellos semejantes. Para interpretar el efecto del uso sobre el suelo se utilizó el ANAVA con un test de comparación múltiple de medias para los indicadores seleccionados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron los CMD de doce combinaciones de subgrupo de suelos – sistema de producción. El CMD para cada uno de ellos presentó entre 6 y 8 indicadores de calidad de suelo. Los indicadores mostraron mayor variación en los CMD por sistema de producción que por tipo de suelo. Por otra parte, los Alfisoles mostraron un importante deterioro del recurso al presentar desde la condición inalterada alta susceptibilidad. El contenido de carbono orgánico (COT) y el índice de inestabilidad (Is) se incluyeron en todos los CMD. La pérdida de suelo por erosión hídrica y las variables microbiológicas, se presentaron en aquellas combinaciones donde pudieron ser medidas. En sistemas ganaderos y agrícolas de secano, la porosidad total y la densidad de suelo mostraron alta sensibilidad. Los sistemas con arroz, mostraron alta dependencia de la calidad del agua de riego. El riego con agua bicarbonatada sódica (de origen subterráneo) provocó una mayor sodificación, logrando que el porcentaje de sodio de intercambio (PSI) y la relación de adsorción de sodio del extracto de saturación (RAS_E), fueran seleccionados. La situación inalterada presentó las mejores condiciones de suelo, mientras que la mayor participación de cultivos agrícolas mostró los valores más bajos en los indicadores.

CONCLUSIONES

La metodología de análisis de componentes principales permitió obtener el conjunto mínimo de datos para suelos y sistemas de producción más representativos del área de estudio. Se destaca la alta fragilidad de algunos suelos y el efecto de la calidad del agua para riego en suelos con alta proporción de esmectitas. Rotaciones que incluyan pasturas en alta proporción son recomendables, especialmente en Alfisoles y Vertisoles. La protección del bosque nativo brindada a suelos muy inestables como los Alfisoles, es de fundamental importancia para mantener su capacidad productiva en el tiempo, permitiendo desarrollar un uso sustentable basado en la ganadería.

BIBLIOGRAFÍA

- Govaerts, B.; Sayre, K.D. and J. Deckers (2006). A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil and Tillage Research* 87: 163-174.
- Schipper L.A, and G.P. Sparling (2000). Performance of soil condition indicators across Taxonomic groups and Land uses. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 300-311.

ÍNDICE DE AUTORES

Abadías, L.D.....	121
Acosta Avilés, J. A.....	97, 271
Aguiló, C.....	187
Aizpurua Insausti, A.....	167, 183
Alarcón, T.....	203
Albarrán Liso, A.....	219, 221, 223
Alcañiz, J.M.....	133
Alegre Alvaro, J.....	117
Almendros, G.....	213, 365, 397, 407
Alonso, B.....	227
Alonso, J.....	379
Alonso Herrero, E.....	41, 143
Alonso Prados, E.....	149
Alonso Prados, J.L.....	149
Alvarez, C.....	53
Alvarez Rogel, J.....	251, 299, 307
Amorós, J.A.....	391
Andrades Rodríguez, S.....	313
Andreu Pérez, V.....	37, 55, 275
Androver, M.....	187
Antolín Tomás, C.....	49
Año Vidal, C.....	325, 341
Añón, J.L.....	75
Arbelo Rodríguez, C.D.....	87, 89, 99, 101, 181, 197, 259, 395
Arias Estevez, M.....	303, 305, 401
Ariza, J.....	253
Armas Herrera, C.M.....	87, 89, 99, 181, 197
Aroca, M.J.....	93
Arocena, J.M.....	97
Arranz, J.C.....	201
Arribas, Y.....	227
Barbero, F.....	125, 141
Barral, M.T.....	231, 233
Barrón, V.....	135
Barroso, A.R.....	381
Basdos, J.....	359
Bellifante Crocci, N.....	47
Bello, A.....	365, 397, 407
Benítez, C.....	393
Benito, M.....	211
Bertol, I.....	159, 161
Bienes Allas, R.....	117, 119, 123, 127
Blanco Sepúlveda, R.....	39
Blanco Ward, D.....	53
Borba, A.....	377
Bravo, S.....	391
Burgos, P.....	311
Bustillo Núñez, J.M.....	389
Caballero, A.....	277
Cabezas, J.G.....	379

