



EDAFOLOGÍA

REVISTA DE LA SECS

S O C I E D A D
E S P A Ñ O L A
D E L A C I E N C I A
D E L S U E L O

Diciembre 1999

**REVISTA DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE
LA CIENCIA DEL SUELO**

Nº 6

Periodicidad Cuatrimestral

Dep. Legal: C-748/2000

ISSN 1135-6863

EDAFOLOGÍA



Publicada por la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo

Impreso en: Grafisant, S.L. - Santiago de Compostela

EDAFOLOGÍA

Revista de la Sociedad Española de Ciencia del Suelo
Dpto. de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Biología
Universidad de Santiago de Compostela

Director: Felipe Macías Vázquez

Comité de Redacción

Luís J. Alías Pérez. Universidad de Murcia
Gonzalo Almendros Martín. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid
María Arias Delgado. Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. Madrid
Antonio Bello Pérez. Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. Madrid
Josefina Benayas Casares. Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. Madrid
Eduardo Besoain. Estación Experimental de la Plata. Santiago de Chile.
Rosa Calvo de Anta. Universidad de Santiago de Compostela.
Tarsy Carballas Fernández. CSIC. Santiago de Compostela.
Francisco Díaz-Fierros Viqueira. Universidad de Santiago
José A. Díaz López. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid.
Carlos Dorronsoro Fernández. Universidad de Granada.
Rafael Espejo Serrano. Universidad Politécnica de Madrid.
M^a Teresa Felipó Oriol. Universidad de Barcelona.
Cármen Fernández Bermejo. Univ. Politécnica de Madrid.
José M^a Gascó Montes. Univ. Politécnica de Madrid.
Pedro González Fernández. Centro de Invest. y Desarr. Agrario. Córdoba.
Juana González Parra. Univ. Complutense de Madrid.
José M. Hernández Moreno. Universidad de la Laguna.
M^a Isabel Hernando Massanet. Univ. Complutense de Madrid.
Florencio Ingelmo Sánchez. Instituto Valenciano de Invest. Agrarias. Valencia.
Jaime Iñiguez Herrero. Universidad de Navarra.
Raimundo Jiménez Ballesta. Universidad Autónoma de Madrid.
Felipe Macías Vázquez. Universidad de Santiago.
José M. Murillo Carpio. Instituto de Recursos Naturales. Sevilla.
Alfonso G. Navas Sánchez. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid.
Roque Ortiz Silla. Universidad de Murcia.
Jesús Pastor Piñeiro. Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid.
Jaime Porta Casanellas. Universidad de Lérida.
Diego de la Rosa Acosta. CSIC. Sevilla.
Juan Sánchez Díaz. Univ. de Valencia.
Juan Carlos Simón Benito. Univ. de Alcalá de Henares.
José Torrent Castellet. Univ. de Córdoba.
M^a Angeles Vicente Hernández. Instituto de Recursos Naturales. Salamanca.
Norma E. Cruz Calderón. Universidad Nacional Autónoma de Méjico.
Jose A. Comerma. Palmaven S.A. Caracas. Venezuela.
Arfred Zinck. International Institute for Aerospace Survey. Wageningen.
George Stoops. Geologisch Institute. Ghent. Belgium.
Peter Buurman. Dept of Soil Science and Geology. Wageningen.

INDICE

	Pag.
M. CAMPS ARBESTAIN, M.E. BARREAL y F. MACÍAS. Retención de sulfatos en los suelos de Galicia. I. Ajuste de las isotermas de adsorción de sulfatos a las ecuaciones de Langmuir y Freundlich.....	1
M. CAMPS ARBESTAIN, M.E. BARREAL y F. MACÍAS. Retención de sulfatos en los suelos de Galicia: II. Predicción de la adsorción de sulfatos en los suelos derivados de rocas ácidas del noroeste de España	17
E. MARCOS, R. TÁRREGA, y E. DE LUIS-CALABUIG. Alteraciones producidas por un incendio forestal en el suelos de una repoblación de <i>Pinus radiata</i>	27
L.F. FERNANDEZ POZO y A. GARCIA NAVARRO. Capacidad de uso de los cambi-soles de Extremadura (España)	37
R. CALVO DE ANTA, Y. QUINTAS MOSTEIRO y F. MACÍAS. Caracterización de materiales para la recuperación de suelos degradados. Sedimentos biogénicos de las rías de Galicia.....	47
M. QUEMADA y E. MENACHO. Emisión de CO ₂ y mineralización de nitrógeno en un suelo previamente tratado con lodos de depuradora	59
J. A. DÍEZ LÓPEZ. Optimización de la fertilización nitrogenada: procedimientos de análisis de suelo, toma de muestra y elección del tipo de fertilizante.....	73
K.G. BELTRAME, R.R. ALOISI, G.C. VITTI y R. BOLUDA. Compostaje de un lodo biológico de la industria cervecera con aireación forzada y virutas de eucalipto	85
M. J. FERNÁNDEZ-SANJURJO. Influencia de los fragmentos gruesos en algunas propiedades físicas y químicas del suelo: antecedentes y estado actual del tema	95
V. BARRON. Escalo-secuencias	109
Investigadores asistentes a la Jornada de Constitución del Grupo de Enzimología de Suelos	111
Reseñas bibliográficas.....	112
<i>In memoriam</i>	115
Instrucciones a los autores	117

RETENCIÓN DE SULFATOS EN SUELOS DE GALICIA: I. AJUSTE DE LAS ISOTERMAS DE ADSORCIÓN DE SULFATOS A LAS ECUACIONES DE LANGMUIR Y FREUNDLICH.

M. CAMPS ARBESTAIN, M.E. BARREAL y F. MACÍAS

Departamento de Edafología e Química Agrícola,
Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15706 Santiago de Compostela.

Abstract: Sulfate sorption isotherms (0.0-1.6 mM SO_4^{2-} , initial pH 3.0) were generated for 24 acid forest soils from the surroundings of two-lignite-fueled power-generating plants in NW Spain (As Pontes and Meirama, A Coruña). Soils derived from biotitic schist and amphibolite showed generally high SO_4^{2-} sorption capacities in accordance with the high levels of extractable Fe and Al that they contain. Soils developed from granite and phyllite exhibited lower SO_4^{2-} sorption potentials that can be related to the lower content of reactive surfaces, sorption being particularly low in surface horizons rich in organic acids. A good fit to both Langmuir and Freundlich equations was obtained for the data, by means of non linear regressions. Stepwise multiple regression analysis was used to identify which combination of soil properties produced the best prediction of the Langmuir and Freundlich parameters (b , K , α , β). The predictions obtained were generally adequate, although further studies using soils not included in the data base are required to fully validate the equations.

Key words: Sulfate sorption, isotherms, Langmuir, Freundlich, acid deposition.

Resumen: Se generaron isotermas de adsorción de SO_4^{2-} (0.0-1.6 mM SO_4^{2-} , pH inicial 3.0) en 24 suelos forestales ácidos del entorno de las Centrales Térmicas de As Pontes y Meirama (A Coruña). Los suelos desarrollados a partir de esquistos biotíticos y anfíbolitas mostraron, en general, una elevada capacidad de adsorción de SO_4^{2-} en concordancia con sus elevados contenidos en oxi-hidróxidos de Fe y Al, mientras que los suelos desarrollados a partir de granitos y filitas exhibieron una menor capacidad de adsorción, siendo particularmente baja en horizontes superficiales con abundancia de ácidos orgánicos libres. Se obtuvo un buen ajuste de los datos a las ecuaciones de Langmuir y Freundlich mediante regresión no lineal. Se realizaron regresiones múltiples por pasos sucesivos para predecir los parámetros de ambas ecuaciones (b , K , α , β) a partir de propiedades de los suelos. La predicción resultó, en general, buena, si bien es necesaria su validación definitiva utilizando suelos no incluidos en la base de datos.

Palabras clave: Adsorción de sulfatos, isotermas, Langmuir, Freundlich, deposición ácida.

INTRODUCCIÓN

Los procesos de retención de SO_4^{2-} (adsorción y/o precipitación) constituyen un importante efecto amortiguador de los daños

causados por los aportes ácidos debido al hecho de que su fijación evita la pérdida de cationes básicos del sistema. El mecanismo mediante el cual se adsorbe SO_4^{2-} no se conoce en detalle pero se asume de forma general

que, además de la retención electrostática ejercida por cargas positivas existentes en las superficies de las partículas del suelo (adsorción no-específica), también tiene lugar un mecanismo de intercambio de ligandos (adsorción específica) (Parfitt, 1978; Marsh et al., 1987; Zhang et al., 1987). La adsorción de SO_4^{2-} en suelos está principalmente asociada a óxidos e hidróxidos de Fe y Al y a compuestos alofánicos (Chao et al., 1964; Parfitt, 1978), caracterizados por tener cargas superficiales variables dependientes del pH. La adsorción de SO_4^{2-} llega a ser por tanto considerable en suelos ácidos con elevada carga variable, como es el caso de los suelos de Galicia derivados de rocas básicas y metabásicas (Merino y García-Rodeja, 1996; Camps Arbostain et al., 1999), actuando en éstos como un importante mecanismo de protección frente a un impacto acidificante.

El potencial de adsorción de SO_4^{2-} en suelos se ha descrito con frecuencia utilizando funciones de partición no lineales o isotermas como ecuaciones hiperbólicas (Langmuir) o exponenciales (Freundlich) (Singh, 1984; Bolan et al., 1993). Diversos mecanismos pueden estar relacionados con la retención de SO_4^{2-} en suelos, como las reacciones de precipitación o las de adsorción (Weaver et al., 1985), por lo que un buen ajuste de los datos a una determinada ecuación no indica necesariamente el que tenga lugar un determinado mecanismo (Hsu y Rennie, 1962). Sin embargo, el ajuste a dichas ecuaciones puede ser de utilidad cuando simplemente se intenta encontrar relaciones numéricas para describir los datos (Harter y Smith, 1981).

La predicción de los parámetros de las distintas ecuaciones a partir de propiedades

de los suelos podría ser de utilidad para aplicaciones en modelos matemáticos de ecosistemas regionales (Comfort et al., 1992) utilizados para predecir, por ejemplo, la respuesta de las aguas superficiales a variaciones de la deposición atmosférica. Para obtener una buena predicción de los distintos parámetros es indispensable maximizar la similitud entre los suelos utilizados en el proceso de agregación de datos (Shaffer y Stevens, 1991; MacDonald et al., 1994). MacDonald et al. (1994) sugirieron la agrupación de suelos en función de la taxonomía de los mismos. En este trabajo, a raíz de los resultados obtenidos en estudios previos sobre suelos forestales de Galicia (Camps Arbostain et al., 1999), se consideró la posibilidad de utilizar el material original como criterio de agregación de datos para poder predecir los parámetros de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich a partir de las propiedades de los suelos.

Los objetivos de este estudio fueron los siguientes: a) generar isotermas de adsorción¹ de SO_4^{2-} trabajando con suelos del norte de las provincias de A Coruña y Lugo para determinar su capacidad de retención de SO_4^{2-} , b) evaluar el ajuste de los datos obtenidos a las ecuaciones de Langmuir y Freundlich y, finalmente c) predecir los parámetros de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich a partir de propiedades de los suelos utilizando al material original (roca ácida/básica²) y el tipo de horizonte (superficial/subsuperficial) como criterios de agregación de datos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos estudiados

Se utilizaron suelos del entorno de las Centrales Térmicas de As Pontes y Meirama

¹ En este trabajo se utiliza el término "adsorción" a pesar de que no se ha descartado mediante trabajo experimental la posibilidad de precipitación.

² La definición de roca ácida y roca básica *sensu stricto* es sólo aplicable a rocas ígneas. Sin embargo, en este trabajo este criterio se ha utilizado de forma más genérica, incluyendo también a rocas metamórficas en uno u otro grupo.

(A Coruña). El área de estudio está delimitada por dos círculos de 20 km de radio cada uno, centrados en las Centrales Térmicas de As Pontes y Meirama, respectivamente, y por las tangentes paralelas comunes a ambos círculos (Fig. 1) (superficie total = 3.416 km²). La temperatura media anual es de 12°C y la precipitación total anual varía entre 1100 y 1900 mm año⁻¹. Se seleccionaron 24 parcelas dentro del área descrita teniendo en cuenta: a) su proximidad a las estaciones de control de las Centrales Térmicas, b) zona forestal, c) accesibilidad y, d) representatividad de los suelos dentro de cada zona. El área de estudio incluye suelos formados a partir de materiales originales muy distintos incluyendo granitos (suelos P15, PM10, PM14, PM13, P19, P22), filitas (suelos P18, P27, P12, P17, F2), esquistos biotíticos (suelos M1, M2, M3, M4, M5, M6, M7, M8, M9, M20, M21, P16) y

anfibilitas (suelo P11) (Fig. 1). La clasificación de los suelos según el Soil Survey Staff (1997) y las características de los distintos lugares se describen en la Tabla 1. Los suelos estudiados, si bien todos ellos son suelos ácidos, son muy diversos no sólo desde el punto de vista litológico sino también en cuanto a las distintas etapas de desarrollo de edafogénesis en las que se encuentran, pudiéndose distinguir Inceptisoles, Andisoles y Ultisoles.

Análisis de suelos

Las muestras de suelos se secaron a temperatura ambiente y se tamizaron a través de un diámetro de poro de 2 mm. Los métodos utilizados para la caracterización química de los suelos están descritos en detalle en Camps Arbustain et al. (1999). Las principales propiedades de los suelos analizadas fueron pH en H₂O, pH en KCl 0.01 M, pH en FNa

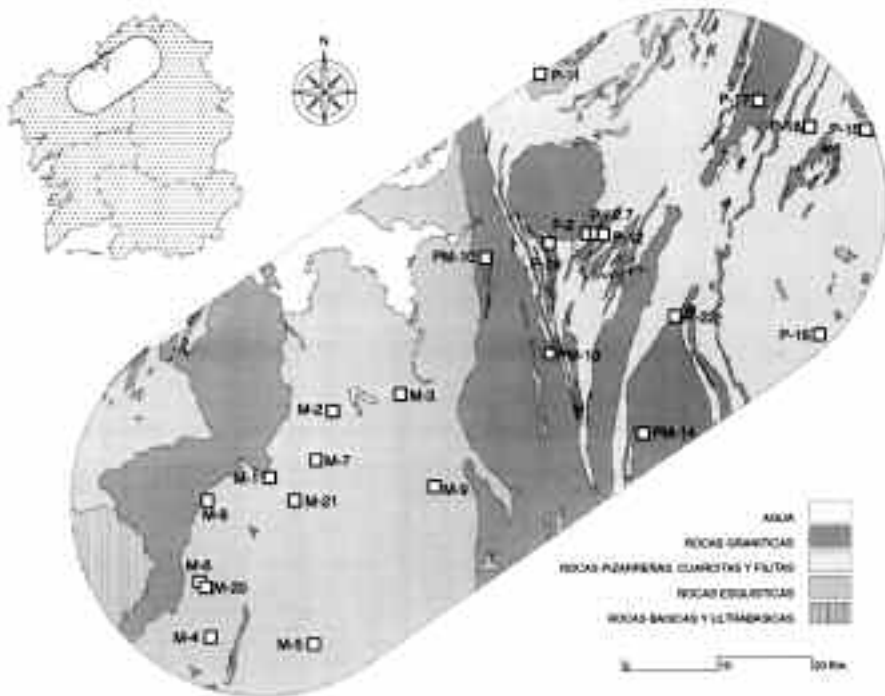


FIGURA 1. Litología de la zona y localización de los puntos de muestreo.

TABLA 1. Descripción de los puntos de muestreo.

	Localización	Vegetación	Material Original	Clasificación	Altitud (m)
M1	Pontoxo	Pinar	Esquistos biotílicos	Lithic Haplumbrept	250
M2	San Vicente de Vigo	Pinar	Esquistos biotílicos	Andic Kanhaplohumult	170
M3	Infesta-Monte Vilar	Pinar	Esquistos biotílicos	Andic Haplumbrept	150
M4	Pazo Moraleda	Pinar	Esquistos biotílicos	Andic Haplumbrept	305
M5	Tordoia-Paradela	Pinar	Esquistos biotílicos	Alic Fulvudand	330
M6	Vilagudín	Pinar	Esquistos biotílicos	Andic Haplumbrept	270
M7	Sarandons	Pinar	Esquistos biotílicos	Andic Haplumbrept	250
M8	Cerceda-Pao do Lobo	Pinar	Esquistos biotílicos	Andic Haplumbrept	370
M9	Cesuras-Paraxón	Pinar	Esquistos biotílicos	Andic Haplumbrept	360
M21	Pontoxo	Bosque mixto caducifolio	Esquistos biotílicos	Andic Haplumbrept	250
M20	Vilagudín	Bosque mixto caducifolio	Sed. coluv. esquistos	Fluentic Haplumbrept	250
P16	Vilalba-Mourence	Pinar	Sed. coluv. esquistos	Andic Haplumbrept	470
P15	C. da Cruz-Viveiró	Pinar	Granitos	Entic Haplumbrept	560
PM10	Taboada-Andrade	Pinar	Granitos	Typic Humaquept	350
PM14	Embalse de San Xoan	Pinar	Granitos	Entic Haplumbrept	660
PM13	Irixoa	Pinar	Granodioritas	Typic Haplumbrept	320
P19	Central Eume	Bosque mixto caducifolio	Neises	Typic Haplumbrept	300
P22	Moman	Pinar	Neises	Typic Haplumbrept	620
P18	Sanche	Bosque mixto caducifolio	Filitas	Andic Haplumbrept	580
P27	Fraga Redonda 2	Pinar	Filitas	Typic Haplumbrept	550
P12	Fraga Redonda	Pinar	Filitas	Typic Humaquept	550
P17	Grañas	Pinar	Filitas	Andic Haplumbrept	52
F2	Goente	Pinar	Filitas	Entic Haplumbrept	560
P11	Moeche-Portolamas	Pinar	Anfibolitas	Andic Haplumbrept	240

(Fieldes y Perrot, 1966), C orgánico, Fe extraído en ditionito-citrato (Fe_d) (Holmgren, 1967), Fe y Al extraídos en oxalato amónico (Fe_o y Al_o) (Blakemore, 1978), Fe y Al extraídos en pirofosfato sódico (McKeague, 1967) (Fe_p y Al_p), Al extraído en NaOH 0.5 M (Al_n) (Borggaard, 1985, después de Hashimoto y Jackson, 1960), cationes de cambio extraídos con NH_4Cl 1 M (Peech et al., 1947) y protones de cambio valorados con NaOH 0.005M a pH 4.5. El contenido en "óxidos e hidróxidos de Fe cristalinos" (Fe_c) se estimó a partir de la diferencia entre los valores de Fe_d y de Fe_o . Los rangos de los valores obtenidos correspondientes a las distintas propiedades químicas estudiadas se describen en la Tabla 2 agrupándose los suelos en función del tipo de roca y del tipo de horizonte.

Los estudios de adsorción de SO_4^{2-} se realizaron añadiendo a 3 g de suelo 30 mL de una disolución de K_2SO_4 a distintas concentraciones (0.0, 0.1, 0.2, 0.4, 0.8 y 1.6 mM SO_4^{2-}) con un pH inicial de 3.0 y una fuerza iónica de 5.73 mM ajustada con KCl. Estos valores de pH y de concentraciones se seleccionaron teniendo en cuenta los datos de los aportes por agua de lluvia y deposición seca existentes en la zona. Las suspensiones se agitaron durante 24 h y, posteriormente, se separaron por centrifugación a 2100xg y se filtraron a través de 0.45 μm . El sulfato de los extractos se midió por cromatografía iónica (Dionex-4500i) (Dionex, Sunnyvale, CA). El *sulfato adsorbido* se calculó como la diferencia entre la concentración inicial y la de *equilibrio*. En este trabajo se define *SO₄²⁻ en equilibrio* al presente en la disolución del suelo después de agitar las suspensiones durante 24 h. El *sulfato nativo* se determinó mediante extracción secuencial (1 h) de 3 g de muestra de suelo con 30 mL de agua ultrapura ($Nat-H_2O$) seguida por 30 mL de KH_2PO_4 0.016 M ($Nat-PO_4$), modificación del método de Fuller et al. (1985). El *sulfato potencialmente adsorbido* se calculó, de acuerdo con

MacDonald et al. (1994), añadiendo al SO_4^{2-} adsorbido el total nativo ($Tot-Nat = Nat-H_2O + Nat-PO_4$). Las extracciones y los análisis se realizaron por duplicado.

Ajuste de las curvas

Las isotermas de adsorción de SO_4^{2-} obtenidas se ajustaron a las ecuaciones de Langmuir [1] y de Freundlich [2],

$$[1] SO_4^{2-} \text{ potencialmente adsorbido} = \frac{b K SO_4^{2-}{}_{eq}}{1 + K SO_4^{2-}{}_{eq}}$$

$$[2] SO_4^{2-} \text{ potencialmente adsorbido} = \alpha SO_4^{2-}{}_{eq}{}^{\beta}$$

donde b, K, α y β son parámetros de dichas ecuaciones. Se tuvo en cuenta el SO_4^{2-} nativo ya que estas ecuaciones fueron diseñadas en su momento para relacionar la cantidad total de una determinada sustancia adsorbida con su concentración en equilibrio en la disolución del suelo (Nodvin et al., 1986). El ajuste de las curvas se obtuvo mediante regresión no lineal (BMDP, 1993) estimando los parámetros mediante mínimos cuadrados utilizando una modificación del algoritmo de Gauss-Newton. Se comparó el ajuste de ambas ecuaciones a los distintos grupos de datos mediante los cuadrados medios residuales (RMS). Aproximaciones similares fueron utilizadas con anterioridad por Singh (1984) y Barrow (1978) trabajando con isotermas de adsorción de sulfatos y fosfatos, respectivamente.

Predicción de los parámetros b, K, α y β a partir de propiedades de los suelos.

Después de la determinación de los parámetros de las ecuaciones de Langmuir y de Freundlich se construyó una base de datos con los valores de estas constantes junto con los valores de 15 propiedades químicas de estos suelos (pH- H_2O , pH-KCl, pH-FNa, Al_n , Al_o , Al_p , Fe_d , Fe_o , Fe_p , Fe_c , $Nat-H_2O$, $Nat-PO_4$, Tot-Nat, C orgánico y Capacidad

TABLA 2. Rango y medias de las principales propiedades químicas de los suelos estudiados agrupadas en función de los criterios de agrupación utilizados en este estudio (no se han incluido los horizontes P18-Ah y F2-Ah1).