Cabrera, D.....	219, 221
Cabrera Capitán, F.....	253, 311
Cala Rivero, V.....	73, 201, 279
Calero Gil, N.....	135
Callaba, A.....	201
Campo, J.....	37, 55
Candás Villar, M.A.....	209
Caniego Monreal, F.J.....	57
Cano, A.....	49, 75
Cantón, Y.....	131
Cara, J.....	85
Cárceles, B.....	137
Carmona, D.M.....	225, 281, 283
Carpena Ruiz, R.O.....	319
Carvalho, M.P.....	317
Castellón, A.....	167, 183
Castro, J.....	229
China Correa, E.A.....	203, 205, 381
Clares, M.P.....	335
Clemente, L.....	85, 255
Climent, V.....	225
Colombas, M.....	367
Conde Bueno, P.....	19, 213
Corral, L.....	77, 79, 83
Cortines, F.....	141
De Alba, S.....	125, 139, 141
De Andrés, E.F.....	151, 155, 383
De Haro, S.....	333
De Miguel, E.....	201
De Paz, J.M.....	287
De Paz Canuria, E.....	41
De la Montaña, J.....	411
De la Rosa Arranz, J.M.....	395
Del Castillo Rodríguez, M.D.....	289
Del Moral, F.....	333
Del Toro Carrillo de Albornoz, M.....	77, 79, 83
Delgado Iniesta, M.J.....	291
Delgado, R.....	63
Díaz, E.L.....	415
Díaz, F.....	265
Díaz Espejo, A.....	191
Dieguez, M.....	303, 305
Díez Ortiz, M.....	257, 293
Díez Rojo, M.A.....	397, 407
Domínguez, M.T.....	357
Domínguez Hernández, J.....	185, 385
Dorronsoró, C.....	257, 293
Durán Zuazo, V.H.....	137, 297, 413
Egea Nicolás, C.....	299
El Sayed Quintero, A.....	387
Ercilla, E.....	167
Escolástico, C.....	405
Espejo Serrano, R.....	57, 211, 369

Espinar, J.L.....	85
Esteban, E.....	319
FazCano, A.....	97, 225, 271, 277, 281, 283
Felipó Oriol, M. T.....	239
Fernández, E.....	229
Fernández, J. A.....	129
Fernández, R.....	301
Fernández Bermejo, M. C.....	93
Fernández Calviño, D.....	303, 305, 401
Fernández Peña, M.....	199, 227, 389
Ferrerí Marco, J. F.....	65, 207
Flores Stols, M. V.....	65, 207
Francia, J. R.....	137
Franco, D.....	297, 413
Fuentes, E.....	99
Fuentes Hernández, J.....	59, 309
Fuertes, I.....	143
García, A.....	291
García, P.....	165
García Baudín, J. M.....	149
García Escudero, E.....	313
García España, E.....	335
García Estévez, H.....	205
García Estríngana, P.....	117
García Fernández, L. V.....	85, 255
García Fernández, I.....	257, 293, 333
García Gallego, A.....	219
García González, M. E.....	41
García Jiménez, R.....	363
García Navarro, A.....	221, 223, 349
García Navarro, F.....	363, 391
García Queijeiro, J. M.....	53, 411
García Raboso, J.....	279
García Rodríguez, I.....	391
García-Gutiérrez Báez, C.....	45, 57, 95
García-Rodeja Gayoso, E.....	321
Gil, D.....	145
Gil Torres, J.....	145, 393
Gimeno García, E.....	37, 55
Girón, I.....	311
Goberna, M.....	207
Gómez, I.....	337
Gómez, J. A.....	135
Gómez, M.....	359
Gómez Parrales, I. A.....	47, 399
Gómez Sal, A.....	365
González, P.....	369
González Alcaraz, M. N.....	251, 307
González Carcedo, S.....	171, 199, 227, 389
González López, M. R.....	397, 407
González Parra, J.....	73, 209
González Pelayo, O.....	37, 55
González Pérez, J. A.....	395

GonzálezQuiñones, V.....	363
GonzálezVázquez, R.....	395
GonzálezVila, F.J.....	395
GuerraGarcía, J.A.....	87,89,99,181,197
Guerrero, C.....	337
Gutiérrez, E.....	85,255
HernándezHernández, Z.....	365,397
HernándezLuis, F.....	101
HernándezMoreno, J.M.....	59,265,309
Herrero, N.....	215
Hontoria, C.....	139,141,151,211
IbáñezBurgos, A.M.....	187,367
Ibáñez Martí, J.J.....	267
Iglesias, M.T.....	93,213
Indelángelo, N.....	415
Jiménez, G.....	207
JiménezBallesta, R.....	19,213,363,391
JiménezCárceles, F.J.....	251,299,307
JiménezMendoza, C.C.....	59,265,309
JiménezMeneses, L.....	123,127,149
Jorba, M.....	133
JordánLópez, A.....	47,301,399
Lafuente, F.....	215
Lázaro, R.....	131
LilloPuig, P.....	69
Llinares, J.V.....	193,235
Llona, M.....	225
Lobera, J.B.....	277
Lobo, M.C.....	379
López, D.J.....	199
López, J.I.....	227
López-AcevedoReguerín, M.....	163,165,409
LópezBaeza, E.....	49,75
LópezCarcelén, O.....	215
LópezFando, C.....	217
LópezGarrido, R.....	191
LópezLópez, G.....	187,367
LópezPérez, J.A.....	397,407
LópezPeriago, J.E.....	303,305,401
LópezPiñeiro, A.....	219,221,223
Madeira, M.....	329
Madejón, E.....	191,253,311
Madejón, P.....	253,311
Madrid, F.....	357
Madruga, J.....	329,377
Mantas, A.....	393
Manteca, I.....	97
Manzano, R.....	319
Marañón, T.....	255,301,357
Marín, P.....	291
MarínBenito, J.M.....	313
Mariscal, I.....	369
MarquésPérezM.J.....	117,119,123,127

Martín, D.....	151,155
Martín, F.....	257,293
Martín, F.J.....	297,413
Martín Lammerding, D.....	383
Martín Martín, M.A.....	95
Martín Rubí, J.A.....	19
Martínez, A.....	137
Martínez, G.....	121
Martínez, M.A.....	291
Martínez Casasnovas, J.A.....	163,165
Martínez González, A.....	315,405
Martínez Martínez, S.....	97,271
Martínez Zavala, L.....	47,77,301,399
Masaguer Rodríguez, A.....	315,405
Mataix Beneyto, J.....	337
Mato Carrodegua, M.C.....	359
Matos, L.....	329
Micó, C.....	259,327
Millán-Scheiding, C.....	49,75
Miralles, I.....	63
Mirás Avalos, J.M.....	159,161,263,331
Moldes, A.B.....	233
Molina Donate, M.J.....	193,235,287,335
Moliner Aramendia, A.....	211,315,405
Montanari, R.....	317
Mora Hernández, J.L.....	87,89,99,181,197,203,205
Moreno, A.M.....	73
Moreno, F.....	191
Moreno Jiménez, E.....	319
Morillas Cabrera, G.J.....	71
Mulas, R.....	215
Muñez, M.C.....	391
Muñoz, M.A.....	225
Muñoz González, A.....	219,221,223
Murillo Carpio, J.M.....	191,253,357
Navarro, L.....	139
Navarro, M.....	227
Navarro Pedreño, J.....	337
Negrín Medina, M.A.....	185,385
Neris Tomé, J.....	59,71,309
Nieto Cobo, O.M.....	229
Notari del Pino, J.S.....	87,89,99,181,197
Nóvoa Muñoz, J.C.....	303,321,401
Ojeda, G.....	133
Olalla, C.....	199,389
Olleros, C.....	411
Ortega, R.....	63
Ortiz, O.....	133
Ortiz Silla, R.....	291,323
Paradelo Núñez, R.....	231,233
Pardo, M.T.....	217
Párraga Aguado, I.M.....	299
Parras, L.....	79,83