Propiedades	Suelos derivados de rocas ácidas				Suelos derivados de rocas básicas				Todos los suelos			
	Horizontes superficiales (n=9)		Todos los horizontes (n=21)		Horizontes superficiales (n=13)		Todos los horizontes (n=19)		Horizontes superficiales (n=22)		Todos los horizontes (n=40)	
	Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media
pH-H ₂ O	4.2-4.9	4.5	3.8-5.0	4.6	4.6-5.3	5.0	4.6-5.3	4.9	4.2-5.3	4.8	3.8-5.3	4.7
pH-KCl	3.3-4.1	3.8	3.3-4.3	3.9	4.0-4.5	4.2	4.0-4.6	4.2	3.3-4.5	4.0	3.3-4.6	4.0
pH-FNa	7.7-10.8	9.2	7.7-11.2	9.3	9.8-11.3	10.6	9.5-11.3	10.4	7.7-11.3	10.1	7.7-11.3	9.8
Al _h (g kg ⁻¹)	1.5-13.8	7.5	0.9-20.3	8.4	8.5-21.0	14.1	8.5-22.5	14.6	1.5-21.0	11.4	0.9-22.5	11.3
Al _o (g kg ⁻¹)	1.8-11.1	7.5	0.8-15.8	6.2	6.9-22.3	13.6	3.4-22.3	12.0	1.8-22.3	11.1	0.8-22.3	8.9
Al _p (g kg ⁻¹)	1.3-9.5	6.3	0.5-16.5	6.1	5.3-19.6	9.9	3.4-19.6	9.4	1.3-19.6	8.4	0.5-19.6	7.7
Fe _d (g kg ⁻¹)	4.6-23.5	13.9	1.3-58.8	15.0	11.5-40.8	23.8	7.9-40.8	23.9	4.6-40.8	19.7	1.3-58.8	19.2
Fe _o (g kg ⁻¹)	2.8-10.8	7.1	0.5-24.0	6.6	5.5-10.6	7.2	2.9-11.3	7.1	2.8-10.8	7.2	0.5-24.0	6.8
Fe _p (g kg ⁻¹)	2.9-9.8	6.1	0.3-11.0	5.8	1.9-10.5	5.4	1.9-10.5	5.5	1.9-10.5	5.7	0.3-11.0	5.6
Fe _c (g kg ⁻¹)	1.2-13.3	6.7	0.8-34.8	8.4	3.7-30.2	16.6	3.7-30.2	16.8	1.2-30.2	12.6	0.8-34.8	12.4
Nat-H ₂ O †	0.2-1.1	0.5	0.1-1.1	0.4	0.2-0.9	0.6	0.2-0.9	0.5	0.2-1.1	0.5	0.1-1.1	0.5
Nat-PO ₄ †	0.0-3.7	0.7	0.0-4.0	0.8	0.4-3.7	1.6	0.4-11.5	2.4	0.0-3.7	1.2	0.0-11.5	1.6
Tot-Nat †	0.3-4.6	1.2	0.2-4.6	1.2	0.7-4.6	2.2	0.7-11.9	3.0	0.3-4.6	1.8	0.2-11.9	2.0
C org. (g kg ⁻¹)	30.5-117.6	66.8	1.8-117.6	40.6	38.0-105.7	62.5	6.98-105.7	49.2	30.5-117.6	64.2	1.8-117.6	44.7
CICE ‡	4.8-15.5	8.3	1.6-15.5	6.6	2.8-6.6	4.3	0.9-6.6	3.9	2.8-15.5	6.0	0.9-15.5	5.3

† Unidades en mmol SO₄²⁻ kg⁻¹.

‡ Unidades en cmol(+) kg⁻¹.

de Intercambio Catiónico Efectiva, CICE). Se realizaron análisis de regresión múltiple por pasos sucesivos (SPSS, 1996) para identificar qué combinación de las 15 variables introducidas predecía mejor los valores de los distintos parámetros. Los datos se agregaron teniendo en cuenta: tipo de material original (roca ácida, básica, roca ácida + básica) y tipo de horizonte (superficial, superficial + subsuperficial). Las ecuaciones de regresión múltiple se obtuvieron incluyendo hasta un máximo de dos variables independientes si la adición de una nueva variable independiente no suponía un aumento significativo en la explicación de la varianza.

Las ecuaciones de regresión obtenidas para predecir los distintos parámetros (b , K , α y β) fueron substituidas en sus respectivas ecuaciones (Langmuir y Freundlich). Estas nuevas ecuaciones se utilizaron para predecir la adsorción de SO_4^{2-} de los suelos en un rango de concentraciones de SO_4^{2-} en *equilibrio*. Las relaciones entre valores observados y valores estimados de SO_4^{2-} adsorbido se evaluaron mediante análisis de correlación y pruebas de t de Student para medias de muestras aparejadas (SPSS, 1996).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Isotermas de Adsorción de Sulfatos

Las isotermas de adsorción de SO_4^{2-} obtenidas en este estudio (Fig. 2a-d) no son lineares y esta no linealidad está probablemente relacionada con la menor afinidad del SO_4^{2-} por las superficies reactivas a medida que aumenta su concentración en la disolución y, por otro lado, con la existencia de un número finito de dichas superficies (Marsh et al., 1987). Los suelos estudiados derivados de rocas básicas son, en general, homogéneos en sus características, por lo que su respuesta frente a la adsorción de SO_4^{2-} tiende a ser bastante uniforme. Sin embargo, los suelos formados a partir de rocas ácidas son más heterogéneos, especialmente los suelos deri-

vados de granitos, debido a las distintas direcciones y velocidades que adquieren los procesos de alteración en los mismos, en respuesta a variaciones mineralógicas, texturales o incluso tectónicas. Por ello, las respuestas a la adsorción de SO_4^{2-} son más diversas (Camps Arbertain et al., 1999). A pesar de ello, en un intento de generalizar los comportamientos de los suelos en función de la litología, dada la imposibilidad de representar en este trabajo todas las isotermas obtenidas, se han representado en la Fig. 2a-d algunas isotermas representativas para cada tipo de material original estudiado.

Dentro del conjunto de suelos estudiados, los suelos desarrollados a partir de rocas ácidas tienen una baja capacidad de adsorción (Fig. 2a-b). Son suelos con un contenido relativamente bajo de óxidos e hidróxidos de Fe con tendencia a aumentar en suelos desarrollados a partir de granodioritas ricas en biotita y de neises debido a la mayor presencia de minerales ricos en Fe en estos últimos materiales. En estos suelos la mayor adsorción se observa en los horizontes subsuperficiales donde la presencia de gibbsita asociada a minerales haloisíticos es a menudo abundante en la fracción arcilla. La menor capacidad de adsorción se observa, con diferencia, en los horizontes superficiales donde la competición por las superficies de adsorción entre el SO_4^{2-} y el C orgánico disuelto afecta de forma negativa a la retención de SO_4^{2-} . Cuando la materia orgánica ha alcanzado cierto grado de estabilización y su acidez disminuye (generalmente en los horizontes Ah2), la presencia de complejos organoaluminicos pasa a ser importante con lo que la capacidad de adsorción de SO_4^{2-} aumenta (Camps Arbertain et al., 1999).

Los suelos desarrollados a partir de esquistos biotíticos y de anfíbolitas tienen una importante capacidad de adsorción de SO_4^{2-} (Fig. 2c-d) que, se debe por un lado a la abundancia de asociaciones minerales de baja cristalinidad (alófana y halloisita) y de com-

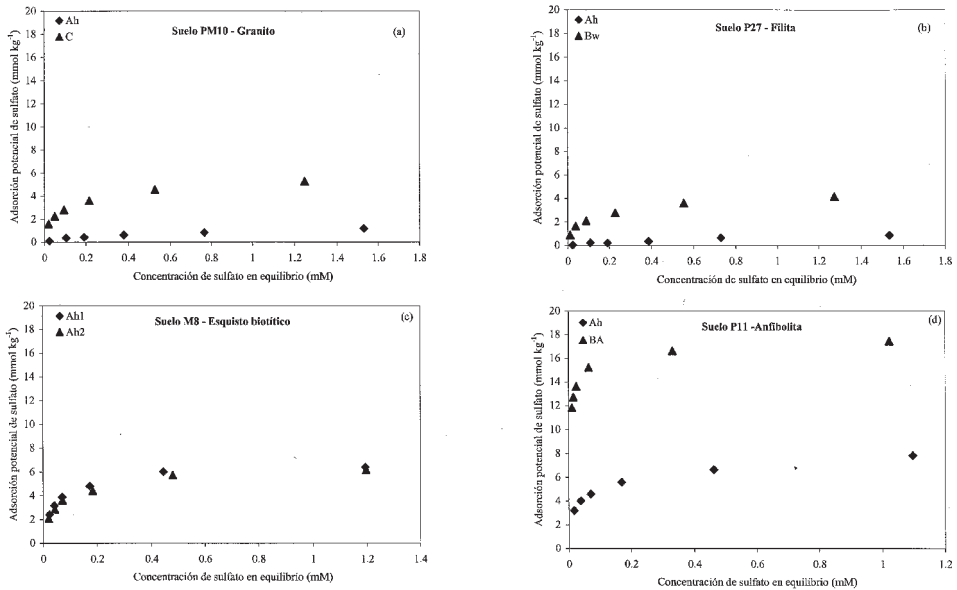


FIGURA 2. Isotermas de adsorción de sulfatos de los perfiles (a) PM10, Typic Humaquept, (b) P27, Typic Haplumbrept, (c) M8, Andic Haplumbrept y, (d) P11, Andic Haplumbrept.

puestos organoaluminicos en horizontes superficiales, que confieren a menudo a estos suelos propiedades ándicas (García-Rodeja et al., 1987) (Tablas 1 y 2) y, por otro, a la elevada presencia de óxidos e hidróxidos de Fe producto de la alteración de los minerales ferromagnesianos presentes en estos materiales (Macías y Calvo de Anta, 1992). En el caso concreto del suelo desarrollado a partir de anfibolitas el horizonte subsuperficial (Bw) muestra, además de una muy elevada capacidad de adsorción, una gran afinidad por el SO_4^{2-} (elevada adsorción a bajas concentraciones) característica de suelos muy alterados con predominio de formas cristalinas de Fe en los que la asociación dominante en la fracción arcilla es caolinita-goethita (Curtin y Syers, 1990; Camps y Macías, 2000).

Ajuste de las curvas

Los datos de adsorción obtenidos experimentalmente se ajustaron mediante regresiones no lineales (BMDP, 1993) a las ecuaciones de Langmuir y Freundlich para estimar los valores de los distintos parámetros (b , K , α y β). Una vez estimados dichos parámetros (Tabla 3) se sustituyeron en sus respectivas ecuaciones para generar las distintas isotermas de adsorción. Algunas de las isotermas obtenidas mediante el procedimiento descrito están representadas en la Fig. 3a-d y corresponden a los mismos perfiles que aparecen en la Fig. 2a-d. Se observa que el ajuste es bueno para ambas ecuaciones aunque si nos atenemos a los valores de los cuadrados medios residuales (RMS) (Tabla 3) éstos son menores para la ecuación de Freundlich, por lo que su ajuste es mejor. Otros autores también han encontrado resultados similares en la compa-

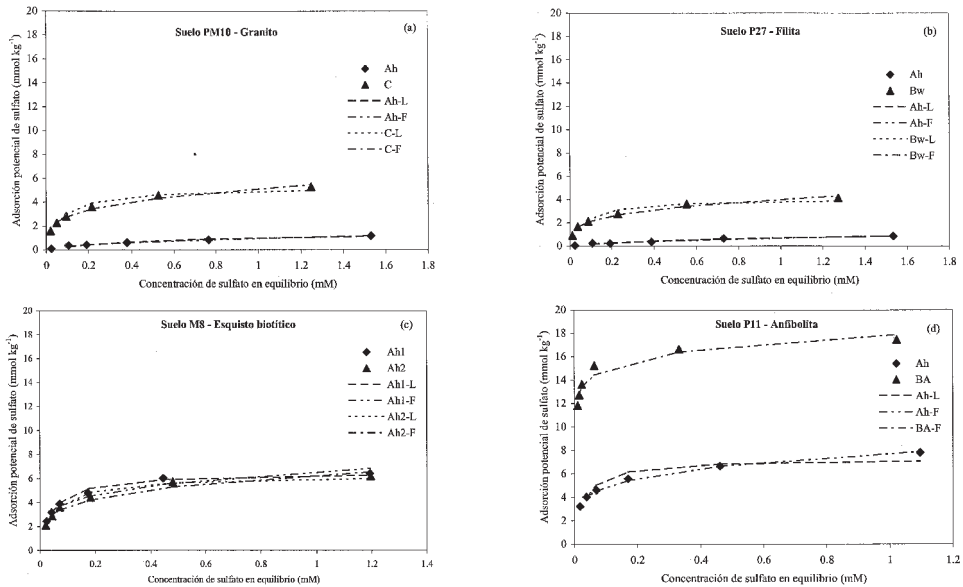


FIGURA 3. Ajuste de las isothermas de adsorción de sulfatos a las ecuaciones de Langmuir y Freundlich mediante regresión no lineal: (a) PM10, Typic Humaquept, (b) P27, Typic Haplumbrept, (c) M8, Andic Haplumbrept y, (d) P11, Andic Haplumbrept.

ración del ajuste entre las ecuaciones de Freundlich y Langmuir (Singh, 1984; Bolan et al., 1993).

Desarrollo de los modelos de predicción

Las ecuaciones de predicción de los parámetros b , K , α y β a partir de las propiedades de los suelos se obtuvieron mediante la realización de regresiones múltiples por pasos sucesivos (SPSS, 1996). Se consiguió un buen ajuste de los distintos parámetros para cada uno de los criterios considerados tal como indican sus respectivos coeficientes de correlación (Tablas 4 y 5). Además, con la realización de las pruebas de t de Student no se detectaron diferencias significativas ($P < 0.05$) (datos no mostrados) entre los valores de b , K , α y β obtenidos mediante las ecuaciones de predicción y aquellos obtenidos ajustando los datos experimentales a las

ecuaciones de Langmuir y Freundlich mediante regresiones no lineales.

Las propiedades de los suelos que más intervienen en las ecuaciones de predicción son Nat-PO_4 , pH-KCl , pH-FNa , y Al_n (Tablas 4 y 5), propiedades que juegan un papel importante en la adsorción de SO_4^{2-} y que están relacionadas con la propia capacidad de retención de SO_4^{2-} , la presencia/ausencia de ácidos orgánicos libres y la reactividad de las formas aluminicas tales como complejos organoaluminicos, alofanos, imogolitas y haloisitas esferoidales e hidróxidos de pequeño tamaño de partícula. Estos resultados concuerdan con las relaciones obtenidas en estudios previos entre las distintas propiedades químicas y la adsorción potencial de SO_4^{2-} en estos suelos (Camps Arbustain et al., 1999). Los coeficientes de correlación obtenidos en dicho trabajo entre la adsorción potencial de

TABLA 3. Valores de los parámetros de las ecuaciones de Langmuir y de Freundlich (b, K, α , β) y valores de los cuadrados medios residuales (RMS) obtenidos tras la realización del ajuste de los datos experimentales a ambas ecuaciones utilizando regresión no lineal.

		<u>Langmuir</u>			<u>Freundlich</u>		
		b	K	RMS [†]	α	β	RMS
<u>Esquistos biotíticos</u>							
M1	Ah	3.92	7.24	0.072	3.52	0.33	0.018
M2	Ah	6.48	10.29	0.133	6.14	0.28	0.021
	BA	6.05	10.89	0.144	5.81	0.29	0.029
M3	Ah	4.35	7.16	0.107	3.94	0.35	0.014
M4	Ah	6.87	13.79	0.147	6.91	0.29	0.180
	Bw	6.78	21.19	0.278	7.12	0.26	0.091
M5	Ah	8.13	20.00	0.324	8.37	0.24	0.040
M6	Ah	8.60	17.84	0.133	8.54	0.21	0.057
	BA	13.82	37.54	0.247	14.16	0.14	0.112
M7	Ah	6.15	15.91	0.085	6.16	0.27	0.175
M8	Ah1	6.53	21.51	0.051	6.57	0.22	0.206
	Ah2	6.26	19.02	0.086	6.29	0.24	0.158
M9	Ah	4.61	7.77	0.368	4.21	0.30	0.041
M21	Ah	4.33	7.00	0.071	3.90	0.34	0.012
<u>Material coluvial derivado de esquistos</u>							
M20	Ah	4.83	8.96	0.110	4.56	0.34	0.040
P16	Ah	7.36	19.66	0.291	7.67	0.26	0.066
	2Bw	5.77	16.69	0.294	5.89	0.29	0.286
<u>Granitos/Granodioritas/Neises</u>							
P15	Ah1	4.10	6.64	0.101	3.64	0.34	0.002
	Ah2	5.39	7.72	0.058	5.01	0.36	0.070
	C	3.95	7.11	0.046	3.57	0.36	0.044
PM10	Ah	1.50	1.92	0.005	0.95	0.50	0.002
	C	5.27	13.74	0.109	5.16	0.27	0.046
PM14	Ah	4.16	3.12	0.032	3.12	0.45	0.007
PM13	Ah1	2.39	5.06	0.027	1.98	0.36	0.002
	Ah2	5.20	9.51	0.132	4.99	0.34	0.049
	Bw	4.24	28.75	0.244	4.43	0.21	0.019
P19	Ah	1.90	3.79	0.007	1.45	0.33	0.022
	AB	4.27	13.01	0.127	4.16	0.26	0.013
P22	Ah	2.87	4.92	0.114	2.41	0.38	0.022
<u>Filitas</u>							
P18	Ah	3.90	0.46	0.083	1.19	0.68	0.075
	BA	10.83	24.85	0.292	11.45	0.23	0.240
P27	Ah	1.38	1.06	0.003	0.68	0.60	0.004
	Bw	4.09	14.32	0.098	4.04	0.28	0.038
P12	Ah	1.90	3.59	0.022	1.46	0.42	0.008
	Bg	3.79	6.06	0.068	3.31	0.36	0.007
P17	Ah	8.03	11.73	0.063	7.57	0.22	0.061
F2	Ah1	0.43	2.02	0.003	0.27	0.51	0.003
	Ah2	0.84	2.44	0.010	0.58	0.46	0.005
	Cg/Cr	1.50	3.68	0.024	1.16	0.41	0.010
	C/R	0.99	3.45	0.012	0.75	0.39	0.003
<u>Anfibolitas</u>							
P11	Ah	7.29	31.64	0.380	7.75	0.20	0.018
	BA				17.86	0.08	0.357

† RMS=Cuadrados medios residuales.

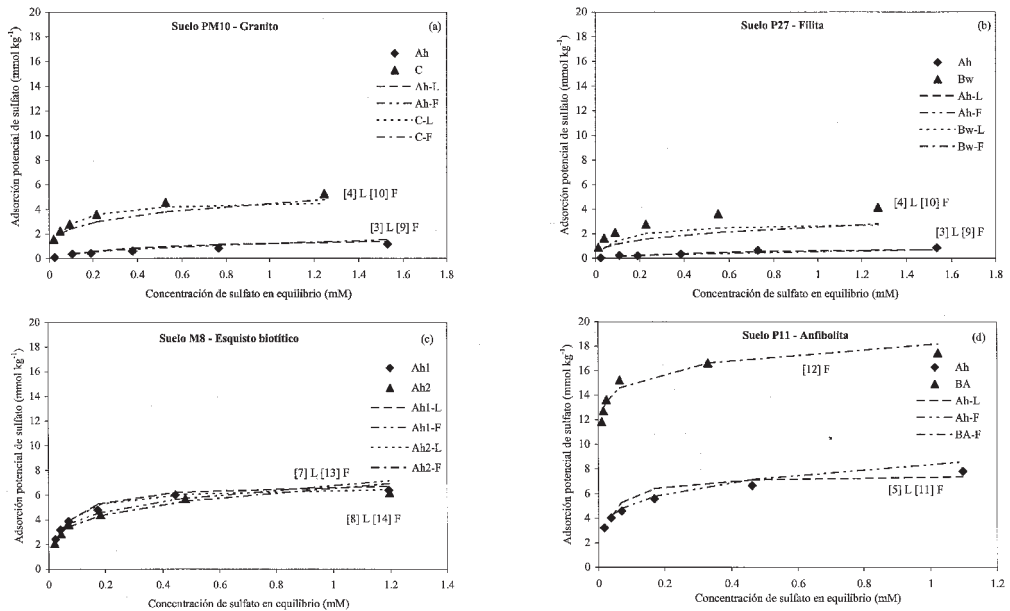


FIGURA 4. Predicción de las isotermas de adsorción de sulfatos con las ecuaciones de Langmuir y Freundlich. Los parámetros de dichas ecuaciones se obtuvieron a partir de propiedades de los suelos. (a) PM10, Typic Humaquept, (b) P27, Typic Haplumbrepts, (c) M8, Andic Haplumbrept y, (d) P11, Andic Haplumbrept. En cada Figura se especifica la ecuación utilizada para cada predicción.

SO_4^{2-} (concentración inicial de SO_4^{2-} 0.4 mM) y pH-KCl, pH-FNa y Al_n fueron 0.80, 0.80, y 0.77, respectivamente, para los horizontes superficiales y 0.63, 0.51 y 0.67, respectivamente, para todos los horizontes, siendo en todos ellos significativos a $P < 0.01$.

Las ecuaciones de regresión obtenidas para estimar las distintas constantes de Langmuir y Freundlich se sustituyeron en las Ec. [1] y [2] para dar lugar a las ecuaciones [3] a [14] (identificadas en las Tablas 4 y 5). Estas nuevas ecuaciones se utilizaron para predecir el potencial de adsorción de SO_4^{2-} de los suelos estudiados a distintas concentraciones de SO_4^{2-} en equilibrio a partir de propiedades químicas de los suelos. Los resultados de los análisis estadísticos reflejan una buena predicción a tenor de los valores de los coeficientes de correlación obtenidos entre

los datos experimentales y los estimados (Tabla 6). Sin embargo, mediante la prueba de t de Student se detectaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre la adsorción potencial de SO_4^{2-} estimada con la Ec. [7] y la adsorción obtenida experimentalmente (datos no mostrados). De hecho, la Ec. [7] tiende a predecir una mayor adsorción de la real, por lo que esta ecuación no se consideró válida para realizar predicciones.

Dada la imposibilidad de representar en este trabajo todas las isotermas generadas a partir de las distintas ecuaciones de predicción descritas en las Tablas 4 y 5, sólo algunas de ellas vienen representadas en la Fig. 4a-d. Se observa, en general, un buen ajuste, excepto para los horizontes subsuperficiales de los suelos derivados de rocas ácidas, donde tanto las predicciones con la ecuación

TABLA 4. Ecuaciones obtenidas mediante regresiones múltiples para estimar los parámetros de la ecuación de Langmuir a partir de propiedades químicas de los suelos. Las unidades de las propiedades de los suelos que intervienen en las distintas ecuaciones son las siguientes: Nat-PO₄, Nat-H₂O y Tot-Nat, en mmol SO₄²⁻ kg⁻¹; Al_n, Fe_o, Al_o y Al_p en g kg⁻¹; CICE en cmol(+) kg⁻¹.

Parámetros	Ecuaciones de regresión	Identificación de la Ec. de Langmuir	R
<u>Granitos y Filitas (horiz. superf.) (n=9)</u>			
b	= -5.052+1.413Nat-PO ₄ +0.779pH-FNa	} Ec. [3]	0.98**
K	= 1.059+2.260Nat-PO ₄ +0.269Al _n		0.96**
<u>Granitos y Filitas (todos los horiz.) (n=21)</u>			
b	= 1.123+1.849Nat-PO ₄ +0.133Al _n	} Ec. [4]	0.94**
K	= -28.636+3.910Nat-PO ₄ +8.776pH-KCl		0.80**
<u>Esquistos biotít. y Anfibolitas (horiz. superf.) (n=13)</u>			
b	3.802+1.445Nat-PO ₄	} Ec. [5]	0.92**
K	-174.714+41.155pH-KCl+2.124Fe _o		0.91**
<u>Esquistos biotít. y Anfibolitas (todos los horiz.†) (n=18)</u>			
b	4.248+1.191Nat-PO ₄	} Ec. [6]	0.96**
K	-98.819+3.416Nat-PO ₄ +25.693pH-KCl		0.91**
<u>Todos los suelos (horiz. superf.) (n=22)</u>			
b	= -6.933+1.292Nat-PO ₄ +1.019pH-FNa	} Ec. [7]	0.96**
K	= -43.924+12.460pH-KCl+3.363Nat-PO ₄		0.87**
<u>Todos los suelos (todos los horiz.‡) (n=39)</u>			
b	= -7.735+1.362Nat-PO ₄ +2.722pH-KCl	} Ec. [8]	0.95**
K	= -41.390+3.875Nat-PO ₄ +20.356pH-KCl -3.429pH-FNa		0.90**

** Significativo a P<0.01.

† El horizonte P11-BA no se incluyó en el análisis de regresión múltiple.

de Langmuir (Ec. [4]) como las obtenidas con la ecuación de Freundlich (Ec. [10]) son menores que los valores experimentales, acentuándose las diferencias en los suelos sobre filitas. Posiblemente la inclusión en el desarrollo de estas ecuaciones de horizontes con comportamientos muy dispares respecto a la adsorción de SO₄²⁻ tiende a disminuir el ajuste de la predicción.