ParrasArmenteros, J.....	391
Pascual, J. A.....	373
PazFerreiro, J.....	51,263,403,415
PazGonzález, A.....	161,317
Pedrocchi, C.....	121
PenasMerino, A.....	41,143
Peña, S.....	227
Peñalosa, J. M.....	319
Peregrina, F.....	369
Pérez, A.....	323
PérezClavijo.....	311
PérezEsteban, J.....	315,405
PérezHoyos, A.....	325
PérezRodríguez, R.....	123
Peris, M.....	327
Picó, Y.....	275
Pilco, P.....	221
PiedraBuena, A.....	397,407
Pinheiro, J.....	329
PláSentís, I.....	17
Plana, V.....	283
Poch, R. M.....	409
Polo, A.....	363
Pons, V.....	193,235
PortaCasanellas, J.....	409
Puigdefábregas, J.....	131
Quintana, J. R.....	73
Rad, C.....	227,389
Ramírez, M.....	223
RamónBarrios, M.....	387
Ramos, M. C.....	163,165
RasalSánchez, M.....	373
RatoNunes, J. M.....	219,221,223
RecataláBoix, L.....	259,327,373
Redondo, R.....	255
Rego, O. A.....	377
Regueira, M.....	121
Reig, C.....	75
Rodero, I.....	145
Rodríguez, C. R.....	297,413
RodríguezCruz, M. S.....	313
RodríguezHernández, C. M.....	185,385
RodríguezPaz, M.....	71
RodríguezRodríguez, A.....	87,89,99,181,197,343,395
RoldánSoriano, M.....	129
Romero, M. J.....	47
Rovira, J. M.....	367
RubioDelgado, J. L.....	37,55,275
Ruipérez, C.....	215
Salvador, P.....	235
SanJoséMartínez, F.....	45,57
Sánchez, A.....	291
Sánchez, D. P.....	399

Sánchez, R.....	327
SánchezDíaz, J.....	65,107,327,373
SánchezGarrido, J.A.....	333
SánchezJiménez, C.....	391
SánchezMarañón, M.....	63
SánchezMartín, M.J.....	313
SandeFouz, P.....	51,159,161,263,331
Santano, J.....	369
SastreConde, M.I.....	187,367
Sierra, J.B.....	333
SimónTorres, M.....	257,293,333
SoléBenet, A.....	131
Soriano, M.....	63
SorianoDisla, J.M.....	337
SorianoSoto, M.D.....	193,235,335
SortCamañes, X.....	375
TaboadaRodríguez, T.....	321
Tasi, H.A.A.....	415
Teira, M.R.....	409
Tejada, M.P.....	211
TejedorSalguero, M.L.....	71,265,309
Tenorio, J.L.....	151,155,383
Torrent, J.....	135
TorresCabrera, J.M.....	69
Turrión, B.....	215
Unamunzaga, O.....	167,183
UsónMurillo, A.....	167,339
Vadell, J.....	367
Valdazo, J.....	379
ValeraLozano, A.....	65,207,341
VargasChávez, G.E.....	343
Vasco, D.A.....	101
Vázquez, M.M.....	101
Velásquez, R.....	211
Vera, J.....	187
Vicente, M.A.....	379
VidalVázquez, E.....	51,159,263,331,403
Villar, J.M.....	409
Visconti, F.....	287
Vouzela, C.F.....	377
WalterAyneto, I.....	151,155,383
Wilson, M.....	51,317,415
ZambranaQuesada, E.....	151,155,383
Zancada, M.C.....	213
Zanuzzi, A.....	225