La principal ventaja de utilizar las ecuaciones desarrolladas en este trabajo en las que se predicen los parámetros de las ecuaciones

de Langmuir y Freundlich con respecto a la utilización de índices de predicción de adsorción de SO₄²⁻ (MacDonald y Hart, 1990; MacDonald et al., 1994) es que las primeras permiten la predicción a partir de un rango de concentraciones de SO₄²⁻ en equilibrio, mientras que las segundas sólo predicen la adsorción de SO₄²⁻ a partir de una cantidad inicial de SO₄²⁻ fija. En cualquiera de los casos, tanto las ecuaciones desarrolladas como los índices de predicción tienen en común el uso de propiedades de los suelos como variables

TABLA 5. Ecuaciones obtenidas mediante regresiones múltiples para describir los parámetros de la ecuación de Freundlich a partir de propiedades químicas de los suelos. Las unidades de las propiedades de los suelos que intervienen en las distintas ecuaciones son las siguientes: Nat-PO₄, Nat-H₂O y Tot-Nat, en mmol SO₄²⁻ kg⁻¹; Al_n, Fe_o, Al_o y Al_p en g kg⁻¹; CICE en cmol(+) kg⁻¹.

Parámetros	Ecuaciones de regresión	Identificación de la Ec. de Freundlich	R
	<u>Granitos y Filitas (horiz. superf.) (n=9)</u>		
α	-4.980+1.476Nat-PO ₄ +0.707pH-FNa	} Ec. [9]	0.98**
β	0.621-1.968E-02Al _o -0.162Nat-H ₂ O		0.90**
	<u>Granitos y Filitas (todos los horiz.) (n=21)</u>		
α	0.658+2.023Nat-PO ₄ +0.133Al _n	} Ec. [10]	0.94**
β	0.951-4.487E-02Tot-Nat-0.140pH-KCl		0.85**
	<u>Esquistos biotíticos y Anfibolitas (horiz. superf.) (n=13)</u>		
α	-13.163+1.365Nat-PO ₄ +4.020pH-KCl	} Ec. [11]	0.94**
β	0.308-4.838E-02Nat-PO ₄ +1.110E-02CICE		0.94**
	<u>Esquistos biotíticos y Anfibolitas (todos los horiz.) (n=19)</u>		
α	4.130+1.226Nat-PO ₄	} Ec. [12]	0.98**
β	0.365-2.164E-02Tot-Nat-4.416E-03Al _p		0.94**
	<u>Todos los suelos (horiz. superf.) (n=22)</u>		
α	-12.078+1.463Nat-PO ₄ +3.691pH-KCl	} Ec. [13]	0.97**
β	1.006-4.267E-02Tot-Nat-0.150pH-KCl		0.91**
	<u>Todos los suelos (todos los horiz.) (n=40)</u>		
α	-9.708+1.271Nat-PO ₄ +3.184pH-KCl	} Ec. [14]	0.96**
β	0.960-2.250E-02Tot-Nat-0.149pH-KCl		0.88**

** Significativo a P<0.01.

independientes de las ecuaciones y, en ocasiones, dicho uso queda limitado al no existir una analítica completa de los suelos en cuestión (MacDonald y Hart, 1990).

CONCLUSIONES

Los suelos desarrollados a partir de anfibolitas y esquistos biotíticos tienen, en general, una elevada capacidad de adsorción de SO₄²⁻ en concordancia con sus elevados contenidos en oxi-hidróxidos de Fe y Al, por lo que en estos suelos la adsorción de SO₄²⁻ constituye un importante mecanismo de protección frente a un impacto acidificante. Los suelos derivados de granitos y filitas mues-

tran una menor capacidad de adsorción de SO₄²⁻, siendo particularmente baja en horizontes superficiales con abundancia de ácidos orgánicos libres. El ajuste de los datos experimentales a las ecuaciones de Langmuir y de Freundlich es satisfactorio por lo que ambas ecuaciones pueden considerarse adecuadas para describir los datos de adsorción de SO₄²⁻. Se obtuvo también una buena predicción de los parámetros de dichas ecuaciones a partir de propiedades de los suelos. Estas nuevas ecuaciones podrían ser de utilidad para modelizaciones matemáticas de ecosistemas a nivel regional, si bien, es necesaria su validación definitiva con suelos distintos a los utilizados en la base de datos.

TABLA 6. Coeficientes de correlación obtenidos entre los valores de adsorción potencial de SO_4^{2-} experimentales y los valores estimados a partir de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich (ecuaciones [3] a [14]).

		Concentración inicial de SO_4^{2-}					
		0.1 mM	0.2 mM	0.4 mM	0.8 mM	1.6 mM	0.1-1.6 mM
		<u>Granito y Filita (horiz. superf.)n=9</u>					<u>n=45</u>
Ec.[3]	0.99**	0.99**	0.99**	0.99**	0.98**	0.98**	0.98**
Ec.[9]	0.98**	0.98**	0.98**	0.99**	0.97**	0.98**	0.98**
		<u>Granito y Filita (todos los horiz.)n=21</u>					<u>n=105</u>
Ec.[4]	0.91**	0.92**	0.94**	0.95**	0.94**	0.94**	0.94**
Ec.[10]	0.95**	0.94**	0.93**	0.93**	0.93**	0.94**	0.94**
		<u>Esquisto biotít. y Anfib. (horiz. superf.)n=13</u>					<u>n=65</u>
Ec.[5]	0.93**	0.92**	0.93**	0.93**	0.94**	0.95**	0.95**
Ec.[11]	0.98**	0.96**	0.94**	0.91**	0.94**	0.97**	0.97**
		<u>Esquisto biotít. y Anfib. (todos los horiz.)</u>					<u>n=90(L),95(F)</u>
Ec.[6]	0.97**	0.96**	0.97**	0.96**	0.96**	0.97**	0.97**
Ec.[12]	0.99**	0.98**	0.98**	0.97**	0.98**	0.98**	0.98**
		<u>Todos los suelos (horiz. superf.)</u>					<u>n=100(L),</u>
		<u>n=20(L)†,22(F)</u>					<u>110(F)</u>
Ec.[7]	0.94**	0.96**	0.96**	0.96**	0.96**	0.96**	0.96**
Ec.[13]	0.98**	0.97**	0.96**	0.96**	0.96**	0.97**	0.97**
		<u>Todos los suelos (todos los horiz.)</u>					<u>n=185(L),</u>
		<u>n=37(L)†,39(F)‡</u>					<u>n=195(F)</u>
Ec.[8]	0.95**	0.94**	0.95**	0.95**	0.94**	0.95**	0.95**
Ec.[14]	0.96**	0.95**	0.94**	0.93**	0.94**	0.95**	0.95**

** Significativo a $P < 0.01$.

† Los horizontes P12-Ah y P27-Ah no se incluyeron ya que sus valores de K estimados fueron ≤ 0 (Ec. [7] y [8]).

‡ El horizonte P11-BA no se incluyó ya que el valor de β estimado fue 0 (Ec. [14]).

REFERENCIAS

- Blakemore, L.D. (1978). Exchange complex dominated by amorphous material (ECDAM). in *The Andisol Proposal*. G.D. Smith, (ed.) Soil Bureau DSIR, New Zealand, 21-22.
- Barrow, N.J. (1978). The description of phosphate adsorption curves. *J. Soil Sci.* **29**, 447-462.
- BMDP Statistical Software Inc. (1993). Cork, Ireland.
- Bolan, N.S., Syers, J.K. y Sumner, M.E. (1993). Calcium-induced sulfate adsorption by soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**, 691-696.
- Borggaard, O.K. (1985). Organic matter and silicon in relation to the crystallinity of soil iron oxides. *Acta Agric. Scand.* **35**, 398-406.

- Camps Arbestain, M., Barreal, M.E. y Macías, F. (1999). Sulfate sorption in forest soils in an acidic deposition environment: Influence of parent material. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (en prensa).
- Camps, M. y Macías, F. (2000). Respuesta a la acidificación y adsorción de sulfatos en suelos ácidos y ferrálicos desarrollados a partir de anfibolitas en Galicia (NW Spain). *Edafología* (en prensa).
- Comfort, S.D., Dick, R.P. y Baham, J. (1992). Modeling soil sulfate sorption characteristics. *J. Environ. Qual.* **21**, 426-432.
- Curtin, D. y Syers, J.K. (1990). Mechanisms of sulphate adsorption by two tropical soils. *J. Soil Sci.* **41**, 295-304.
- Chao, T.T., Harward, M.E. y Fang, S.C. (1964). Iron and aluminum coatings in relation to sulfate adsorption characteristics of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **28**, 632-635.
- Fieldes, M. y Perrot, K.W. (1966). The nature of allophane in soils. III. Rapid field and laboratory test for allophane. *N. Z. J. Sci.* **9**, 623-629.
- Fuller, R.D., David, M.B. y Driscoll, C.T. (1985). Sulfate adsorption relationships in forested Spodosols of the Northeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **49**, 1034-1040.
- García-Rodeja, E., Macías, F. y Guitián, F. (1987). Andosols developed from non-volcanic materials in Galicia, NW Spain. *J. Soil Sci.* **38**, 573-591.
- Harter, R.D. y Smith, G. (1981). Langmuir equation and alternate methods of studying "adsorption" reactions in soils. in *Chemistry in the Soil Environment*. American Society of Agronomy. 167-182.
- Hashimoto, I. y Jackson, M.L. (1960). Rapid dissolution of allophane and kaolinite-halloysite after dehydration. *Clays Clay Miner.* **7**, 102-113.
- Holmgren, G.G. (1967). A rapid citrate-dithionite extractable iron procedure. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **31**, 210-211.
- Hsu, P.H. y Rennie, D.A. (1962). Reaction of phosphorus in aluminum systems. II. Precipitation of phosphate by exchangeable aluminum on a cation exchange resin. *Can. J. Soil Sci.* **42**, 210-221.
- MacDonald, N.W., Burton, A.J., Witter, J.A. y Richter, D.D. (1994). Sulfate adsorption in forest soils of the Great Lakes region. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58**, 1546-1555.
- MacDonald, N.W. y Hart, Jr, J.B. (1990). Relating sulfate adsorption to soil properties in Michigan forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**, 238-245.
- Macías, F., y Calvo de Anta, R. (1992). Caractérisation pédogéochimique des sols de la Galice (NW Espagne) en relation avec la diversification lithologique. Mise en évidence d'un milieu de transition entre les domaines tempérés et subtropicaux humides. *C. R. Acad. Sci. Paris*, **315**(II), 1803-1810.
- Marsh, K.B., Syers, J.K. y Tillman, R.W. (1987). Charge relationships of sulfate adsorption by soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **51**, 318-323.
- McKeague, J.A. (1967). An evaluation of 0.1 M pyrophosphate and pyrophosphate-dithionite in comparison with oxalate as extractants of the accumulation products in Podzols and some other soils. *Can. J. Soil Sci.* **47**, 95-99.
- Merino, A. y García-Rodeja, E. (1996). Mobility of sulphate in experimentally acidified soils from Galicia (NW Spain). *Water Air Soil Pollut.* **87**, 23-37.
- Nodvin, S.C., Driscoll, C.T. y Likens, G.E. (1986). Simple partitioning of anions and dissolved organic carbon in a forest soil. *Soil Sci.* **142**, 27-35.

- Parfitt, R.L. (1978). Anion adsorption by soils and soil materials. *Adv. Agron.* **30**, 1-50.
- Peech, M., L.T. Alexander, Dean, L.A. y Reed, J.F. (1947). *Methods of soil analysis for soil fertility investigations*. U.S.D.A. Cir. 757. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Shaffer, P.W. y Stevens, Jr, D.L. (1991). Evaluation of procedures for aggregating nonlinear sulfate adsorption isotherm data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**, 684-692.
- Singh, B.R. (1984). Sulfate sorption by acid forest soils: 1. Sulfate adsorption isotherms and comparison of different adsorption equations in describing sulfate adsorption. *Soil Sci.* **138**, 189-197.
- Soil Survey Staff (1997). *Keys to Soil Taxonomy*. 7th ed. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture. Pocahontas Press, Blacksburg, VA.
- SPSS, (1996). Chicago, IL.
- Weaver, G.T., Khanna, P.K. y Beese, F. (1985). Retention and transport of sulfate in a slightly acid forest soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **49**, 746-750.
- Zhang, G.Y., Zhang, X.N. y Yu, T.R. (1987). Adsorption of sulphate and fluoride by variable charge soils. *J. Soil Sci.* **38**, 29-38.

RETENCIÓN DE SULFATOS EN SUELOS DE GALICIA: II. PREDICCIÓN DE LA ADSORCIÓN DE SULFATOS EN SUELOS DERIVADOS DE ROCAS ÁCIDAS DEL NOROESTE DE ESPAÑA

M. CAMPS ARBESTAIN, M.E. BARREAL y F. MACÍAS

Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15706-Santiago de Compostela.

Abstract: The validity of equations used to predict SO_4^{2-} sorption parameters for Langmuir and Freundlich isotherms was tested. The equations were derived in a previous study, in which the parent material was used as the criterion for aggregating characterization data of soils from A Coruña (NW Spain). Soils from Ourense (NW Spain), derived from acidic parent material, were used to validate the different models. There was significant correlation between all of the observed and fitted potential SO_4^{2-} sorption data ($P < 0.01$). However, a trend of decreasing the r values (from 0.86 to 0.67) was observed when the heterogeneity of the data base used in the development of the equations increased. Furthermore, comparison of the means of observed and fitted data by a Student's t test confirmed that when soil data were aggregated without distinguishing between acidic and basic parent materials, the accuracy of the prediction tended to decrease.

Key words: Sulfate sorption, prediction, isotherms, Langmuir, Freundlich.

Resumen: En este trabajo se examinó la validez de distintas ecuaciones de predicción de la adsorción de SO_4^{2-} en suelos forestales. Estas ecuaciones fueron obtenidas en un estudio anterior a partir de propiedades químicas de suelos forestales de la provincia de A Coruña, utilizando el material original como criterio de agregación de datos. Para validar las distintas ecuaciones se utilizaron suelos de la provincia de Ourense desarrollados a partir de rocas ácidas. Los valores de los coeficientes de correlación (r) obtenidos entre los datos de adsorción potencial de SO_4^{2-} experimentales y los datos estimados a partir de las distintas ecuaciones fueron todos ellos significativos ($P < 0.01$). Sin embargo, se observó una tendencia a disminuir el valor de r (de 0.86 a 0.67) con el aumento de la heterogeneidad en la base de datos utilizada para el desarrollo de las distintas ecuaciones. Asimismo, con el uso de la prueba de t de Student para medias de muestras emparejadas se detectó una clara disminución del ajuste de la predicción para el caso de las ecuaciones en las que en su derivación no se hizo distinción entre los distintos materiales originales.

Palabras clave: adsorción de sulfatos, predicción, isoterma, Langmuir, Freundlich.

INTRODUCCIÓN

Los procesos de retención de SO_4^{2-} en el suelo (adsorción y/o precipitación) pueden disminuir o, al menos, retrasar los daños causados por la deposición ácida ya que con su

fijación disminuye la pérdida de cationes básicos del sistema. La predicción de la retención de SO_4^{2-} a partir de propiedades de los suelos podría ser de utilidad para aplicaciones en modelos matemáticos de ecosistemas regionales (Comfort et al., 1992) utiliza-

dos para predecir, por ejemplo, la respuesta de las aguas superficiales a variaciones de la deposición de compuestos de S. Para obtener una buena predicción es indispensable conseguir la máxima similitud entre los suelos utilizados en el proceso de agregación de datos (Shaffer y Stevens, Jr., 1991; MacDonald et al., 1994). MacDonald et al. (1994) sugirieron la agrupación de suelos en función de la taxonomía de los mismos para predecir la adsorción de SO_4^{2-} en suelos. Por otro lado, Camps Arbestain et al. (1999) utilizaron el material original y el tipo de horizonte (superficial/subsuperficial) como criterios de agregación de datos para poder predecir los parámetros de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich a partir de propiedades de los suelos y, con ello, predecir la adsorción de SO_4^{2-} en un rango de concentración de este anión en la disolución del suelo. El objetivo de este trabajo fue validar las ecuaciones obtenidas en dicho estudio utilizando suelos no incluidos en la base de datos original. Concretamente, se estudiaron aquellas ecuaciones aplicables a horizontes superficiales de suelos derivados de materiales ácidos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los Suelos Estudiados

Los suelos utilizados para estudiar la validez de algunos de los modelos matemáticos descritos en Camps Arbestain et al. (1999) corresponden a horizontes superficiales de suelos forestales de la provincia de Ourense desarrollados a partir de granitos (suelos O4, O17, O22), esquistos (suelos O2, O24, O26), filitas (suelos O3, O18), pizarras (suelos O16, O21), y sedimentos cuaternarios (suelo O19) (Tabla 1) (Fig. 1). La temperatura media y la precipitación media anual de la provincia de Ourense varían entre 6 y 14°C y entre 600 y 1800 mm año⁻¹, respectivamente. Las muestras de suelos se secaron a temperatura ambiente y se separó la fracción gruesa del suelo de la tierra fina con un tamiz de 2 mm de luz. Las principales propiedades de los suelos analizadas fueron pH en H₂O, pH en KCl 0.01 M, pH en FNa (Fielde y Perrot, 1966), C orgánico, Fe extraído en ditionito-citrato (Fe_d) (Holmgren, 1967), Fe y Al extraídos en oxalato amónico (Fe_o y Al_o) (Blakemore, 1978), Fe y Al extraídos en piro-

TABLA 1. Localización de los puntos de muestreo.

	Localización	Vegetación	Material Original	Clasificación
O4	Verín	Monte bajo	Granitos	Entic Haplumbrept
O17	Trives-Alto Cerceira	Monte bajo	Granitos	Entic Haplumbrept
O22	Maceda-Vilaredo	Robledal	Granitos	Typic Haplumbrept
O2	Celanova-Vilar de Santos	Pinar	Esquistos	Entic Haplumbrept
O24	Doade	Pinar + tojo	Esquistos	Typic Haplumbrept
O26	Viñao-Cusanca	Pinar + tojo + brezo	Esquistos	Typic Haplumbrept
O3	Vilardevós	Pinar	Filitas	Lithic Haplumbrept
O18	Alto Rodicio	Monte bajo	Filitas	Entic Haplumbrept
O16	Seixo	Monte bajo	Pizarras	Lithic Udorthent
O21	Laza-Alberguería	Monte bajo	Pizarras	Entic Haplumbrept
O19	Os Milagros	Pinar	Sedimentos cuaternarios	Typic Hapludult

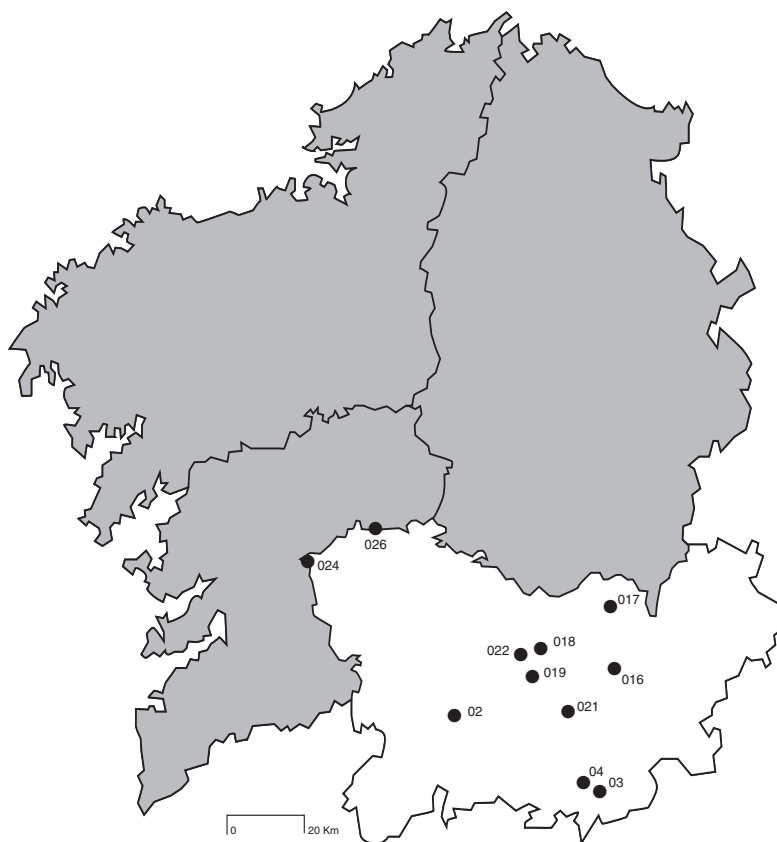


FIGURA 1. Localización de los puntos de muestreo.

fosfato sódico (Fe_p y Al_p) (Bascomb, 1968), Al extraído en NaOH 0.5 M (Al_n) (Borggaard, 1985, después de Hashimoto y Jackson, 1960), cationes de cambio extraídos con NH_4Cl 1 M (Peech et al., 1947) y protones de cambio valorados con NaOH 0.005 M a pH 4.5. El contenido en “oxi-hidróxidos de Fe cristalinos” (Fe_c) se estimó a partir de la diferencia entre los valores de Fe_d y de Fe_o .

Los estudios de adsorción de SO_4^{2-} se realizaron añadiendo a 3 g de suelo 30 mL de una disolución de K_2SO_4 0.4 ó 1.6 mM con un pH inicial de 3.0 y una fuerza iónica de 5.73 mM ajustada con KCl. Las suspensiones se agitaron durante 24 h, posteriormente se

separaron por centrifugación a 2100xg y se filtraron a través de 0.45 μm . El sulfato de los extractos se midió por cromatografía iónica (Dionex-4500i) (Dionex, Sunnyvale, CA). El *sulfato adsorbido* (se utiliza el término “adsorción” si bien no se ha descartado mediante trabajo experimental la posibilidad de precipitación) se calculó como la diferencia entre la concentración inicial y la de *equilibrio*. En este trabajo se define *sulfato en equilibrio* al presente en la disolución del suelo después de agitar las suspensiones durante 24 h. El *sulfato nativo* se determinó mediante extracción secuencial (1 h) de 3 g de muestra de suelo con 30 mL de agua ultra-

pura (Nat-H₂O) seguida por 30 mL de KH₂PO₄ 0.016 M (Nat-PO₄), modificación del método de Fuller et al. (1985). El *sulfato potencialmente adsorbido* se calculó, de acuerdo con MacDonald et al. (1994), añadiendo al SO₄²⁻ adsorbido el total nativo (Tot-Nat = Nat-H₂O + Nat-PO₄). Las extracciones y los análisis se realizaron por duplicado.

Ecuaciones de Predicción

Las ecuaciones de predicción de los parámetros de las ecuaciones de Langmuir (b, K)

y Freundlich (α , β) (Tabla 2) se obtuvieron mediante la realización de regresiones múltiples por pasos sucesivos (SPSS, 1996) a partir de propiedades químicas de suelos del entorno de las Centrales Térmicas de As Pontes y Meirama (A Coruña) (Camps Arbestain et al., 1999). Los materiales de partida de dichos suelos son muy diversos e incluyen rocas ácidas¹ (granitos y filitas) y rocas básicas¹ (esquistos biotíticos y anfibolitas). Los datos utilizados para la obtención de las distintas ecuaciones se agregaron tenien-

Tabla 2. Ecuaciones de predicción de las constantes de Langmuir (b, K) y de Freundlich (α , β) a partir de propiedades químicas de los suelos. Las unidades de las propiedades de los suelos que intervienen en las distintas ecuaciones son las siguientes: Nat-PO₄ (SO₄²⁻ nativo extraído con KH₂PO₄), Nat-H₂O (SO₄²⁻ nativo extraído con H₂O), y Tot-Nat (SO₄²⁻ nativo total) en mmol kg⁻¹; Al_n y Al_o en g kg⁻¹.

Parámetro	ecuación de regresión	identificación ecuación
<u>Suelos desarrollados a partir de rocas ácidas (horizontes superficiales)</u>		
b	$-5.052+1.413\text{Nat-PO}_4+0.779\text{pH-FNa}$	}[3]-Langmuir
K	$1.059+2.260\text{Nat-PO}_4+0.269\text{Al}_n$	
α	$-4.980+1.476\text{Nat-PO}_4+0.707\text{pH-FNa}$	}[4]-Freundlich
β	$0.621-1.968\text{E-}02\text{Al}_o-0.162\text{Nat-H}_2\text{O}$	
<u>Suelos desarrollados a partir de rocas ácidas (todos los horizontes)</u>		
b	$1.123+1.849\text{Nat-PO}_4+0.133\text{Al}_n$	}[5]-Langmuir
K	$-28.636+3.910\text{Nat-PO}_4+8.776\text{pH-KCl}$	
α	$0.658+2.023\text{Nat-PO}_4+0.133\text{Al}_n$	}[6]-Freundlich
β	$0.951-4.487\text{E-}02\text{Tot-Nat-}0.140\text{pH-KCl}$	
<u>Todos los suelos (horizontes superficiales)</u>		
b	$-6.933+1.292\text{Nat-PO}_4+1.019\text{pH-FNa}$	}[7]-Langmuir†
K	$-43.924+12.460\text{pH-KCl}+3.363\text{Nat-PO}_4$	
α	$-12.078+1.463\text{Nat-PO}_4+3.691\text{pH-KCl}$	}[8]-Freundlich
β	$1.006-4.267\text{E-}02\text{Tot-Nat-}0.150\text{pH-KCl}$	
<u>Todos los suelos (todos los horizontes)</u>		
b	$-7.735+1.362\text{Nat-PO}_4+2.722\text{pH-KCl}$	}[9]-Langmuir
K	$-41.390+3.875\text{Nat-PO}_4+20.356\text{pH-KCl-}3.429\text{pH-FNa}$	
α	$-9.708+1.271\text{Nat-PO}_4+3.184\text{pH-KCl}$	}[10]-Freundlich
β	$0.960-2.250\text{E-}02\text{Tot-Nat-}0.149\text{pH-KCl}$	

† Esta ecuación fue rechazada en el estudio previo (trabajando con los suelos incluidos en la base de datos utilizada para el desarrollo de la ecuación) por no ofrecer una predicción satisfactoria (Camps Arbestain et al., 1999).

¹ La definición de roca ácida y roca básica *sensu stricto* es sólo aplicable a rocas ígneas. Sin embargo, en este trabajo este criterio se ha utilizado de forma más genérica, incluyendo también a rocas metamórficas en uno u otro grupo.

do en cuenta una serie de criterios, de los cuales se pretende validar en este estudio los siguientes: a) horizontes superficiales – material original ácido, b) todos los horizontes – material original ácido, c) horizontes superficiales – material original ácido + básico, d) todos los horizontes – material original ácido + básico.

Las ecuaciones de predicción de cada uno de los parámetros, descritas en la Tabla 2, fueron sustituidas en sus respectivas ecuaciones, Langmuir [1] y Freundlich [2], para dar lugar a las ecuaciones [3] a [10] (Tabla 2).

$$[1] \text{ SO}_4^{2-} \text{ potencialmente adsorbido} = \frac{b \text{ K SO}_4^{2-\text{eq}}}{1 + \text{K SO}_4^{2-\text{eq}}}$$

$$\beta$$

$$[2] \text{ SO}_4^{2-} \text{ potencialmente adsorbido} = \alpha \text{ SO}_4^{2-\text{eq}}$$

Se tuvo en cuenta el SO_4^{2-} nativo ya que estas ecuaciones fueron diseñadas originalmente para relacionar la cantidad total de una determinada sustancia adsorbida con su concentración en equilibrio en la disolución del suelo (Nodvin et al., 1986). Las ecuaciones resultantes se utilizaron para predecir la adsorción de SO_4^{2-} a partir de valores de concentración de SO_4^{2-} en la disolución del suelo ($\text{SO}_4^{2-\text{eq}}$). El ajuste entre los valores de SO_4^{2-} adsorbido obtenidos experimentalmente y los valores estimados se evaluó mediante análisis de correlación y pruebas de t de Student para medias de muestras emparejadas (SPSS, 1996).

RESULTADOS

Los Suelos Estudiados

Los suelos estudiados que, en concreto, corresponden a horizontes superficiales, son todos ellos ácidos, con una baja capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) y una baja saturación de bases, características típicas de suelos localizados en ambientes abier-

tos y sustractivos. La alteración de rocas graníticas y de rocas metamórficas ricas en cuarzo es lenta, lo que explica que estos suelos muestren, en su mayoría, una evolución incipiente (Tabla 3). En estos horizontes la fracción arcilla está generalmente dominada por mica fuertemente degradada a vermiculita con presencia de islotes de hidróxidos de Al en la intercapa (Macías y Calvo de Anta, 1992). Este proceso de aluminosialitización es común en horizontes ricos en materia orgánica de suelos desarrollados sobre estos materiales en zonas de climatología templado-húmeda y, ello explica, al menos en parte, que las principales propiedades químicas de estos suelos de la provincia de Ourense (Tabla 3) tengan valores similares a los de los suelos de la provincia de A Coruña, formados a partir de granitos y filitas, utilizados para el desarrollo de las ecuaciones de predicción. Dada la similitud entre ambos grupos de datos se consideró correcto el uso de estas ecuaciones para el presente estudio.

Asimismo, se detectó una baja capacidad de adsorción de SO_4^{2-} en estos horizontes superficiales (Tabla 3) que coincide con resultados obtenidos en estudios realizados con suelos formados a partir de materiales similares (Merino y García-Rodeja, 1996; Camps Arbertain et al., 1999). La menor adsorción se observó en suelos derivados de filitas y de granitos, aumentando en aquellos formados a partir de pizarras, sedimentos cuaternarios y esquistos. Dicho aumento estaría principalmente asociado a un mayor contenido de oxi-hidróxidos de Al y/o Fe de estos últimos (Tabla 3). Además del mayor o menor contenido de superficies reactivas, otro factor que posiblemente influye en la retención de SO_4^{2-} en estos horizontes superficiales, es la competición entre el SO_4^{2-} y el C orgánico disuelto por las superficies de adsorción que afectaría de forma negativa a la retención de SO_4^{2-} (Inskeep, 1989; Evans y Anderson, 1990).

Tabla 3. Propiedades seleccionadas de los suelos estudiados.

Ident.	pH		FNa	C org.	CICE	Al _n	Al _o	Al _p	Fe _d	Fe _o	Fe _p	Fe _c	SO ₄ ²⁻ nativo		SO ₄ ²⁻ poten. adsorbido.‡	
	H ₂ O	KCl											H ₂ O	KH ₂ PO ₄		0.4 mM
			g kg ⁻¹		cmol(+) kg ⁻¹				g kg ⁻¹ †				mmol kg ⁻¹			
Granitos																
O4	4.55	3.57	7.86	40.9	8.2	2.2	1.9	3.3	2.6	0.6	0.7	2.0	0.11	0.04	0.31	0.30
O17	4.49	3.70	8.68	27.2	7.5	1.9	2.5	2.9	4.3	2.2	1.2	2.1	0.14	0.13	0.80	1.16
O22	4.70	3.74	9.00	27.0	4.9	2.9	2.6	3.9	3.7	1.9	1.6	1.8	0.16	0.09	0.62	1.19
Esquistos																
O2	4.65	3.97	9.64	73.9	6.2	9.2	8.0	11.6	12.9	4.7	5.4	8.2	0.38	0.54	1.89	2.58
O24	4.72	3.86	8.85	39.5	3.6	7.0	3.2	3.3	14.8	4.1	3.7	10.7	0.14	0.27	1.56	2.92
O26	4.80	3.79	8.63	28.3	18.4	10.3	2.2	2.2	15.7	2.6	2.1	13.1	0.11	0.10	0.94	1.82
Filitas																
O3	4.84	3.84	8.38	24.6	3.1	1.6	1.6	2.1	22.7	1.5	1.9	21.2	0.09	0.12	0.75	0.95
O18	4.53	3.47	7.62	72.8	7.1	2.4	2.1	2.3	9.5	2.4	2.0	7.1	0.14	0.06	0.17	0.22
Pizarras																
O16	4.67	3.70	8.88	86.0	8.0	3.3	6.0	6.8	17.1	10.2	8.1	6.9	0.10	0.06	1.22	2.27
O21	4.67	3.78	8.56	50.5	4.4	4.0	2.7	2.7	16.0	2.9	2.6	13.1	0.13	0.18	1.07	1.70
Sedimentos Cuaternarios																
O19	4.26	3.53	8.83	54.8	8.6	6.3	3.9	7.3	10.0	6.7	6.0	3.3	0.25	0.50	1.47	2.33

†Al_n=extracción con NaOH; Al_o, Fe_o = extracción con oxalato amónico; Al_p, Fe_p = extracción con pirofosfato sódico; Fe_d = extracción con ditionito-citrato; Fe_c = Fe_d - Fe_o.

‡Adsorción potencial de SO₄²⁻ = SO₄²⁻ adsorbido a 0.4 ó 1.6 mM + SO₄²⁻ nativo total.

Ecuaciones de predicción

Los coeficientes de correlación obtenidos entre los valores experimentales de adsorción potencial de SO_4^{2-} de los suelos de Ourense y los valores estimados a partir de las ecuaciones de predicción descritas en la Tabla 2 fueron todos ellos significativos a $P < 0.01$ (Tabla 4). Sin embargo, se observa una tendencia a disminuir el valor de r (de 0.86 a 0.67) cuando aumenta la heterogeneidad de los datos utilizados para el desarrollo de las distintas ecuaciones. Así, cuando los datos se agregaron sin distinción entre los distintos materiales de partida y/o tipos de horizontes (superficiales/subsuperficiales), el ajuste de la predicción fue menor (Tabla 4). Además, se demostró mediante pruebas de t de Student que las medias de los valores estimados y las de los valores obtenidos experimentalmente fueron significativamente diferentes a $P < 0.05$ para las ecuaciones [5], [8], [9] y [10], y a $P < 0.10$ para la ecuación [6] (Tabla 4). Sólo la ecuación [3] (Langmuir,

horizontes superficiales – material de partida ácido) y la ecuación [4] (Freundlich, horizontes superficiales – material de partida ácido) consiguieron predecir la adsorción de SO_4^{2-} satisfactoriamente (Fig. 2).

Así, el uso del material original y la separación entre horizontes superficiales y subsuperficiales como criterios de agregación de datos parece razonable para el caso de suelos desarrollados a partir de materiales ácidos. De hecho, la mejora de la predicción obtenida separando los horizontes superficiales de los subsuperficiales es esperada dadas las diferencias existentes en la capacidad de adsorción de SO_4^{2-} entre ambos tipos de horizontes en suelos formados sobre este tipos de materiales (Camps Arbostain et al., 1999).

CONCLUSIONES

La predicción de los parámetros de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich permite estimar la adsorción potencial de SO_4^{2-} en

Tabla 4. Coeficientes de correlación y nivel de significación de las pruebas de t de Student para medias de muestras emparejadas entre los valores observados y valores estimados de adsorción potencial de SO_4^{2-} (n=22).

Criterio de agregación s de dato	Ident. Ecuación	Langmuir		Freundlich		
		r	Prueba t de Student (Probabilidad)	Ident. Ecuación	r	Prueba t de Student (Probabilidad)
rocas ácidas/horizontes superficiales	[3]	0.86**	0.58	[4]	0.82**	0.71
rocas ácidas/todos los horizontes	[5]	0.83**	0.01*	[6]	0.79**	0.06
todos los suelos/horizontes superficiales	[7]	(ecuación rechazada)		[8]	0.74**	0.00**
todos los suelos/todos los horizontes	[9]	0.67**	0.00**	[10]	0.70**	0.00**

*, ** Significativo a los niveles de probabilidad de 0.05 y 0.01, respectivamente.

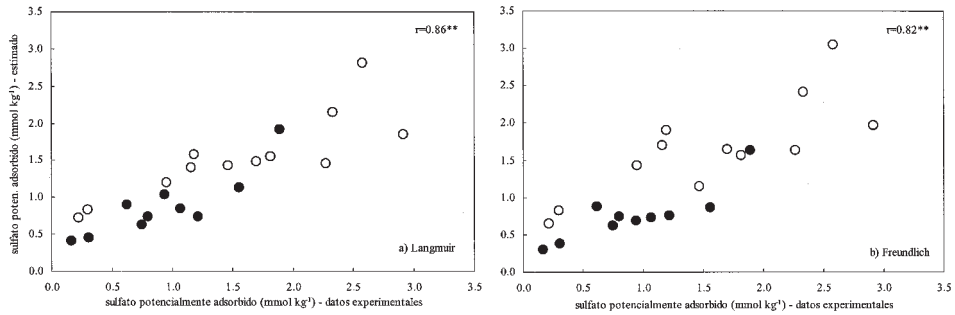


FIGURA 2. Representación de los valores de adsorción potencial de SO_4^{2-} obtenidos experimentalmente y los valores estimados a partir de las ecuaciones [3] (a) y [4] (b). Las concentraciones iniciales de SO_4^{2-} en el estudio experimental fueron 0.4 (●) y 1.6 mM (○).

un rango de concentración de SO_4^{2-} en la disolución del suelo, por lo que podría ser de utilidad en modelos matemáticos utilizados para la predicción de las Cargas Críticas de Acidez. Sin embargo, el uso de éstas y otras ecuaciones que utilizan datos de propiedades de los suelos para predecir la adsorción de SO_4^{2-} tiene el inconveniente de que a menudo la base de datos analíticos de los suelos a estudiar está incompleta (MacDonald y Hart, 1990). En todo caso, las ecuaciones obtenidas en este estudio, si bien consiguen una predicción satisfactoria de la adsorción de SO_4^{2-} y representan una primera aproximación a la modelización de este/estos proceso/s, parten de una base de datos pequeña (al discriminar suelos en función de unas características determinadas el total de suelos seleccionados disminuyó), por lo que, la generalización de estas ecuaciones a otros suelos podría resultar incorrecta.

REFERENCIAS

- Bascomb, C.L. (1968). Distribution of pyrophosphate extractable iron and organic carbon in soils of various groups. *J. Soil Sci.* **19**, 251-256.
- Blakemore, L.D. (1978). Exchange complex dominated by amorphous material (ECDAM). in *The Andisol Proposal*. G.D. Smith (ed.) Soil Bureau DSIR, New Zealand, 21-22.
- Borggaard, O.K. (1985). Organic matter and silicon in relation to the crystallinity of soil iron oxides. *Acta Agric. Scand.* **35**, 398-406.
- Camps Arbestain, M., Barreal, M.E. y Macías, F. (1999). Parent material influence on sulfate sorption in forest soils from northwestern Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (en prensa).
- Camps Arbestain, M., Barreal, M.E. y Macías, F. (1999). Retención de sulfatos en suelos de Galicia: I. Ajuste de las isothermas de adsorción de sulfatos a las ecuaciones de Langmuir y Freundlich. *Edafología* (este volumen).
- Comfort, S.D., Dick, R.P. y Baham, J. (1992). Modeling soil sulfate sorption characteristics. *J. Environ. Qual.* **21**, 426-432.
- Evans, A., Jr. y Anderson, T.J. (1990). Aliphatic acids: Influence on sulfate mobility in a forested Cecil soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**, 1136-1139.

- Fieldes, M. y Perrot, K.W. (1966). The nature of allophane in soils. III. Rapid field and laboratory test for allophane. *N. Z. J. Sci.* **9**, 623-629.
- Fuller, R.D., David, M.B. y Driscoll, C.T. (1985). Sulfate adsorption relationships in forested Spodosols of the Northeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **49**, 1034-1040.
- Hashimoto, I. y Jackson, M.L. (1960). Rapid dissolution of allophane and kaolinite-halloysite after dehydration. *Clays Clay Miner.* **7**, 102-113.
- Holmgren, G.G. (1967). A rapid citrate-dithionite extractable iron procedure. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **31**, 210-211.
- Inskeep, W.P. (1989). Adsorption of sulfate by kaolinite and amorphous iron oxide in the presence of organic acids. *J. Environ. Qual.* **18**, 379-385.
- MacDonald, N.W., Burton, A.J., Witter, J.A. y Richter, D.D. (1994). Sulfate adsorption in forest soils of the Great Lakes region. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58**, 1546-1555.
- MacDonald, N.W. y Hart, J.B., Jr. (1990). Relating sulfate adsorption to soil properties in Michigan forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**, 238-245.
- Macías, F. y Calvo de Anta, R. (1992). Caractérisation pédogéochimique des sols de la Galice (NW Espagne) en relation avec la diversification lithologique. Mise en évidence d'un milieu de transition entre les domaines tempérés et subtropicaux humides. *C.R. Acad. Sci. Paris* **315**, 1803-1810.
- Merino, A. y García-Rodeja, E. (1996). Mobility of sulphate in experimentally acidified soils from Galicia (NW Spain). *Water, Air, and Soil Pollut.* **87**, 23-37.
- Nodvin, S.C., Driscoll, C.T. y Likens, G.E. (1986). Simple partitioning of anions and dissolved organic carbon in a forest soil. *Soil Sci.* **142**, 27-35.
- Peech, M., Alexander, L.T., Dean, L.A. y Reed, J.F. (1947). *Methods of soil analysis for soil fertility investigations*. U.S.D.A. Cir. 757. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Shaffer, P.W. y Stevens, D.L., Jr. (1991). Evaluation of procedures for aggregating nonlinear sulfate adsorption isotherm data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**, 684-692.
- SPSS. (1996). Chicago, IL.

ALTERACIONES PRODUCIDAS POR UN INCENDIO FORESTAL EN EL SUELO DE UNA REPOBLACION DE *Pinus radiata*.

E. MARCOS, R. TÁRREGA, y E. DE LUIS-CALABUIG.

Area de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de León. 24071 León.

Resumen: Se estudia el efecto inmediato de un incendio sobre determinados parámetros químicos del suelo en una repoblación de *Pinus radiata*, comparando los efectos del fuego en dos parcelas contiguas, una con arbolado y otra que había sido talada antes del incendio. También se estudiaron las variaciones de los parámetros en el tiempo. Los principales cambios tienen lugar después del incendio en la capa de 0-2 cm, disminuyendo el contenido de carbono, fósforo asimilable y potasio y magnesio solubles. No se detectaron cambios importantes en la capa de 2-5 cm. El segundo año después de incendio se caracteriza por un incremento en el contenido de nutrientes y la recuperación hasta valores semejantes al control de la mayoría de los parámetros analizados. El estado del combustible de las parcelas antes de la quema no influye en los efectos inmediatos del fuego sobre el suelo, aunque sí en la cantidad de cenizas.

Palabras Clave: Cambios, fuego, pinar, propiedades químicas, cambisol húmico.

Abstract: The immediate effect of fire on chemical soil parameters as well as their changes with time were studied in a *Pinus radiata* afforestation, comparing the effect of fire in a plot with trees and in another cut before the fire. The main changes after fire were observed in the upper layer (0-2 cm), where a decrease in total organic carbon, available phosphorus and soluble K and Mg was detected. Changes in the lower layer (2-5 cm) were not important. The second year after the fire was characterized by an increase in nutrients and the majority of the analyzed parameters reached values similar to the control. The status of the plots before the burning did not influence the immediate effect of fire on the soil, although it affected the ash content.

Key Words: Changes, fire, pine forest, chemical properties, humic cambisol.

INTRODUCCION

Dentro de los países de la cuenca mediterránea, España ocupa uno de los primeros lugares en cuanto a superficie quemada por el fuego. Asturias se considera como una región de alto riesgo de incendios, la mayoría de ellos causados por negligencias graves, de las cuales en algunos casos se puede afirmar que existe cierta intencionalidad (Prieto, 1989). En esta región una gran parte de los incendios

se producen en repoblaciones monoespecíficas como las de *Pinus radiata*, una de las que mayor grado de siniestralidad presentan.

El efecto del fuego en las propiedades físicas y químicas de los suelos forestales puede variar de nulo a profundo dependiendo del tipo de suelo, del contenido de humedad del mismo, de la intensidad y duración del fuego, de la cantidad de material vegetal consumido y de las condiciones climáticas tras el incendio (Chandler *et al.*, 1983; Sanroque *et*

al., 1985). El incremento en la disponibilidad de nutrientes que se detecta tras el fuego se debe a la deposición de las cenizas, al calentamiento y a los cambios post-fuego que incrementan las tasas de mineralización (Raison, 1979).

El estudio de las propiedades del suelo es necesario para conocer cómo y en qué medida el fuego afecta a nuestros ecosistemas forestales con el fin de establecer planes de gestión para minimizar los daños producidos.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es analizar el impacto de un incendio sobre el suelo de una repoblación de *Pinus radiata*, comparando los efectos del fuego en dos tramos contiguos, uno con arbolado y otro que había sido talado antes del incendio.

MATERIAL Y METODOS

La zona de estudio se encuentra situada en el municipio de Salas, provincia de Asturias (U.T.M.: 29TQJ214172), a una altitud de 490 m. Los suelos se han desarrollado sobre areniscas feldespáticas del Cámbrico Inferior (IGME, 1977) y se clasifican como Cambisoles húmicos (Forteza *et al.*, 1987). La vegetación de la zona es un pinar de repoblación de *Pinus radiata* con un sotobosque formado por *Ulex europaeus*, *Pteridium aquilinum* y *Arrhenatherum elatius*. El clima de la zona es de tipo atlántico (europeo) según Rivas-Martínez *et al.* (1987). La precipitación media anual es de 1265 mm y la temperatura media anual de 13,6°C. La orientación de la zona es E, con una pendiente del 40%.

La zona de estudio se quemó el 10 de Enero de 1993 por un fuego de matorral que permaneció 36 horas activo y afectó un área de 110 Ha. En el área quemada se recogieron 5 muestras de suelo bajo pinar y otras 5 muestras en una parcela contigua a la anterior, en la cual se había talado el arbolado antes del incendio. A su vez se tomaron 5 muestras de suelo en una zona próxima sin

quemar ni talar que se consideró como control. El muestreo se realizó a dos profundidades: 0-2 cm y 2-5 cm, por ser los más afectados por el fuego y dónde se producen los principales cambios. Los muestreos fueron realizados a los 17 días, y a los 10 y 24 meses después de la quema. Las muestras de suelo fueron secadas al aire y pasadas por un tamiz de 2 mm de luz de malla. En ellas se determinó: pH en agua (1:2,5), carbono orgánico (método de Walkley-Black, 1934), nitrógeno total por el método Kjeldahl (Bremmer y Mulvaney, 1982), capacidad de intercambio catiónico (CIC) (cloruro de bario-trietanolamina a pH=8,2) según el método de Peech *et al.* (1947), fósforo asimilable (método Olsen *et al.*, 1954) y cationes solubles en agua (1:50). Simultáneamente a la recogida de suelo, se tomaron aleatoriamente en cada una de las parcelas 10 muestras de cenizas y restos carbonizados depositados en la superficie, evitando la mezcla con el suelo. Las muestras de cenizas de cada parcela fueron mezcladas para lograr una muestra común, secadas al aire y pasadas por un tamiz de 1 mm, de manera que se consideraron cenizas al material que pasaba a través del tamiz y al resto se le denominó restos parcialmente carbonizados (Moreno y Oechel, 1991). Las cenizas obtenidas se homogeneizaron para su posterior análisis. En dichas muestras se determinó el pH y el contenido de carbono, nitrógeno total, fósforo asimilable y cationes solubles. Los análisis se realizaron por triplicado, utilizándose una dilución 1:50.

Los resultados obtenidos se compararon mediante análisis de varianza (ANOVA) de dos vías (parcelas y capas) para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las parcelas quemadas y el control, y entre las capas superficial y sub-superficial. Previamente, las variables expresadas en porcentajes fueron transformadas mediante transformación angular ($\arcsin x$) y las demás mediante transformación logarítmica ($y = \log x + 0.001$).

TABLA 1.- Valores medios de las características de las cenizas de las parcelas estudiadas (n=3). Entre paréntesis se da la desviación estandar.

PARCELAS	pH	C %	N %	P ppm	K ⁺ ppm	Na ⁺ ppm	Ca ²⁺ ppm	Mg ²⁺ ppm
P. arbolada-quemada	6,23	33,00	1,44	0,60	455,00	136,60	46,60	128,30
	(0,1)	(1,85)	(0,03)	(0,04)	(5,0)	(10,41)	(2,89)	(7,64)
P. talada-quemada	7,61	10,80	3,81	0,35	230,00	65,00	151,60	371,60
	(0,07)	(1,83)	(0,26)	(0,04)	(17,32)	(0,00)	(2,89)	(125,13)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La cantidad y composición de las cenizas producidas tras el incendio difiere en ambas parcelas. Así, el porcentaje de cenizas producido en la parcela arbolada-quemada fue de un 67,5 % frente a un 32,4% de restos parcialmente carbonizados, mientras que para la parcela talada-quemada se encontró un 86,09% de cenizas y un 13,9% de restos parcialmente carbonizados. Esto es debido a la situación que presentaban ambas parcelas antes del incendio. Así, en la parcela arbolada existía una gran acumulación de hojarasca, con un espesor de 10-20 cm, llegando en algunos casos a 50 cm, mientras que en la parcela talada, debido a la remoción de la madera, gran parte de estos restos fueron eliminados, lo que tuvo una gran influencia sobre el comportamiento del incendio, en concordancia con lo indicado por Marcos (1997). En cuanto a su composición química (Tabla 1) las cenizas de la parcela arbolada se caracterizaron por un elevado contenido en carbono, y una mayor concentración de P, K y Na que la parcela talada, mientras que en las cenizas de esta última la concentración en Ca y Mg fue mayor. Los valores de pH encontrados en las cenizas de ambas parcelas fueron más bajos que los citados por otros autores, cuyos valores oscilaron entre 9 y 12

(Sampson, 1944; Petersen, 1970; Soto y Díaz-Fierros, 1993). De acuerdo con lo expuesto por Raison (1979) las diferencias encontradas en la composición química de las cenizas son debidas a la composición del material quemado y a las condiciones de la quema. Y el hecho de que aparezcan cenizas negras en ambas parcelas podría deberse a que la combustión estuvo inhibida y, por lo tanto, presentan materia orgánica residual.

La mayor modificación en los parámetros químicos del suelo afectado por el fuego tiene lugar en el contenido de carbono. El porcentaje de carbono disminuye en la capa superficial de ambas parcelas en comparación con las muestras control (Fig. 1), aunque en ningún caso las diferencias son estadísticamente significativas. No se detectaron cambios en la capa subsuperficial. Esta reducción puede ser debida en parte a la destrucción de la hojarasca y a las diferencias previas entre la zona control y la quemada debido a la heterogeneidad del suelo. A lo largo del tiempo se observa un incremento de carbono muy patente en la parcela arbolada a los diez meses del incendio, que puede ser parcialmente debido al incremento de cobertura de la vegetación (Smith, 1970), ya que las raíces de herbáceas y leguminosas añaden materia orgánica al suelo (Biswell, 1983). En la parcela talada este incremento es menor. A

los 24 meses, el contenido de carbono permanece por debajo de los niveles del control en los dos primeros centímetros.

Inmediatamente después del incendio, se observó una pequeña disminución, estadísticamente no significativa, del nitrógeno total en la parcela arbolada y ningún cambio en la talada (Fig. 1), pero estas pérdidas no fueron proporcionales a las de la materia orgánica, en concordancia con lo observado por Christensen (1973) en quemas de chaparral. Las variaciones en el contenido de nitrógeno total a lo largo del tiempo siguen los cambios observados en la materia orgánica en la parcela arbolada, apreciándose un incremento en la capa superficial, mientras que en la capa subsuperficial no se produce hasta el segundo año. A los 24 meses los valores de nitrógeno son semejantes en ambas parcelas y capas estudiadas, y similares al suelo no quemado. Según comenta De Lillis (1993), a lo largo del tiempo, el contenido de nitrógeno en los suelos quemados tiende a incrementar o disminuir y estas variaciones parecen estar ligadas a la abundancia de herbáceas perennes.

Los valores de pH no fueron prácticamente modificados por el fuego, y solamente se detectó un pequeño incremento en la parcela talada (Fig. 1). Diversos autores (DeBano y Conrad, 1978; Díaz-Fierros *et al.*, 1982; Stednick *et al.*, 1982; Wilbur y Christensen, 1983) señalan que en quemas de baja intensidad no se detectan variaciones de pH o, si se detectan, estas son muy pequeñas. En este caso ni la cantidad ni la composición de las cenizas fueron suficientemente importantes para producir modificaciones de pH en el suelo. El mayor valor de este parámetro se alcanza en los diez primeros meses tras el fuego, manteniéndose en el caso de la parcela arbolada y disminuyendo en la talada durante el segundo año. Con el tiempo el pH se aproxima al de los suelos control. Sólo se detectaron diferencias estadísticamente significativas en la capa superficial entre la parcela control y las quemadas a los diez meses del

incendio. No se detectaron diferencias entre 0-2 y 2-5 cm en ningún caso.

La CIC se incrementa después del incendio en la capa superficial en ambas parcelas, aunque no se observaron variaciones en la capa subsuperficial (Fig. 1). El hecho de que la parcela control tuviera una CIC muy baja puede estar relacionado con la dificultad de que se produzca intercambio catiónico en zonas de pH muy ácido y un suelo fundamentalmente arenoso (Marcos, 1997). A los diez meses se detecta un fuerte incremento de la CIC en la parcela arbolada, que coincide con los valores máximos de materia orgánica. A los 24 meses la CIC presenta valores superiores a los suelos no quemados en ambas parcelas y en ambas capas, aunque las diferencias no son estadísticamente significativas.

Tras el incendio el contenido de fósforo asimilable es menor que en los suelos control en la capa superior de ambas parcelas, pero se observó un ligero incremento de este parámetro en la capa subsuperficial (Fig. 1), aunque estas diferencias no son significativas. La causa de que el contenido de fósforo asimilable sea más bajo después del incendio podría estar relacionado con las lluvias que tuvieron lugar tras el mismo y que han producido un lavado hacia el interior del suelo. En la parcela arbolada no se observaron variaciones hasta los 24 meses, en que incrementó su contenido. Sin embargo, en la talada hubo un incremento a los diez meses. A los 24 meses los valores detectados fueron semejantes a los encontrados en la parcela control. En ningún caso se detectaron diferencias estadísticamente significativas.

Inmediatamente después del incendio se observó una disminución en el contenido de potasio y magnesio, estadísticamente significativo, un aumento, aunque no significativo, en la concentración de calcio y ninguna variación en el contenido de sodio en ambas parcelas (Fig. 2) al comparar con los valores de la zona no quemada. Durante los primeros

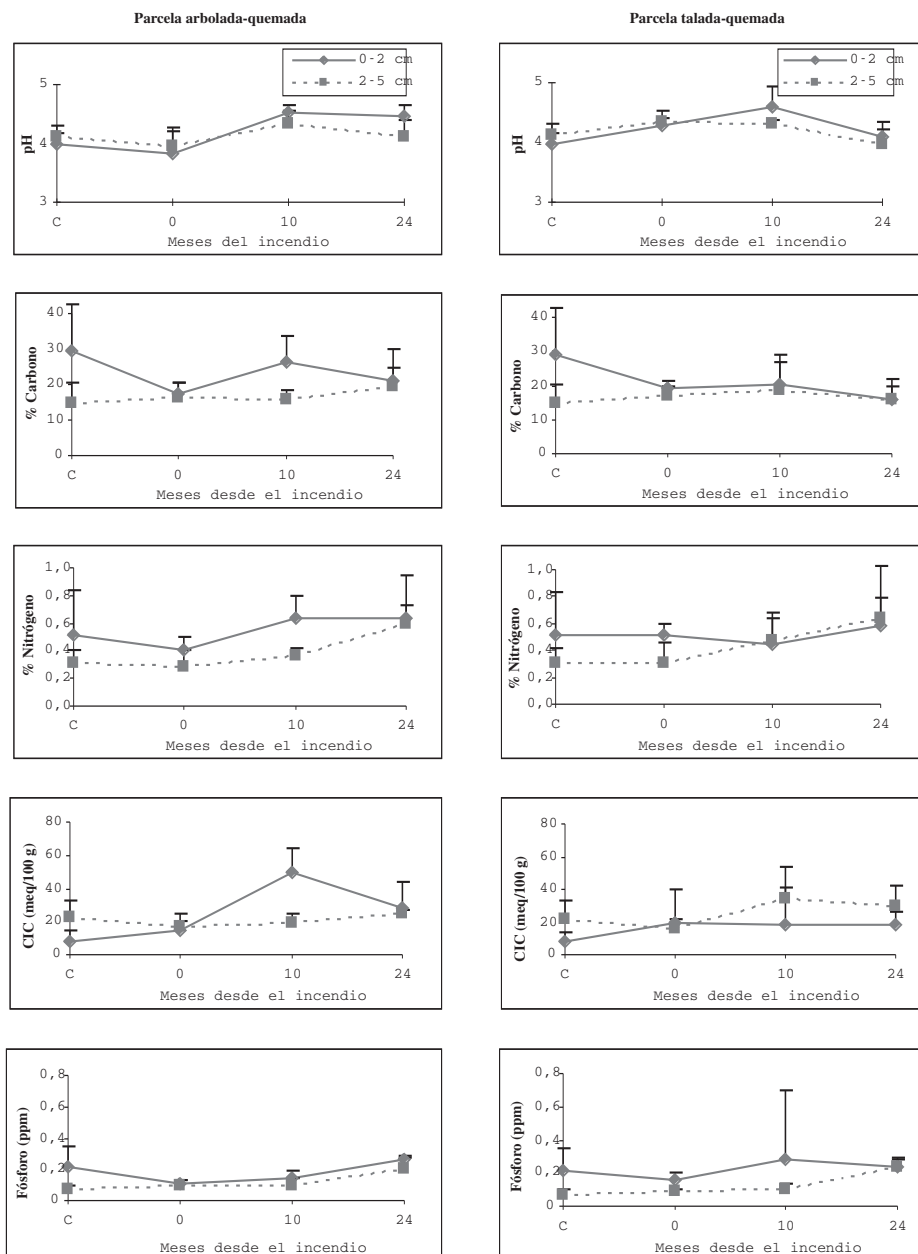


FIGURA 1.- Valores medios (y correspondiente desviación estandar) de pH, carbono, nitrógeno, capacidad de intercambio catiónico y fósforo asimilable durante el período de estudio para la parcela arbolada-quemada, talada-quemada y control (C), en las dos capas analizadas.

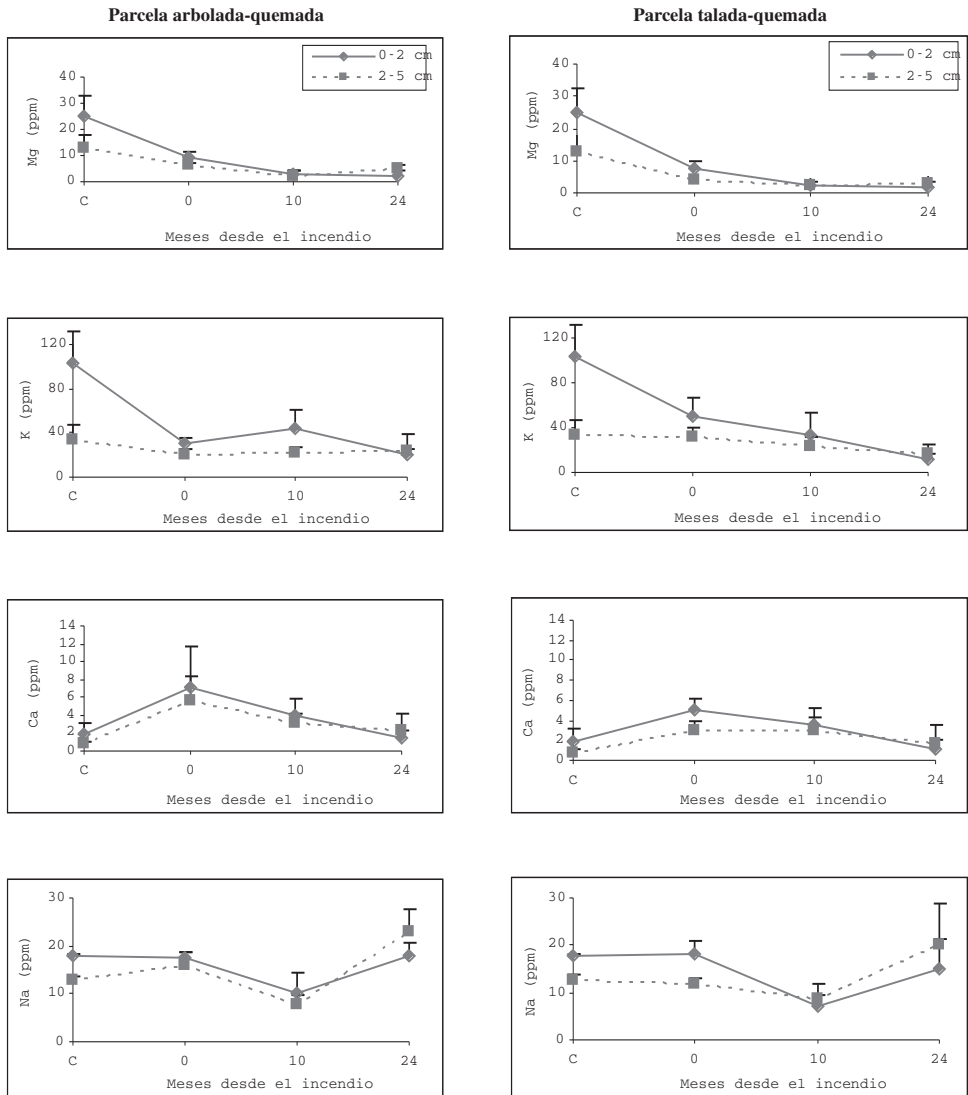


FIGURA 2.- Valores medios (y correspondiente desviación estandar) de magnesio, potasio, sodio y calcio solubles en agua durante el período de estudio para la parcela arbolada-quemada, talada-quemada y control (C), en las dos capas analizadas.

meses después del incendio se produjo un lavado de cationes tal como indican Lewis (1974), Kutiel y Naveh (1987) y Carreira y Niell (1995), favorecido por el hecho de que se trate de suelos muy arenosos (Allen *et al.*,

1969) y por la abundante precipitación caída durante el primer año (1269,8 mm). Esta disminución continuó durante el segundo año pero no de manera tan acentuada y solamente el sodio incrementó ligeramente su con-

centración en este período. A los 24 meses calcio y sodio presentaron valores semejantes al control, mientras que el contenido de potasio y magnesio fue más bajo que el control, tal y como también señalan Bará y Vega (1983) en plantaciones de *Pinus radiata*.

Las principales alteraciones en el suelo, inmediatamente después del incendio, se produjeron en los dos primeros centímetros del suelo, no detectándose prácticamente cambios en la capa de 2-5 cm. Disminuyó el contenido de carbono, fósforo asimilable y potasio y magnesio solubles. Sin embargo, estos cambios no pueden ser solamente atribuidos al incendio sino también a la propia heterogeneidad del suelo y a los cambios ambientales que se producen tras el mismo, ya que el incendio que afectó dicha zona puede ser considerado de baja intensidad por los restos vegetales que quedaron sin consumir y las cenizas negras que se formaron. La evolución de las propiedades químicas en los 24 meses siguientes, se caracterizó por un incremento en el contenido de nutrientes durante el segundo año, de manera que se alcanzaron valores semejantes a los detectados en el suelo no quemado. Además, cabe destacar la rápida regeneración vegetal que se produce en la zona, presentando a los dos años de estudio una cobertura de un 70% (Marcos, 1997), la cual ayuda a frenar las pérdidas de nutrientes.

A nivel de cambios en las características del suelo y comparando ambas parcelas, se observa que el estado que presentaban antes de la quema no influye en los efectos inmediatos del fuego sobre el suelo, aunque sí en el contenido en cenizas. En cuanto a su patrón de comportamiento a lo largo del tiempo, sí se producen diferencias entre las mismas para la mayoría de los parámetros analizados.

En conclusión se puede decir que este tipo de incendio no produce graves alteraciones en el ecosistema, ya que el suelo permanece desnudo durante un período corto de

tiempo, pero en el caso de que la regeneración vegetal fuera lenta y teniendo en cuenta las fuertes precipitaciones y pendientes de la zona, sí que se produciría una fuerte degradación del suelo, lo que plantearía la necesidad de una rápida intervención para evitarlo.

Agradecimientos: Los autores desean agradecer al Dr. Giovannini, del Istituto per la Chimica del Terreno (Pisa, Italia) su colaboración en este trabajo. Estas investigaciones han sido financiadas por la FICYT (Principado de Asturias).

REFERENCIAS

- Allen, S.E., Evans, C.C., Grimshaw, H.M. (1969). The distribution of mineral nutrients in soil after heather burning. *Oikos* 20, 16-25.
- Bará, S., Vega J.A. (1983). Effects of wildfires on forest soil in the northwest of Spain. *Symposium Feurokologie*. Inst. Univ. Freiburg.
- Biswell, H.H. (1983). Effects of prescribed burning on resources. *En Prescribed Burning in California Wildlands Vegetation Management*, 149-161.
- Bremmer, J.M., Mulvaney, C.S. (1982). Nitrogen total. *En Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*, A.L. Page *et al.* eds, American Society of Agronomy, Inc Madison, Wisconsin, 595-624
- Carreira, J.A., Niell, F.X. (1995). Mobilization of nutrients by fire in a semiarid gorse-scrubland ecosystem of southern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 9, 73-89.
- Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L., Williams, D. (1983). *Fire in Forestry. Vol 1: Forest Fire Behaviour and Effects*. John Wiley & Sons, New York.

- Christensen, N.L. (1973). Fire and nitrogen cycle in California chaparral. *Science* 181, 66-67.
- Debano, L.F., Conrad, C.E. (1978). The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology* 59(3), 489-497.
- De Lillis, M. (1993). Use of water and nutrient by mediterranean resprouters and reseeders in post-fire succession. En *Fire in Mediterranean Ecosystems*, Trabaud & Prodon eds, ECSC-EEC-EAEC, Bruselas, 365-377.
- Díaz-Fierros, F., Gil Sotres, V.F., Cabaneiro, A., Carballas, T., Leiros de La Peña, M.C., Villar Celorio, M.C. (1982). Efectos erosivos de los incendios forestales en suelos de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 627-639.
- Kutiél, P., Naveh, Z. (1987). Soil properties beneath *Pinus halepensis* and *Quercus calliprinos* trees on burned and unburned mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *Forest Ecology and Management* 20, 11-24.
- Lewis, W.M. (1974). Effects of fire on nutrient movement in a south Carolina pine forest. *Ecology* 55, 1120-1127.
- Forteza et al. (1987). Mapa de Suelos de Castilla y León. Edita Consejería de Fomento. Junta de Castilla y León.
- I.G.M.E. (1977). Mapa Geológico de España. 1:50.000. Edita Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria y Energía. Base Topográfica del Servicio Geográfico del Ejército. Serie M-781.
- Marcos, E. (1997). *Procesos edáficos en comunidades vegetales alteradas por el fuego*. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- Moreno, J.M., Oechel, W.C. (1991). Fire intensity effects on germination of shrubs and herbs in southern California chaparral. *Ecology* 72, 1993-2004.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, J.F. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *U.S. Dept. Agr. Circ.*, 939.
- Peech, M.A., Alexander, L.T., Dean, L.A., Reed, J.F. (1947). Methods of soil analysis for soil-fertility investigations. *U.S. Dept. Agr. Circ.*, 757.
- Petersen, P.M. cit en Raison, R.J. (1979). Danish fireplace fungi an ecological investigation of fungi on burns. *Dan. Bot. Ark.* 27, 1-96.
- Prieto, F. (1989). Incendios forestales. Ideas para una interpretación. En *El libro rojo de los bosques españoles*, ADENA/WWF, España, 211-236.
- Raison, R.J. (1979). Modification of the soil environment by vegetation fires, with a particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil* 51, 73-108.
- Rivas-Martínez, S., Gandullo, J.M., Allue, J.L., Montero, J.L., González, J.L. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. De. ICONA. 268 p.
- Sampson, A.W. cit en Raison, R.J. (1979). Plant succession on burned chaparral lands in northern California. University of California. *Agricultural Experiment Station Bulletin* 685. Berkeley. California. 144 pp.
- Sanroque, P., Rubio, J.L., Mansanet, J. (1985). Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España). *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol* 22(2), 131-147.
- Smith, D.W. (1970). Concentrations of soil nutrients before and after fire. *Canadian Journal of Soil Science* 50, 17-29.
- Soto, B., Díaz-Fierros, F. (1993). Interactions between plant ash leachates and soil. *International Journal of Wildland Fire* 3(4), 207-216.

- Stednick, J.D., Tripp, L.N., McDonald, R.J. (1982). Slash burning effects on soil and water chemistry in southeastern Alaska. *Journal of Soil and Water Conservation*, 126-128.
- Walkley, A., Black, A.I. (1934). An examination of the Degtjoreff method for determination soil organic matter and a proposed codification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37-39.
- Wilbur, R.B., Christensen, N.L. (1983). Effects of fire on nutrient availability in a north Carolina Coastal Plain Pocosin. *The American Midland Naturalist* 110, 54-61.

CAPACIDAD DE USO DE LOS CAMBISOLES DE EXTREMADURA (ESPAÑA)

L.F. FERNANDEZ POZO y A. GARCIA NAVARRO

Area de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. 06071. Badajoz.

Resumen: La preservación del medio ambiente y la utilización racional de los recursos naturales son hechos constatables, jugando el suelo un papel primordial en los mismos. Un detallado conocimiento de los suelos y su evaluación, en relación con una determinada utilización y gestión, se hace absolutamente necesario. Nuestro principal objetivo radica en establecer la capacidad de uso y la productividad potencial de los cambisoles de Extremadura, suelos que si bien no son los más numerosos en la Comunidad, sí se establecen como los mayoritarios en las áreas consignadas como superficie agrícola útil. Los métodos de evaluación empleados han sido ya previamente utilizados en Extremadura y otras comunidades del mediterráneo español. Los resultados obtenidos muestran una deficiente capacidad de uso agrícola debido, principalmente, a malas condiciones de fertilidad física junto a deficiencias en cuanto a contenido de materia orgánica.

Palabras clave: Cambisol, Evaluación, Extremadura

Abstract: The preservation of environment and the rational use of natural resources are facts that can be proved, between which the soil plays a fundamental part. A detailed knowledge of the soils and their evaluation, in relation to a specific use and management is absolutely necessary. Our main objective lies in establishing the capability and the potential productivity of cambisols from Extremadura, soils that, although they are not the most numerous in the region, are majority in the areas that are considered useful agricultural surfaces. The used methods of land evaluation have already used previously in Extremadura and other Mediterranean Spanish regions. The results that have been got prove a deficient in capability agricultural use due to, mainly, poor physical fertility together with lacks as regards contents of organic matter.

Key words: Cambisols, Evaluation, Extremadura

INTRODUCCION

Los Cambisoles son suelos cuya formación inicial puede ser debida a distintas causas que se manifiestan más fuertemente en otro tipo de suelos (FAO, 1990), mostrando cambios de color, consistencia y estructura que resultan de una edafización *in situ*. En Extremadura los cambisoles ocupan el tercer lugar en cuanto a superficie, siendo supera-

dos por suelos poco evolucionados y aquellos con horizonte B Argico (Devesa Alcaraz, 1995). Los cambisoles presentes son extraordinariamente variados, reconociéndose cuatro tipos diferentes: Cambisol húmico, dístrico, eútrico y calcárico, conformando 4 unidades de suelos en las que aparecen como dominantes.

La comunidad Autónoma de Extremadura ocupa una extensión de 41.602

km² (el 8.24% del territorio nacional) con una densidad de población de 25 hab/km², muy por debajo de la media nacional (77.7 hab/km²). Su economía es eminentemente agraria, representa el 12.2% de su PIB y ocupa a un 19% de la población con empleo, frente al 8.85% nacional (Caja Badajoz, 1996). Los suelos dedicados a cultivos suponen el 29% del territorio extremeño, estimándose una superficie agrícola útil del 54%. La evolución que ha experimentado el uso del suelo en los últimos 10 años arroja una disminución del 7% de las áreas de cultivo, traducándose en una disminución del 4% en la superficie agrícola útil. Esto hace que los estudios de evaluación de suelos tengan un indudable interés y, el hecho de estudiar la capacidad de uso de los cambisoles viene dado por ser el grupo de suelos, tras los leptosoles, más representativo de esta Comunidad Autónoma, máxime si tenemos en cuenta que en las áreas incluidas como superficie agrícola útil es el tipo de suelos predominante.

MATERIALES Y METODOS

En un trabajo anterior (Fernández Pozo et col., 1997) se estableció la capacidad de uso

y aptitud para diferentes cultivos de los inceptisoles del término municipal de Badajoz, en éste se utilizan dos métodos de evaluación encaminados a la determinación de la capacidad de uso de sistemas agronómicos que ya fueron ensayados en el trabajo de referencia: El método propuesto por Riquier et al. (1970) y FAO (1976) con modificaciones de Aguilar et col. (1992), para establecer la capacidad general de uso del suelo y el elaborado por Riquier-FAO con modificaciones de Aguilar (1987) y Martínez Garzón (1990) para establecer la Productividad Potencial para Cultivos, Pastos y Uso Forestal/Replacación.

Los datos analíticos utilizados y la cartografía de base empleada proceden de Fernández Pozo (1990), Fernández Pozo et col. (1997), Labrador et col. (1992) y Devesa Alcaraz (1995). A partir de ellos se ha obtenido un mapa de distribución de los cambisoles, fig.1.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la tabla 1 se muestra la distribución por aprovechamiento de los suelos durante el período comprendido entre 1986 y 1995, de ella podemos destacar que si bien las áreas

TABLA 1. Distribución general de las tierras (x 10³ ha). 1986-1995.

Aprovechamiento	1986			1995		
	Secano	Regadío	Total	Secano	Regadío	Total
Cultivos herbáceos	473,2	202,7	675,9	436,7	197,1	633,8
Barbechos/no ocupadas	455,3	8,6	463,9	214,1	27,2	241,3
Cultivos leñosos	328,7	8,6	337,3	329,5	9,4	338,9
Cultivos(A)	1.257,2	219,9	1.477,1	980,3	233,7	1.214,0
Prados naturales	52,7	5,9	58,6	15,0	2,0	17,0
Pastizales	872,4	-	872,4	1.025,1	-	1.025,1
Prados y Pastos(B)	925,1	5,9	931,0	1.040,1	2,0	1.042,1
Monte maderable	281,6	-	281,6	273,0	5,0	278,0
Monte abierto	701,5	-	701,5	887,5	-	887,5
Monte leñoso	313,3	-	313,3	400,0	-	400,0
Forestal	1.296,4	-	1.296,4	1.560,5	5,0	1.565,5
Erial a pastos	186,6	-	186,6	85,0	-	85,0
Improductivos	105,3	-	105,3	70,0	-	70,0
No agrícola	92,6	-	92,6	95,8	-	95,8
Ríos y lagos	71,2	-	71,2	87,7	-	87,7
Otras superficies	455,7	-	455,7	338,5	-	338,5
Total superficie	3.934,4	225,8	4.160,2	3.919,4	240,7	4.160,1
S. Agrícola Útil(A+B)	2.182,3	225,8	2.408,1	2.020,4	235,7	2.256,1

dedicadas a cultivos han sufrido una disminución, esta es para el caso de los cultivos de secano, produciéndose por el contrario un incremento de las tierras dedicadas a cultivos de regadío. Las áreas dedicadas a pastos han aumentado un 3%, pasando a representar el 25% de la superficie extremeña. Las superficies dedicadas a uso forestal han experimentado un aumento estimado en un 7%, precisamente la disminución que se ha producido en las superficies dedicadas a cultivos. Una posible explicación a este hecho pudiera ser la retirada de tierras de cultivos propiciada por la política agraria comunitaria y la sustitución de las mismas por especies forestales, siendo subvencionado por la Junta de Extremadura.

En la tabla 2 se muestra la distribución de suelos en Extremadura, observándose que casi la mitad de la Comunidad extremeña está ocupada por suelos poco evolucionados, fluvisoles, regosoles, leptosoles, arenosoles y vertisoles, mientras que los cambisoles ocupan el tercer lugar en cuanto a extensión, no obstante se encuentran muy distribuidos y presentes en la práctica totalidad de las unidades cartográficas. En la figura 1, mapa de distribución de los cambisoles en Extremadura, se observan las unidades cartográficas cuyos máximos representantes son cambisoles. A continuación describimos las mismas.

TABLA 2. Distribución de Suelos según la superficie que ocupan

Clases de Suelos	%
<i>Poco Evolucionados</i>	45.5
<i>Con B Argico</i>	26.8
<i>Con B Cámbico</i>	24.1
<i>Antrosoles</i>	2.0
<i>Cálcicos</i>	1.6
<i>Isohúmicos</i>	0.1

Unidad 1. - Agrupa a cambisoles y leptosoles. El 80% de la unidad está constituida

por cambisoles, un 60% de Cambisol eútrico y un 20% de Cambisol dístrico. Se distribuye uniformemente por toda la región.

Unidad 2. - Unidad muy semejante a la anterior en cuanto a distribución y composición, siendo la proporción de cambisoles del 60%. Todos son dístricos.

Unidad 3. - En ésta el porcentaje de Cambisoles es del 70% frente a la de leptosoles, sin embargo los tipos presentes son Cambisol húmico (50%) y Cambisol dístrico (20%). Se ubica al N de Extremadura.

Unidad 4. - Está constituida por cambisoles (55%), todos calcáricos, leptosoles (30%) y el resto luvisoles. Predominan en el SO de la región.

En la tabla 3 se muestran los valores medios de los parámetros utilizados en la evaluación de los suelos, destacando una escasa variabilidad de los mismos dentro de cada unidad establecida. Al realizar la evaluación de las mismas hemos encontrado diferencias en las unidades 1 y 2, por ello decidimos dividir las en subunidades que se ajustan mejor a lo observado. Tanto una como otra se han separado en 4 subunidades. Las unidades 3 y 4 permanecen como tal.

Unidad 1. Si bien los suelos presentes son cambisoles eútricos y dístricos en una proporción del 60 y 20% respectivamente, además de otro 20% de leptosoles en su conjunto, en las distintas áreas abarcadas por esta unidad esas proporciones se alejan de las establecidas. Al E de la Comunidad aumenta la proporción de leptosoles en detrimento de los cambisoles (*subunidad 1c*). Al S de la provincia de Badajoz la proporción de cambisoles eútricos ronda el 75% (*subunidad 1b*). La zona central de Extremadura se engloba en la *subunidad 1a*, en la que las proporciones globales sufren una ligera inclinación hacia la presencia de cambisoles en beneficio de los leptosoles, mientras que en el tercio NO de la provincia de Cáceres, *subunidad 1d*, la presencia de cambisoles dístricos es mayor.

Unidad 2. – A pesar de que esta unidad está constituida por cambisoles dísticos en su totalidad, a la hora de evaluarlos hemos encontrado algunas diferencias. La *subunidad 2d* se ubica al SO de la Comunidad, la *2a* está localizada en el centro-oeste de la región y en el norte del tercio medio de la provincia de Cáceres, la *2b* se sitúa en el NE

de Extremadura y la *subunidad 2c* ocupa parte del centro-oeste de la Comunidad.

La tabla 4 presenta un resumen de la evaluación de los cambisoles, apareciendo la capacidad general de uso y la productividad potencial para los distintos aprovechamientos considerados.

TABLA 3. Características edáficas de los cambisoles utilizadas para su evaluación.

PARAMETROS	Unidad 1	Unidad 2	Unidad 3	Unidad 4
P.útil(cm)	60 – 90	60 – 90	30 – 60	60 – 90
Rocosisdad	ESCASA	ESCASA	ESCASA	FRECUENTE
Pedregosidad	FRECUENTE	FRECUENTE	ESCASA	FRECUENTE
Textura	EQUILIBRADA	LIGERA	EQUILIBRADA	LIGERA
Drenaje	BUENO	BUENO	BUENO	BUENO
Pendiente(%)	2 – 8	2 – 8	2 – 8	8 – 16
pH	6 – 7	5 – 6	>8	<5
Ce(mmohs/cm)	<1	<1	<1	<1
Alcal.(Na/T)	<5	<5	<5	5 – 10
C.orgánico(%)	<1	<1	<1	1 – 2
CIC(meq/100gr)	10 – 15	5 – 10	>15	5 – 10
V(%)	50 – 75	35 – 50	>75	35 – 50
Carbonatos(%)	<2	<2	>10	<2
Nº meses secos	4	4	5	4

Capacidad General de Uso de los Suelos.

Como puede comprobarse en la tabla 4, sólo se consideran aptas para cultivos, orden S, las subunidades 1b y 2d, pero con una capacidad de uso agrario muy baja. El factor limitante principal es la textura para la subunidad 1b al cual se une la pedregosidad en el caso de la subunidad 2d.

La subunidad 1c junto con la unidad 3, resultan ser las de peor calificación, de ahí que se integren en la clase N2 de suelos no aptos permanentemente para la agricultura. Los factores que causan esta mala calificación son; Textura, pedregosidad, rocosidad y pendiente son los limitantes en la unidad 3.

El resto de subunidades junto a la unidad 4, se incluyen en la clase N1 de suelos no aptos para la agricultura en la actualidad, sus

factores limitantes son textura, profundidad útil y pedregosidad. La fig. 2 muestra el mapa correspondiente a las clases de aptitud agrícola establecidas.

Índice de Productividad Potencial de los Suelos.

En la tabla 4 se muestran los resultados obtenidos. Hemos seguido el criterio de división de las unidades 1 y 2 a la hora de analizar los resultados. En las figuras 3, 4 y 5 se observan los mapas correspondientes a los índices de productividad potencial para cultivos, pastos y especies forestales/repoblación.

a) *Productividad Potencial para Cultivos.*- El índice más favorable lo consigue la unidad 4, con una productividad potencial media. El grado de saturación y textura/estructura actúan como factores limitantes.

TABLA 4. Aptitud para uso agrícola y Productividad potencial.

UNIDAD	CGU	PPC	PPP	PPF
1a	N1	POBRE	MEDIA	NULA
1b	S3	POBRE	MEDIA	POBRE
1c	N2	NULA	POBRE	NULA
1d	N1	NULA	POBRE	NULA
2a	N1	POBRE	POBRE	POBRE
2b	N1	NULA	POBRE	NULA
2c	N1	POBRE	MEDIA	POBRE
2d	S3	POBRE	MEDIA	POBRE
3	N2	POBRE	POBRE	POBRE
4	N1	MEDIA	MEDIA	NULA

CGU.- Capacidad General para Uso Agrario

PPC.- Productividad Potencial para Cultivos

PPP.- Productividad Potencial para Pastos

PPF.- Productividad Potencial Forestal/Replacación

Las subunidades 1c, 1d y 2b gozan de una productividad potencial nula. Sus principales factores limitantes son contenido en materia orgánica y textura/estructura. Para el resto de unidades la productividad potencial es pobre, sus factores limitantes principales son textura/estructura y contenido en materia orgánica.

b) *Productividad Potencial para Pastos.*- La productividad potencial para pastos oscila entre pobre y media. Para la unidad 3 y subunidades 1c, 1d, 2a y 2b es pobre, estableciéndose como principales factores limitantes textura/estructura, contenido en materia orgánica y reserva mineral. En el resto, con una calificación de media e impidiendo una mejor potencialidad, es el contenido en materia orgánica su principal factor limitante.

c) *Productividad Potencial para especies forestales/replacación.*- La unidad 4 y subunidades 1a, 1c, 1d y 2b se consideran con una productividad nula, mientras que aquella sería media para el resto. Los factores limitantes son drenaje, profundidad, contenido en materia orgánica y textura/estructura, en algunos casos también lo es el grado de saturación y la reserva mineral.

CONCLUSIONES

A tenor de los resultados obtenidos, y en líneas generales, podemos indicar que los cambisoles de Extremadura presentan unas graves limitaciones para su uso agrario propiciadas por sus características físicas, textura y pedregosidad principalmente. Los más apropiados para uso agrario (S3), se ubican en el cuadrante SO de Extremadura, mientras que los cambisoles del N y E de la comunidad resultan ser los de peor calificación (N2), rocosidad para éstos y también pendiente para los del N son las limitaciones más severas, estableciéndose como uso más apropiado su utilización como pastos y forestal, aunque su productividad potencial se establece como pobre para ambos casos. Los situados al N de la región (unidad 3) consiguen una productividad potencial forestal superior a los del E (subunidad 1c). Podemos establecer en función de los resultados que la unidad 3 sería susceptible de un uso forestal(cambisoles húmicos y dístricos en asociación con leptosoles), mientras que para la subunidad 1c (cambisoles eútricos y dístricos en asociación con leptosoles) su uso sería pascícola. Las

FIGURA 1. Distribución de las unidades cartográficas en las que los cambisoles son dominantes.

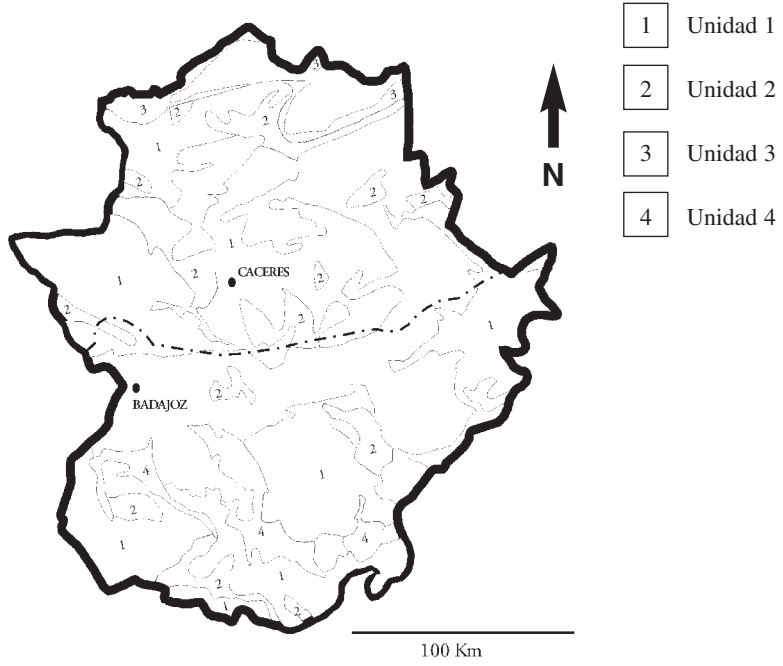


FIGURA 2. Capacidad General de Uso de los cambisoles.

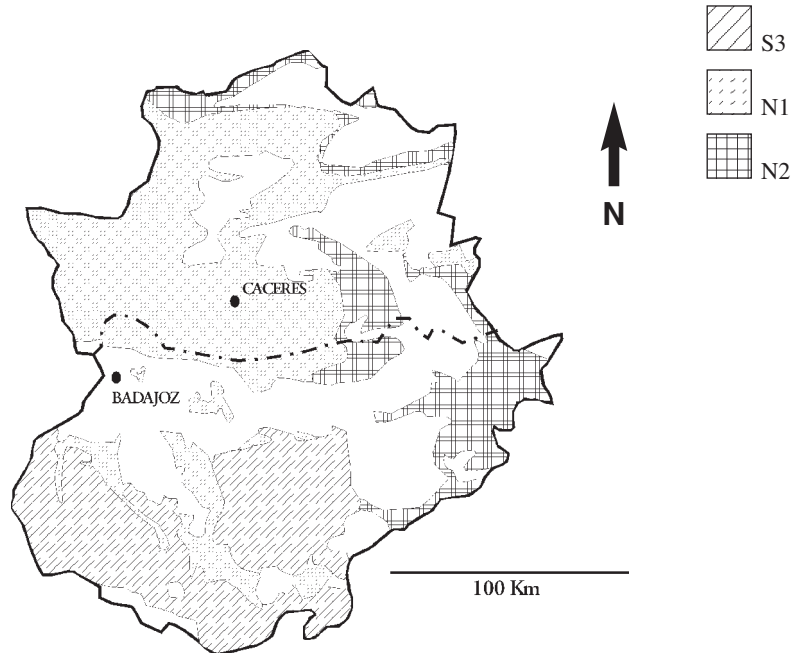


FIGURA 3. Productividad potencial para cultivos.

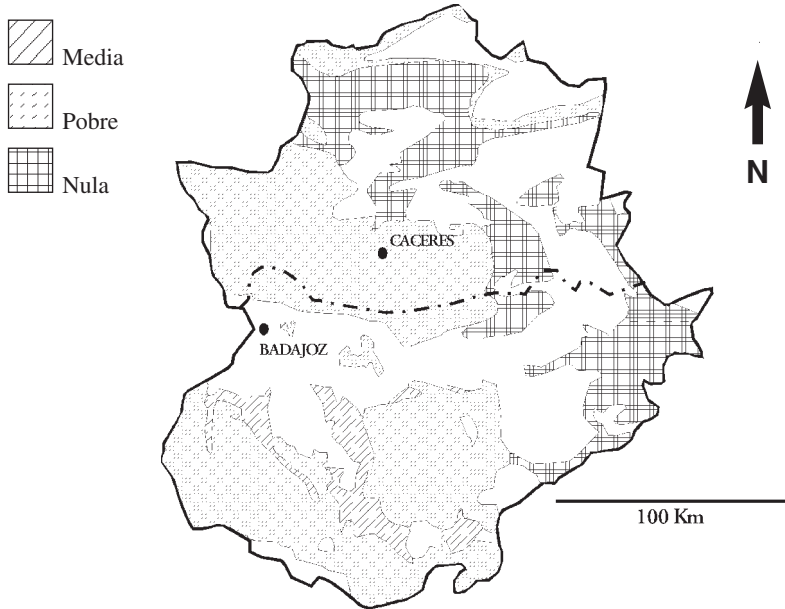


FIGURA 4. Productividad potencial para pastos.

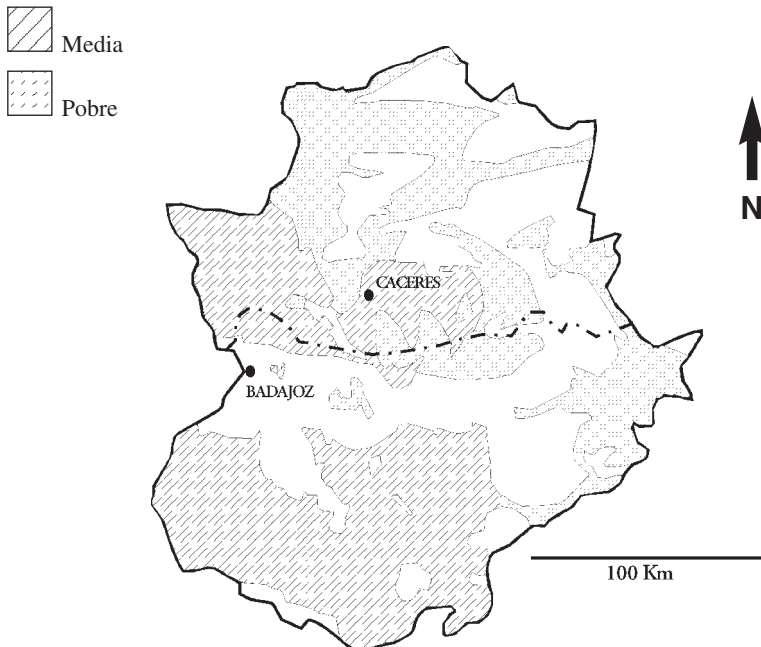
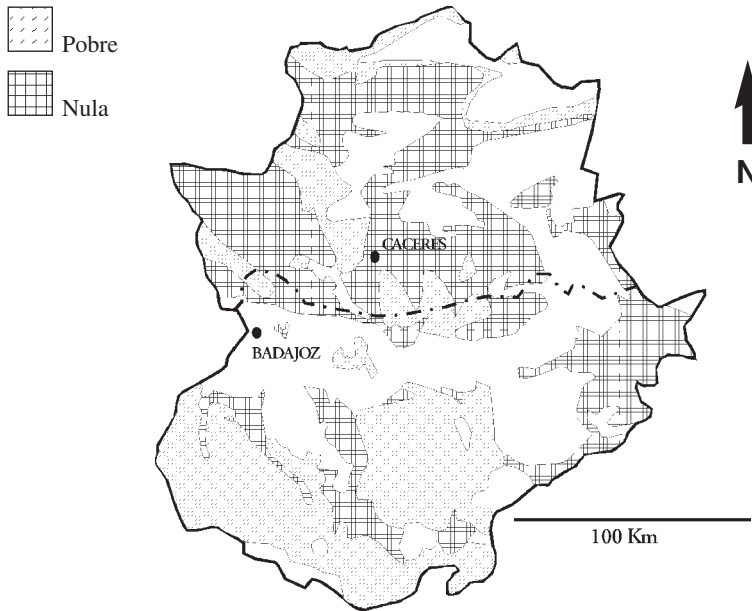


FIGURA 5. Productividad potencial forestal/repoblación.



productividades potenciales para cultivos, pastos y forestales, por término medio, son pobres y continúan siendo las propiedades físicas de estos suelos las causantes de esta calificación. El contenido en materia orgánica y el grado de saturación, son parámetros que inciden negativamente en cuanto a la productividad potencial de los cambisoles de Extremadura.

Hemos podido comprobar que una misma unidad de suelo, segundo nivel de la leyenda revisada del mapa de suelos del mundo FAO-Unesco, responde desigualmente a la hora de establecer su capacidad de uso, de ahí que sea necesario el empleo de subunidades de suelos de tercer nivel, ya contemplada en la citada Leyenda y labor que se encuentra en fase de desarrollo. Sin embargo, este inconveniente sólo se nos ha presentado en 2 de las 4 unidades presentes y fundamentalmente en aquellos suelos que se encuentran muy próximos a los límites establecidos para considerar su inclusión en una u otra

unidad (segundo nivel de clasificación); Por el contrario encontramos que unidades diferentes resultan en una misma capacidad de uso o productividad potencial. Esto nos hace reflexionar en la finalidad principal de los métodos generales de evaluación, la interpretación de mapas edafológicos, ya que como hemos comprobado en nuestra área de trabajo, estas no se ajustan a los resultados obtenidos, al menos en el segundo nivel de clasificación de FAO. Necesariamente se hace obligado el estudiar otros grupos principales de suelos para poder confirmar los extremos apuntados.

REFERENCIAS

- Aguilar, J. 1987. Classification of the integral land evaluation. Inpress in Soil and Management. Oxford. England.
- Aguilar, J. y Ortiz, R. 1992. III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Pamplona. P. 281-286.

- Caja Badajoz. 1996. Diez años de agricultura extremeña (1986/1995). Ediciones de la Caja de Ahorros de Badajoz. Badajoz. España.
- Devesa Alcaraz, J.A. 1995. Vegetación y Flora de Extremadura. Universitas Editorial. Badajoz. España. 773 pp.
- F.A.O. 1976. Esquema para la evaluación de tierras. Bol. 32. F.A.O. Roma.
- F.A.O. 1990. Mapa mundial de suelos. Leyenda revisada. F.A.O. Roma. Italia.
- Fernández Pozo, L. 1990. Cartografía y capacidad de uso de los suelos del municipio de Badajoz. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura. Badajoz.
- Fernández Pozo, L. y García Navarro, A. 1997. Capacidad de uso y aptitud para diferentes cultivos de los inceptisoles del término municipal de Badajoz (España). Edafología. Vol. 2. pp. 123-129.
- Labrador, J. y Fernández Pozo, L. 1992. El Orden Inceptisol en el término municipal de Badajoz. III Cong. Nac. Ciencia del Suelo. Pamplona.
- Martínez Garzón, J.F., 1990. Estudio edáfico de la hoja de Guadix (1011). Evaluación y usos del suelo. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada.
- Riquier, J.; Bramao, D.L. y Cornet, I.L. 1970. A new system of soil appraisal in terms of actual potential productivity. FAO, AGLTERS, 70/6.

CARACTERIZACION DE MATERIALES PARA LA RECUPERACION DE SUELOS DEGRADADOS. I. SEDIMENTOS BIOGENICOS DE LAS RIAS DE GALICIA

R. CALVO DE ANTA, Y. QUINTAS MOSTEIRO y F. MACÍAS VÁZQUEZ.

Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15706 Santiago de Compostela

Resumen: Se caracterizan las aptitudes y limitaciones que presentan los biodepósitos acumulados bajo las bateas de mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) para su utilización en la recuperación de espacios degradados de Galicia.

A pesar de las diferencias entre rías, edad y posición de las bateas no existen riesgos de acidificación por oxidación de formas de azufre reducido y los niveles de metales pesados son inferiores a los considerados como fitotóxicos. Las características de textura, contenido en carbonatos, materia orgánica y niveles de nutrientes son especialmente favorables para la recuperación de los suelos de mina pobres en coloides y/o con altos riesgos de acidificación potencial.

Palabras clave.-Recuperación de suelos, sedimentos biogénicos, acidez potencial, metales pesados.

Abstract:The capacity and limitations that the accumulated biodeposits under the mussel (*Mytilus galloprovincialis*) trays have, are characterized for their usage in the recuperation of degraded spaces in Galicia.

Although there are differences between sea loches, age and position of the trays, there is no risk of acidification due to oxidation of reduced sulphur forms, and the heavy metals levels are lower than those considered phytotoxic. The texture characteristics, carbonate content, organic matter and nutrient levels are specially favourable to the recuperation of mine soils which are poor en colloids and/or with high risk of potential acidification.

Key words.- Land reclamation, dredgings, biosediments, potencial acidity, heavy metals.

INTRODUCCIÓN

La recuperación de espacios y suelos degradados suele exigir, entre otros tratamientos, la incorporación en superficie de un “material de préstamo” que realice una función correctora de las principales deficiencias de los materiales a recuperar. Estos materiales de préstamo pueden ser horizontes superficiales de suelos que aportan elementos biogénicos y sobre todo actividad enzimática, sedimentos y alteritas o bien residuos procedentes de actividades diversas. En Galicia, existen varios tipos de materiales que podrían ser utilizados con esta finalidad, entre ellos destacan por los elevados volúmenes que pueden llegar a producirse los “fondos marinos dragados”.

El cultivo del mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) constituye una de las principales actividades económicas de las rías de Galicia. Su aprovechamiento en la forma actual, polígonos de bateas que soportan un gran número de cuerdas a las que se fija el mejillón, se inició en la ría de Arousa en 1946, ampliándose posteriormente a las rías de Vigo, Pontevedra, Muros-Noia, Betanzos... El número de bateas existente es muy elevado (más de 3.000 sólo en la ría de Arousa) ocupando una superficie superior a las 100 ha.

Como resultado de la elevada capacidad de filtración de los mejillones se produce bajo los polígonos una gran acumulación de biodepósitos excretados por el mejillón, que progresivamente modifican las condiciones de los fondos, volviéndolos anóxicos ($Eh < -100$ mvol.) y originando cambios en la estructura de la cadena trófica de la ría. Cálculos realizados por Cabanas *et al.* (1979) ponen de manifiesto la importancia de esta sedimentación, que estiman en unos 190 kg/día/batea de biodepósito seco, con un 16,6 % de materia orgánica. La relación C/N es próxima a 8. Con estos datos la producción anual es de 69,3 t de sedimentos/batea, con una aportación de 5.219 kg C/año/batea y 620,5 kg N/año/batea. Teniendo en cuenta el elevado número de bateas existentes y que el cultivo del mejillón en algunas rías supera ya los 40 años, la cifra de biosedimentos producidos a través de esta actividad resulta extraordinariamente alta (superior a 10^6 t sólo en la ría de Arousa) produciendo una importante elevación del fondo de ría bajo las bateas, a un ritmo que se estima entre 0,5 y 2 cm/año.

La importancia de las modificaciones producidas, no sólo en cuanto a los niveles de fondo sino, incluso, a posibles alteraciones globales de los sistemas de ría, obligan a considerar la necesidad de extracción de estos biodepósitos, aprovenchándolos, si es posible, en actividades agronómicas o de restauración de espacios degradados. El objetivo de este trabajo es el de analizar las principales

características de estos materiales, especialmente las limitaciones que pudiesen desaconsejar su uso en la recuperación de zonas degradadas del litoral, que en Galicia se restringen principalmente a:

- Áreas incendiadas, con suelos erosionados o en vías de serlo, sobre todo en zonas con sustratos geológicos pobres en nutrientes y de lenta alteración, como los granitos, pizarras o esquistos micacíticos y cuarcíticos. También se consideran en este grupo áreas de monte bajo o forestales de baja actividad y alto riesgo de erosión, con escasez de nutrientes y baja capacidad de retención de agua.

- Áreas degradadas por explotaciones mineras, canteras, o vertederos de residuos sólidos urbanos o industriales, especialmente cuando se deben recuperar escombros artificiales (materiales de construcción, artefactos metálicos,...) o muy pedregosos o rocosos, pobres en componentes coloidales.

- Zonas con importantes extracciones de suelo en las que se ha eliminado el horizonte superficial. Esta situación es frecuente en las áreas afectadas por infraestructuras viarias, polígonos industriales, etc.

Las principales limitaciones que podrían plantearse a la hora de utilizar estos materiales serían:

- 1) Existencia de formas reducidas de S susceptibles de producir un proceso de acidificación por oxidación.

- 2) Exceso de iones Cl^- y Na^+ .

- 3) Presencia de niveles elevados de metales pesados bioacumulados.

MATERIAL Y METODOS

Se han realizado dos muestreos de biodepósitos en 1990 y 1991. En el primero se han recogido sedimentos de dos polígonos de bateas de diferente edad, localizados en la ría de Vigo: Liméns (BN), con menos de 3 años, y Moaña (BE), con más de 10. En ellos

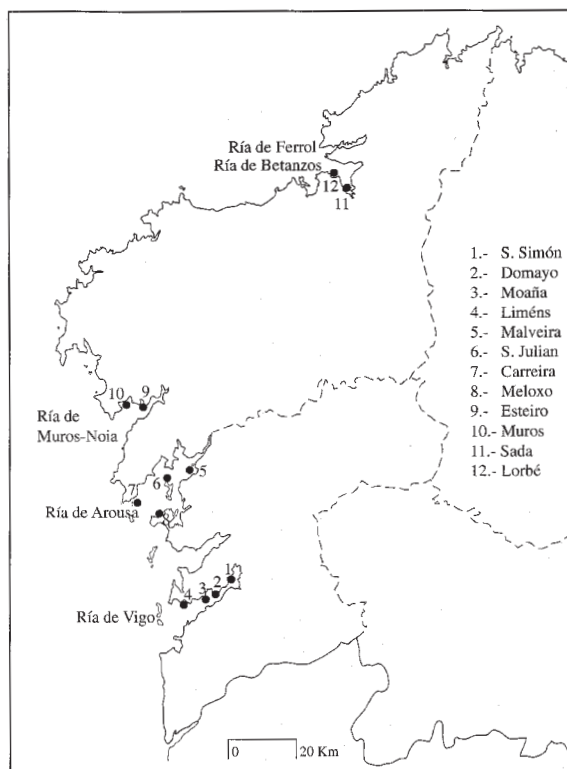


FIGURA 1. Localización de los polígonos de bateas estudiados en las rías gallegas.

se realizan análisis de pH en H_2O y KCl 1M (1:2,5), análisis elemental (carbono, nitrógeno e hidrógeno) en un analizador Perkin-Elmer, EADS; azufre (con un analizador Leco); fósforo asimilable (Olsen *et al.*, 1954); % de caliza activa (con calcímetro); Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- y Cl^- en el extracto de saturación y variación del pH durante la oxidación forzada, con H_2O_2 , a pH 5,5 (Urrutia *et al.*, 1991).

En la segunda campaña se toman muestras de biodepósitos y de sedimentos no afectados por los polígonos, en las rías de Vigo, Arousa, Muros y Betanzos (Fig. 1). Se comprueba la validez de las conclusiones extraídas en la primera campaña y se realizan análisis del contenido total de Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Cr, Co, Pb y Cd (digestión ácida con

microondas y valoración por espectrofotometría de absorción atómica). La toma de muestras (4 polígonos) fue realizada mediante córer de 6 cm de diámetro y más de 40 cm de longitud, tratando de obtener una distorsión mínima de los biodepósitos. Para las determinaciones analíticas se separaron submuestras cada 5 cm y se mezclaron y homogeneizaron las de una misma profundidad, dentro de cada polígono.

RESULTADOS Y DISCUSION

Características generales y riesgos de acidificación

En condiciones naturales los biodepósitos son materiales escasamente consolidados, heterogéneos, constituidos por una mez-

TABLA 1. Algunos datos analíticos de sedimentos bajo bateas recientes (BN) y antiguas (BE) de la ría de Vigo.

Nº	Prof. (cm)	pH H ₂ O ₂	pH KCl	% C	% N	C/N	% S	P(*) mg kg ⁻¹	%Caliza activa
BE1	0-5	8,1	8,0	6,60	0,52	13	0,46	26	8,4
BE2	5-10	8,2	8,0	5,81	0,38	15	0,58	22	9,2
BE3	10-15	8,3	8,1	5,56	0,40	14	0,80	18	6,6
BE4	15-20	8,4	8,2	6,10	0,37	14	0,64	14	10,4
BE5	20-25	8,3	8,1	4,67	0,35	13	1,03	14	7,8
BE6	25-30	8,3	8,2	3,85	0,31	12	1,10	15	7,8
BE7	30-35	8,3	8,2	3,66	0,31	12	1,10	16	8,2
BE8	35-40	8,4	8,1	3,85	0,37	10	1,08	16	7,6
BN1	0-5	8,7	8,4	6,17	0,22	28	0,01	21	13,8
BN2	5-10	8,7	8,6	5,13	0,14	37	0,13	25	13,2
BN3	10-15	8,9	8,6	4,76	0,09	53	<0,01	20	15,4
BN4	15-20	9,1	8,6	4,42	0,10	42	0,40	23	10,8
BN5	20-25	8,9	8,7	5,36	0,07	77	0,26	22	10,8
BN6	25-30	9,1	8,8	4,91	0,07	70	0,20	16	9,1
BN7	30-35	9,1	8,8	4,89	0,06	81	0,32	13	10,4

(*) P (Olsen *et al.*, 1954)

cla de partículas finas (limos y arcillas) de color negro y fragmentos de conchas, fundamentalmente (aunque no sólo) de mejillón. El secado y oxidación origina un importante cambio de color, formándose un material gris claro, compacto y duro. Las partículas finas están constituidas por una asociación mineralógica similar a la de los sedimentos actuales de las rías, con micas, caolinita, como minerales dominantes, y cuarzo, feldspatos, vermiculita y gibbsita como accesorios (Macías *et al.*, 1992).

La textura fina de los biodepositos es una de las principales características que han llevado a considerar la posibilidad de utilizar estos materiales en tareas de recuperación de suelos degradados en los que la presencia de coloides es escasa, situación que se presenta muy frecuentemente en escombreras de mina y canteras de diferentes materiales de Galicia (Calvo de Anta y Pérez Otero, 1990; Quintas

y Macías, 1992). La presencia de fragmentos de conchas también ha contribuido a esta primera apreciación, al considerar la acidez existente en los suelos de mina ricos en sulfuros metálicos o lignitos, de los que existen en Galicia importantes superficies (más de 30 km²).

En cuanto a las propiedades químicas cabe destacar la presencia de un contenido de C relativamente importante (de 3,3 a 6,6 en las muestras de Vigo) (Tabla 1) y hasta el 9 % en biodepositos de otras rías, similar al de muchos horizontes superficiales de suelos de Galicia. El contenido de N presenta fuertes oscilaciones (0,06-0,52 %), dependiendo de la posición del polígono en la ría y de la profundidad de la capa analizada, lo que lleva a una gran variabilidad en la relación C/N que pasa de valores en torno a 10, en los polígonos interiores, a valores próximos a 100 en las capas profundas de los biodepositos de los

polígonos externos donde muy probablemente se están produciendo procesos de desnitrificación. El nivel de P asimilable varía entre 13 y 26 mg kg⁻¹, es decir resulta de un orden similar a los valores encontrados en muchos suelos de cultivo de Galicia, pero es más alto que el existente en suelos forestales y, por supuesto, que los de los medios fuertemente degradados o empobrecidos.

Otros iones como Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺ o NO₃⁻ también se encuentran en niveles que pueden ser considerados como importantes para su utilización como enmendante y fertilizante en suelos degradados (Tabla 2). De

todas formas, los análisis del extracto de saturación ponen de manifiesto, junto a los anteriores, un alto contenido en iones no deseables como Cl⁻ y Na⁺. La conductividad eléctrica es lógicamente muy elevada en todas las muestras, encontrándose los valores más altos en los biosedimentos más envejecidos que, además, requieren un mayor contenido de agua para alcanzar la saturación. Es decir, como era de suponer, hay un exceso de sales que deberían ser eliminadas antes de proceder a un aprovechamiento convencional, de modo similar al propuesto por Thomas y Silva (1991) en la recuperación de zonas cos-

TABLA 2. Valores del extracto de saturación de biodepósitos de la ría de Vigo (% H₂O: de la muestra en condiciones naturales).

Nº	%H ₂ O	pH	C.E. mS/cm	Ca	Mg	Na	K	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻
BE2	48,2	7,7	26,7	99	250	430	19	38,4	5,5	>563
BE3	49,4	7,7	25,6	65	166	450	15	37,2	10,2	“
BE4	46,6	7,7	25,7	70	216	391	12	29,9	13,1	“
BE5	49,8	7,7	25,6	77	234	411	15	30,9	17,0	“
BE6	51,3	7,6	23,4	70	208	385	12	27,5	17,0	“
BE7	46,6	7,6	25,2	83	258	450	15	31,3	22,9	“
BN1	25,4	7,9	19,8	63	150	326	8	18,4	5,1	“
BN2	28,4	7,9	22,2	69	184	372	12	24,1	4,3	“
BN3	28,5	7,9	22,5	61	158	476	19	24,7	8,5	“
BN4	25,3	7,9	23,2	91	184	359	12	22,0	8,5	“
BN5	23,1	7,9	21,1	45	142	359	12	40,2	10,1	“
BN6	22,2	8,0	20,4	47	142	339	12	18,9	13,1	“
BN7	26,0	8,0	19,5	44	108	294	8	18,1	23,9	“

Niveles de referencia (Westermann, 1990)

Bajo	0,74	<2	<1	<1,5	<0,6
Aceptable	1,99	5	2,8	3,8	1,6
Optimo	3,49	8,8	4,4	6,4	3,2
Alto	5,00	12,5	6,2	9,0	4,8
Muy alto	6,00	>12,5	>6,2	>9,0	>4,8

teras del Reino Unido con sedimentos dragados de estuarios.

Sin embargo, la necesidad de lavado debe ser considerada más cuidadosamente, ya que, junto con los iones nocivos (Cl^- y Na^+) serían eliminadas altas cantidades de otros iones muy importantes para los suelos galegos, como NO_3^- , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , y SO_4^{2-} , por lo que no debería desestimarse la alternativa de utilización directa, sin lavado previo de los biodepósitos, implantando en las primeras fases de la restauración plantas tolerantes a la salinidad, como *Juncus*, *Thypha*, *Salix*, algunas enredaderas (*Calystegia soldanella*), ... e introduciendo otras especies posteriormente, cuando algunos elementos como el N o el K fueran incorporados a los ciclos biogeoquímicos y las altas concentraciones de sales fuesen eliminadas por lavado.

El contenido en S resulta en algunos casos superior al 1% (Tabla 1), lo que podría

ser considerado, en un principio, como un serio riesgo de producción de acidez durante la exposición de estos materiales, siguiendo un proceso similar al que se origina cuando se intenta la recuperación por oxidación de *Fluvisoles tíónicos*. Como referencia próxima puede señalarse que algunos ambientes de Galicia con $\text{pH} < 3$ son debidos a la presencia de materiales geológicos, sedimentarios o metamórficos, con tan sólo un 0,1 % de S (Monterroso *et al.*). De todas formas, dado que en estos sedimentos también existe un importante contenido de caliza activa (Tabla 1) y restos de caparazones calcáreos, la valoración de estos riesgos debe ser más precisa.

El seguimiento de las variaciones de pH y Eh durante el secado de una muestra con un contenido de S del 0,8 %, durante 20 días, ha dado como resultado una fuerte variación del potencial redox, entre -132 y +360 mvol., (en las fases iniciales del secado

TABLA 3. Datos Eh-pH durante la oxidación y secado de una muestra de biodepósitos de la ría de Vigo con un contenido de 0,8 % de

Tiempo (días)	Eh (mvol)	pH
0	-149	7,4
1	-132	n.d.
5	-104	7,1
7	-85	7,2
11	78	7,5
13	147	8,0
20	360	7,8

se reconoce habitualmente un descenso del Eh) mientras que los valores de pH apenas mostraron variaciones (Tabla 3).

Lógicamente, la producción de protones resultó algo más importante cuando se procedió a una oxidación forzada, con H_2O_2 a pH 5,5 (Tabla 4). El pH final resultante fue algo inferior al del sedimento (medido en condiciones de humedad natural) y al de la

suspensión en agua (una vez desecado el sedimento). No obstante, se elevó en todos los casos el pH inicial del H_2O_2 , poniéndose de manifiesto la escasa acidez potencial de estos materiales, ligeramente más elevada en aquellos de mayor grado de envejecimiento (BE) y, por el contrario, el importante poder de neutralización de sus componentes básicos.

TABLA 4. Evolución del pH durante la oxidación con H₂O₂ de sedimentos bajo bateas de la ría de Vigo sin lavado previo de sales.

Nº	pH natural	pH H ₂ O	pH H ₂ O ₂			
			2 m.	30 m.	2 h.	6 h.
BE1	7,9	8,1	6,9	6,8	6,7	6,6
BE2	8,1	8,2	6,9	6,9	6,6	6,4
BE3	7,8	8,3	6,9	6,9	6,6	6,5
BE4	7,9	8,4	6,9	6,9	6,6	6,4
BE5	8,0	8,3	6,9	6,9	6,6	6,4
BE6	7,9	8,3	6,9	6,9	6,6	6,4
BE7	8,2	8,3	6,9	6,9	6,6	6,4
BE8	8,2	8,4	6,9	6,9	6,6	6,4
BN1	8,3	8,7	6,9	6,9	6,8	6,7
BN2	8,4	8,7	7,0	7,0	6,9	6,9
BN3	8,5	8,9	7,0	7,0	7,0	6,9
BN4	8,5	9,1	7,1	7,1	7,0	6,9
BN5	8,2	8,9	7,0	7,0	7,0	6,9
BN6	8,5	9,1	7,0	7,0	7,0	6,9
BN7	8,5	9,1	7,0	7,0	7,0	6,9

Análisis de metales pesados

Uno de los posibles efectos negativos más frecuentemente señalados, del incremento del número de bateas de mejillón en las rías, está relacionado con el proceso de bioconcentración de sustancias tóxicas que estos organismos son capaces de realizar, acumulándolas bien en su propia biomasa o bien en los sedimentos.

Los datos disponibles acerca de las concentraciones de diferentes metales en las aguas de las rías muestran niveles que pueden considerarse bajos, incluso en las rías de mayor actividad industrial (como la de Ferrol, con 5 ppb de Zn y < 1 ppb para Cu, Pb y Cd) (Vidal Collazo, 1991); las cifras de metal particulado no son conocidas. No obstante, los riesgos de bioconcentración pueden llegar a ser muy elevados si se tienen en cuenta las estimaciones realizadas por algunos autores, según los cuales el volumen de agua que circula horizontalmente a través de

un polígono de bateas es de unos 760.000 m³/día, siendo el porcentaje de filtración para sustancias orgánicas (C, N, clorofila) variable entre 29,6 y 59,6 (Cabanas *et al.*, 1979). Si estos porcentajes se aplicasen a sustancias como los metales pesados, el proceso de bioconcentración que se produciría en una batea podría tener una enorme importancia, al tratarse de elementos de tipo residual.

Los contenidos medios e intervalos de variación de metales pesados en biosedimentos tomados de diferentes rías, y a distinta profundidad, se encuentran en la Tabla 5. En la Tabla 6 se recoge un análisis comparativo, para algunos metales, entre los contenidos en biosedimentos y en sedimentos del entorno de los polígonos y del conjunto de los sedimentos de cada ría.

En una primera observación de los datos se comprueba la existencia de un proceso de acumulación de los metales pesados en los biodepositos respecto a los sedimentos

TABLA 5. Valores medios y rangos de metales en biodepositos de bateas de mejillón en diferentes polígonos de explotación.

	%Fe	%Al	Mn	Zn	Cu	Cr mg kg ⁻¹	Co	Pb	Cd
Vigo									
S.Simón V-BL	2,63 (2,2-3,2)	3,18 (2,6-3,9)	162 (149-197)	123 (110-151)	48 (43-51)	52 (40-72)	21 (18-30)	120 (109-134)	0,6 (0,2-1,0)
Moaña V-BK	2,95 (0,8-3,8)	2,74 (0,8-3,8)	177 (106-228)	127 (24-157)	40 (7-60)	50 (44-53)	22 (19-27)	96 (62-116)	0,5 (0,0-1,2)
Domayo V-BI	2,90 (1,0-3,6)	3,06 (0,9-4,1)	154 (79-215)	126 (34-163)	57 (11-69)	58 (49-72)	20 (17-26)	108 (52-130)	0,3 (0,0-0,9)
Liméns V-BJ	1,55 (1,5-1,7)	0,97 (0,8-1,3)	100 (85-144)	37 (27-47)	17 (10-20)	58 (44-70)	25 (20-30)	71 (64-81)	0,4 (0,5-1,4)
Arousa									
Malveira A-BA	3,50 (3,0-3,7)	4,07 (3,0-4,8)	237 (208-259)	128 (99-159)	78 (60-113)	211 (100-297)	22 (19-24)	82 (63-136)	0,8 (0,7-1,1)
S.Julián A-BF	3,28 (2,6-3,9)	3,48 (2,9-3,8)	204 (138-253)	97 (92-106)	32 (27-35)	83 (50-112)	20 (18-22)	66 (57-72)	0,3 (0,1-0,8)
Carreira A-BB	1,77 (1,5-2,0)	1,74 (1,1-2,4)	122 (102-145)	59 (42-83)	21 (12-36)	48 (38-60)	22 (18-25)	67 (53-74)	0,3 (0,0-0,9)
Meloxo A-BC	0,62 (0,3-0,8)	0,55 (0,3-0,7)	106 (77-184)	33 (22-59)	18 (6-48)	40 (34-50)	20 (18-20)	67 (50-119)	0,1 (0,0-0,5)
Muros									
Muros M-BE	2,42 (1,8-3,2)	2,75 (2,2-2,6)	164 (122-183)	86 (52-162)	30 (14-47)	49 (42-53)	15 (12-17)	54 (41-107)	0,5 (0,0-1,5)
Esteiro M-BD	1,34 (1,0-2,3)	1,40 (0,9-2,2)	104 (81-118)	41 (30-64)	16 (9-24)	54 (41-61)	19 (12-25)	53 (43-62)	0,9 (0,0-2,4)
Sada									
Sada B-BG	1,43 (0,9-1,7)	1,29 (1,0-1,5)	209 (131-269)	46 (37-61)	14 (10-18)	41 (34-48)	17 (14-21)	50 (35-90)	0,8 (0,0-2,3)
Lorbé B-BH	0,96 (0,6-1,5)	0,77 (0,4-1,2)	184 (130-281)	39 (19-74)	13 (8-20)	69 (59-93)	19 (17-20)	54 (46-63)	0,6 (0,3-1,1)

TABLA 6. Contenido (media e intervalos) de algunos metales en biosedimentos (B), sedimentos de zonas del entorno de los polígonos (S) y sedimentos en el conjunto de las rías (TS).

		Zn	Cu mg kg ⁻¹	Cr	Pb	Cd
Vigo	B	103(37-127)	41(17-57)	55(50-58)	99(71-120)	0,5(0,3-0,6)
	S	57(14-113)	15(4-31)	55(6-106)	33(8-74)	1,3(0,1-2,9)
	TS	31(4-104)	11(2-31)	33(2-106)	20(2-74)	0,7(0,1-2,9)
Arousa	B	79(33-128)	37(18-78)	96(40-211)	71(66-82)	0,4(0,1-0,9)
	S	71(12-110)	26(2-50)	108(12-295)	37(13-44)	1,6(0,1-2,5)
	TS	50(8-104)	15(2-50)	66(2-295)	26(40-188)	0,6(0,1-2,5)
Muros	B	63(41-86)	23(16-30)	51(49-54)	53(53-54)	0,7(0,5-0,9)
	B	42(39-46)	13(13-14)	55(41-69)	52(50-54)	0,7(0,6-0,8)
Pontevedra	S	72(41-111)	16(8-28)	88(73-108)	41(34-56)	2,3(1,8-2,9)
	TS	50(4-130)	15(2-66)	39(2-108)	35(4-278)	0,8(0,1-2,9)
A Coruña	S	58(14-111)	19(4-45)	68(58-92)	42(18-66)	2,1(1,9-2,4)
	TS	237(14-642)	74(4-200)	70(14-110)	129(18-394)	1,1(0,1-2,9)
Ferrol	S	130(98-178)	42(24-64)	73(40-90)	67(58-90)	1,4(0,1-2,1)
	TS	143(44-436)	51(12-211)	75(30-116)	61(24-124)	0,8(0,1-2,1)

TABLA 7. Comparación de los contenidos máximos y mínimos de metales pesados en sedimentos bajo bateas de diferentes rías con los valores medios de los suelos del mundo (Fergusson, 1982) y los niveles propuestos para el riesgo de fitotoxicidad (Kabata-Pendias y Pendias, 1984) (en mg kg⁻¹).

	Suelos del mundo	Galicia (*)	Biodepósitos			Fitotoxicidad	
			Vigo	Arousa	Muros	Betanzos	
Mn	750	930	78-228	77-259	81-138	130-281	1500
Cr	200	-	50-58	40-211	49-54	41-69	100
Cn	75	70	37-127	33-128	41-86	39-46	300
Cd	0,3	-	0,3-0,6	0,1-0,9	0,5-0,9	0,6-0,8	5
Pb	20	-	71-120	66-82	53-54	50-54	200
Cu	30	60	17-57	18-78	16-30	13-14	100
Co	13	-	17-30	18-24	12-22	14-21	50

*Valores medios en suelos sobre rocas básicas de Galicia (Pérez Otero y Calvo de Anta, 1992).

“naturales” de ría (Tabla 6). En general, los elementos que aparecen más fuertemente concentrados son Zn, Cu y Pb, mientras que para Cr y Cd los efectos son menores o no se reconocen.

La posición ocupada por las bateas dentro de las rías (Figura 1) resulta lógicamente muy importante, de modo que la mayor acumulación se produce en los polígonos situados en las zonas de interior de las rías, con valores entre 2 y 4 veces superiores, según los elementos, que las del exterior (como se observa al comparar los datos de los polígonos de S. Simón y Liméns, en la ría de Vigo, o los de Malveira y Meloxo, en las de Arousa) (Tabla 5). La única excepción a esta norma la constituye el cobalto, que apenas muestra variaciones, oscilando entre 12 y 30 mg kg⁻¹ en el conjunto de las muestras analizadas. Las diferencias entre las distintas rías son importantes, mostrando los valores

mayores de contaminación las zonas de interior de las rías de Vigo y Arousa, mientras que las rías de Betanzos y Muros-Noia resultan en general poco polucionadas. Cu y, sobre todo, Cr, alcanzan los mayores valores en el polígono de Malveira (Arousa), muy posiblemente relacionado con la presencia de un foco de contaminación de Cr (industria de curtidos) y con la importante utilización de fungicidas en los viñedos de la zona, mientras que el Pb tiene su máximo en el polígono de San Simón (Vigo), situación que debe relacionarse con la intensidad de circulación viaria en el tramo interior de esta ría (puente de Rande en la autopista y carreteras del litoral).

Otro aspecto a destacar lo constituye la escasa variación existente con la profundidad, lo que parece indicar que la contaminación metálica, sin duda de origen continental, no se ha modificado sustancialmente en los últimos 30 años.

La posible fitotoxicidad de estos metales, en caso de utilizarse los biodepósitos en labores agrícolas o de restauración de suelos, no puede ser establecida directamente, dado que, entre otros aspectos, el medio condiciona la naturaleza de las especies dominantes y su solubilidad, y por lo tanto, los riesgos de fitotoxicidad de cada metal. No obstante, varios autores han establecido los valores normales establecidos para diferentes materiales geológicos y los niveles a partir de los cuales puede producirse un riesgo de fitotoxicidad. Tomando estos valores como referencia (Tabla 7) se comprueba que, excepto en el caso de las máximas concentraciones de Cr existentes en la ría de Arousa, la composición de los biodepósitos no parece presentar en la actualidad riesgos importantes de fitotoxicidad.

CONCLUSIONES

La búsqueda de materiales aptos para ser utilizados en las tareas de recuperación de áreas degradadas, con escasez de coloides, carencia de nutrientes, o fuerte potencial ácido, junto a la necesidad de proceder a la retirada de los biosedimentos depositados bajo polígonos de bateas de mejillón, ha llevado a considerar la posibilidad de conjugar ambos procesos.

El material que constituye los biosedimentos presenta un elevado contenido en coloides y otras propiedades positivas como la presencia de materiales calcáreos y cantidades significativas de N, Mg, P y K. Los riesgos de acidificación, por presencia de sulfuros, son irrelevantes. No obstante se reconoce la presencia de una elevada salinidad y de cantidades variables, aunque poco importantes en la mayoría de los casos, de metales pesados. En conjunto han sido considerados como materiales válidos para ser utilizados en tareas de recuperación, si bien se necesitan ensayos a diferente escala para determinar el tipo de manejo más adecuado.

Agradecimientos. Este trabajo forma parte de un proyecto financiado por la Consellería de Pesca y Marisqueo de la Xunta de Galicia a la que agradecemos la colaboración en el muestreo de los buceadores del Centro de Mergullo Científico.

REFERENCIAS

- Cabanas, J.M., González, J.J. y Mariño, J.(1979). Estudio del mejillón y de su epifauna en los cultivos flotantes de la ría de Arousa. II. Observaciones previas sobre la retención de partículas y la biodeposición de una batea. *Bol. Inst. Esp. Oceano.* (V) **268**, 45-80.
- Calvo de Anta, R. y Pérez Otero, A. (1990). Impacto ambiental y posibilidad de restauración de los suelos de la mina de Touro (La Coruña). *Informe de proyecto. Consellería de Ordenación del Territorio. Xunta de Galicia.*
- Fergusson, J.E. (1982). *Inorganic chemistry and the earth.* Pergamon Press, Oxford.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (1984). *Trace elements in soils and plants.* CRC PRESS, Inc, Boca Raton, Fl, 5ª ed., 315 p.
- Macías, F., Fernández de Landa, L.A. y Calvo de Anta, R. (1992). Composición química y mineralógica de biodepósitos bajo bateas de mejillón. Datos para la evaluación de su uso como fertilizante y/o enmendante de suelos de Galicia. *Thalassas* **9**, 23-29.
- Monterroso, C., Alvarez, E. y Macías F. (1993). Caracterización de los suelos de la escombrera de la mina Puentes (La Coruña) en proceso de restauración ambiental. *Cuadern. Labor. Xeolóxico de Laxe* **18**, 307-316.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. y Dean, L.A. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium carbonate. *U.S. Dep. of Agric. Circ.* **939**.

- Pérez Otero, A. y Calvo de Anta, R. (1992). Soil pollution in copper sulphide mining areas in Galicia (N. W. Spain) *Soil Technology* **5**, 271-281.
- Quintas, Y. y Macías, F. (1992). Datos para la recuperación de suelos de minas de Galicia. Capacidad natural y alternativas de mejora. *Cuadern. Labor. Xeolóxico de Laxe* **17**, 97-106.
- Thomas, B.R. y De Silva, M.S. (1991). Topsoils from dredging: A solution for Land Reclamation in the Coastal Zone. In *Land Reclamation. An end to dereliction*, M.C.R. Davies, ed. Elsevier Applied Science, London, 299-309.
- Urrutia, M, García-Rodeja, E y Macías, F. (1991). Sulfide oxidation in coal-mine dumps. Laboratory measurement of acidifying potential with H₂O₂ and its application to characterize spoil materials. *Environmental Management* **15**. 4, 81-89.
- Vidal Collazo, M.L. (1991). *Especiación química de Pb, Cd, Cu y Zn en las rías del Burgo y Ferrol*. Tesis de Licenciatura, Fac. Químicas, Univ. Santiago de Compostela.
- Westerman, R.L. (1990). *Soil testing and Plant Analysis*. Soil Sci. Soc. Am. Inc., 3^a ed., Madison, Wisconsin.

EMISIÓN DE CO₂ Y MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO EN UN SUELO PREVIAMENTE TRATADO CON LODO DE DEPURADORA

M. QUEMADA Y E. MENACHO

Departamento de Producción Agraria. Universidad Pública de Navarra. Campus Arrosadía s/n. 31006 Pamplona.

Resumen: Este trabajo estudia el efecto del lodo de depuradora sobre la respiración y sobre el poder de mineralización de N de un suelo de carácter básico un año después de su incorporación al mismo. Para ello se utilizaron parcelas que habían sido tratadas con lodo (80 Mg ha⁻¹ ó 40 Mg ha⁻¹) 10 meses antes, en septiembre de 1995, y parcelas testigo localizadas en Arazuri (Navarra). Los datos de respiración del suelo fueron medidos en 6 fechas diferentes mediante una cámara portátil conectada a un analizador infrarrojo. Los datos de N mineral acumulado durante una incubación (16 semanas) se utilizaron para determinar el potencial de mineralización de N del suelo (N₀) y su tasa de mineralización (k). Los resultados mostraron que un año después de la incorporación de lodo a los campos de cultivo, la respiración y la mineralización de N del suelo estaban todavía influenciadas por la dosis de aplicación de lodo.

Palabras clave: dióxido de carbono, respiración suelo, mineralización, nitrógeno, lodos depuradora, Navarra.

Abstract: We investigated the effect of sewage sludge application on soil respiration and nitrogen availability of field plots located in Arazuri (Navarra, Spain). Plots amended with sewage sludge (80 Mg ha⁻¹ or 40 Mg ha⁻¹) in September 1995 or left unamended were used to measure soil respiration and N mineralization indexes after one year. Soil respiration data were collected in 6 different dates by using a portable infrared analyzer. Cumulative N mineralized from soil samples incubated during 16 weeks was used to estimate the soil N mineralization potential (N₀) and the mineralization rate coefficients (k). Soil respiration was larger for soils that received 80 Mg ha⁻¹ of sewage sludge one year before the study than for unamended soils. Soils that received 40 Mg ha⁻¹ of sewage sludge respired more than unamended soils on only two sampling dates. Sludge-treated soils had larger N₀ and k values than the control treatment.

Key words: carbon dioxide, soil respiration, mineralization, nitrogen, sludge, Navarra (Spain).

INTRODUCCIÓN

La utilización de campos agrícolas como destino final de lodos de depuradora es una práctica común debido a que es un método económico para deshacerse de los lodos y a que supone un reciclaje de la materia orgánica y los nutrientes contenidos en los mismos.

De esta forma, la normativa europea (CEC, 1986) considera que, si se respetan los límites establecidos en cuanto a contenido de metales pesados y patógenos, el uso de lodos de depuradora como enmienda orgánica es medioambientalmente aceptable. Sin embargo, existe poca información sobre el efecto de la aplicación de lodos en otros procesos del

suelo de gran importancia medioambiental, como son la emisión de CO₂ o la mineralización de nitrógeno.

La emisión de CO₂ o respiración del suelo está siendo objeto de numerosos estudios debido a su importancia en el ciclo global del C y a la creciente preocupación por el aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera (Harper et al., 1993; Ambus y Robertson, 1998; Pérez-Batallon et al., 1998). La aplicación de fertilizantes orgánicos al suelo es uno de los principales factores que influyen en la emisión de CO₂ y existe una gran demanda de métodos que permitan estimar el impacto de estas aplicaciones en las emisiones gaseosas (Ajwa y Tabatabai, 1994). Por otra parte, algunos autores consideran que la respiración del suelo puede utilizarse como un índice de la estabilidad del C orgánico aplicado en la enmienda y por lo tanto de la cantidad de lodo que es posible aplicar a un suelo sin que este sufra alteraciones importantes en sus funciones (Ortiz y Alcañiz, 1994).

La aplicación de lodos al suelo tiene un efecto doble sobre la respiración, por una parte la aumenta debido a que incrementa la disponibilidad de C orgánico y nutrientes, pero por otra parte puede disminuirla si contiene altos contenidos de metales pesados debido a su efecto tóxico sobre los microorganismos del suelo (Fliebbach et al., 1994). Mientras que existen muchos estudios que muestran el aumento de la respiración del suelo durante los primeros meses después de haber sido tratados con lodos (Terry et al., 1979; Ajwa y Tabatai, 1994), el efecto a largo plazo de lodos con bajo contenido en metales pesados sobre la respiración del suelo no está claro. Boyle y Paul (1989) observaron que la emisión de CO₂ en suelos tratados con lodos era superior a la de suelos no tratados, incluso tres años después de la última aplicación de lodos. Sin embargo, otros estudios (Brendecke et al., 1993; Ortiz y Alcañiz, 1994) concluyeron que no se podían observar

diferencias entre la respiración de suelos tratados con lodos y suelos no tratados un año después de la última aplicación. Parte de este aparente desacuerdo puede ser explicado por la diferencia en la cinética de mineralización de los distintos materiales orgánicos contenidos en el lodo y por las distintas condiciones edafológicas y ambientales durante el proceso de descomposición (Brendecke et al., 1993).

Todos los estudios mencionados midieron la respiración mediante el seguimiento de los flujos de CO₂ en muestras de suelo contenidas en respirómetros e incubadas bajo condiciones controladas. Este método es preciso y permite comparar entre distintos tratamientos pero no reproduce las condiciones de campo (Parkinson, 1981). Hoy en día, un método apropiado para estimar la respiración del suelo en condiciones de campo es la medida de los cambios de concentración de CO₂ en una cámara cerrada colocada sobre la superficie del suelo (Zibilske, 1994). Sin embargo, en muchas ocasiones la gran variabilidad que presentan las medidas de respiración del suelo tomadas en condiciones de campo produce distribuciones asimétricas de los datos lo cual afecta negativamente a la capacidad de los análisis estadísticos para detectar diferencias entre tratamientos (Parkin y Robinson, 1992). La única forma de ganar representatividad en presencia de alta variabilidad es aumentar la intensidad del muestreo, para lo cual en el caso de la respiración del suelo es necesario utilizar un método que permita obtener una cantidad relativamente elevada de medidas en un corto periodo de tiempo (Parkinson, 1981).

Sólo hemos podido encontrar un estudio en el que se midió la respiración en condiciones de campo de suelos tratados con lodos (Naganawa et al., 1989). En este trabajo los autores utilizaron una cámara portátil conectada a un medidor infrarrojo y mostraron que la respiración del suelo tratado con lodo aumentaba durante los dos meses siguientes

al tratamiento. Por lo tanto, existe una falta de datos recojidos en condiciones de campo que representen el efecto de la aplicación de lodos en la respiración del suelo a medio o largo plazo.

Los métodos más recomendados para estimar la mineralización de N se basan en el seguimiento del N mineralizado en incubaciones aerobias de muestras de suelo (Bundy y Meissinger, 1994), siendo el procedimiento más común para caracterizar un suelo el desarrollado por Stanford y Smith (1972). Este método consiste en la determinación de N_0 y de k, mediante el ajuste de una ecuación exponencial de primer orden a los datos de acumulación de N mineralizado recojidos durante una incubación aerobia de muestras de suelo. La incubación de muestras inalteradas es probablemente la mejor manera de obtener datos representativos de un suelo, pero la gran cantidad de muestras necesarias para representar la variabilidad del suelo y el trabajo que supone la posterior incubación de estas muestras hacen que este método sea difícilmente practicable bajo condiciones de campo (Bundy y Meissinger, 1994). Sin embargo, en un estudio comparativo Cabrera y Kissel (1988) concluyeron que el N mineralizado en la incubación de muestras alteradas de suelo podía ser igualmente utilizado para estimar los índices de mineralización. Las manipulaciones sufridas por el suelo pueden estimular la mineralización y causar sobreestimación de los índices de caracterización, pero al mismo tiempo hay que considerar que las alteraciones del suelo son una parte intrínseca de muchos sistemas naturales y especialmente de los agrosistemas. La utilización de muestras alteradas permite homogeneizar el suelo, con lo que disminuye considerablemente la variabilidad y el número de muestras requeridas (Bundy y Meisinger, 1994).

La mineralización de N en suelos previamente tratados con lodos de depuradora ha sido estudiada en varios ensayos de media y

larga duración (Stark y Clapp, 1980; Boyle y Paul, 1989). Estos experimentos mostraron que tres o cuatro años después de la aplicación de lodo, la mineralización del N de los suelos tratados fue diferente de la de los testigos. Más recientemente White et al. (1997) sugirieron que el valor N_0 puede ser un indicador de la capacidad del suelo para retener N y utilizaron este índice para recomendar la dosis óptima de aplicación de lodo a un suelo.

Este trabajo se engloba dentro de un proyecto en el que se ha estudiado la utilización de los suelos agrícolas de la Cuenca de Pamplona como sumidero de los residuos orgánicos generados en la estación depuradora de aguas residuales (E.D.A.R.) de la comarca de Pamplona, sita en Arazuri (Navarra). Los resultados obtenidos sobre distintos aspectos del impacto ambiental y agronómico, así como detalles de los ensayos realizados pueden encontrarse en publicaciones anteriores (Lasa et al., 1997; Quemada et al., 1998). El objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto que el lodo puede generar sobre la respiración y la mineralización de N del suelo un año después de su incorporación al mismo. Hemos utilizado dos métodos experimentales diferentes con la intención de aplicar una metodología que permita obtener resultados fiables en condiciones de campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo de campo

El estudio se llevó a cabo en una finca situada sobre una terraza baja del río Arga en el término municipal de Arazuri (Navarra). El suelo ha sido clasificado como Calcixerollic Xerochrept (Soil Taxonomy, 1997), y presenta un epipedión ócrico de 20-25 cm de espesor, moderado contenido en materia orgánica, textura franco arcillo limosa, y reacción básica. El clima de la zona de estudio se caracteriza por una precipitación relativamente elevada (906 mm/año) y una temperatura media anual de 12,2 °C. El régimen de temperaturas

es de tipo méxico y el régimen de humedad es xérico (Soil Taxonomy, 1997). En la Figura 1 se presenta la distribución de los valores diarios de temperatura media y precipitación durante el período de este estudio.

En el ensayo de campo se establecieron nueve parcelas (3 m x 9 m) que se asignaron a tres tratamientos con tres repeticiones. Los tratamientos fueron: a) 80 Mg ha⁻¹ de lodos

de depuradora, b) 40 Mg ha⁻¹ de lodos de depuradora, c) testigo. El lodo fue distribuido sobre la superficie del suelo en septiembre de 1995 mediante un esparcidor de estiércol y seguidamente fue incorporado en los primeros 20 cm con un arado de vertedera. Todas las parcelas fueron sembradas con guisante (*Pisum sativum* L.) en octubre de 1995 y cosechadas en mayo de 1996. Después de la

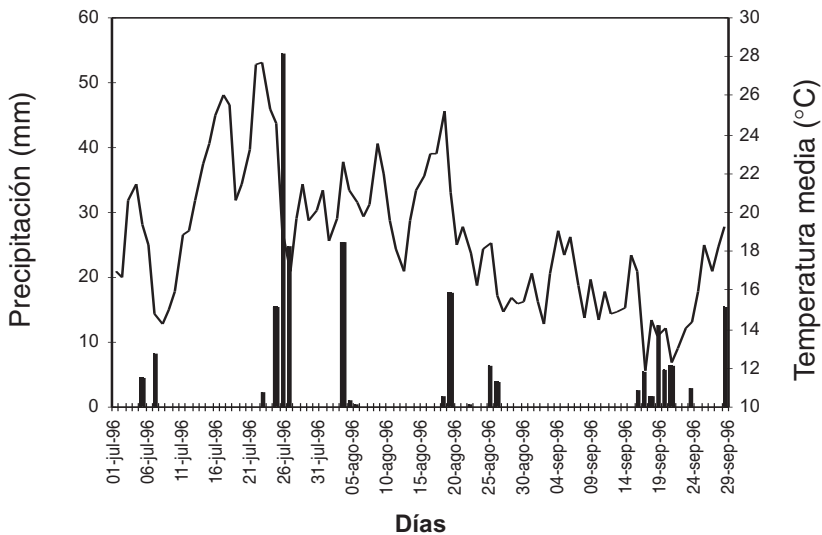


FIGURA 1. Valores diarios de temperatura media y precipitación en Arazuri durante el período de medidas de respiración del suelo.

cosecha las parcelas se mantuvieron libres de cubierta vegetal mediante limpieza manual.

Los lodos aplicados en las parcela provenían de la E.D.A.R. de Arazuri. Se trata de lodos frescos tratados anaeróbicamente que contienen altos niveles de materia orgánica y bajos niveles de metales pesados, siendo su contenido en materia seca de 0,35 kg m.s. kg⁻¹.

En Julio de 1996, muestras de suelo (6 kg por tratamiento) tomadas de los 20 primeros cm de cada tratamiento, fueron secadas al aire y cribadas (< 2 mm). Submuestras de estos suelos así como de lodo fueron utilizadas para la determinación de C orgánico oxi-

dable (Walkey y Black, 1934), N orgánico (Bremner, 1965) y contenido total en metales pesados (Tessier et al., 1979) (Tabla 1).

Medidas de la respiración del suelo

Los datos de respiración del suelo se midieron mediante un analizador infrarrojo que mide la concentración de CO₂ en un cámara portátil (78.5 cm², 1490 cm³), que se coloca directamente sobre la superficie del suelo (Environmental Gas Monitor, PP Sytems, U.K.). El analizador toma muestras de la cámara en intervalos de 8 s durante un período de 2,5 min, siendo la primera mues-

TABLA 1. Características del suelo de los tres tratamientos estudiados y del lodo de depuradora. Valores expresados en base a peso seco.

	Materia orgánica	N total	pH	Cd	Cu	Ni (contenido total)	Pb	Zn
	—g kg ⁻¹ —			———mg kg ⁻¹ ———				
Suelo								
testigo	1.8	1.35	8.2	2.1	22	39	39	58
40 Mg.ha ⁻¹	2.1	1.57	8.2	2.2	29	39	39	62
80 Mg.ha ⁻¹	2.2	1.58	8.2	2.2	37	40	38	68
Lodo	426	20.8	8.5	1.0	223	46	140	1043

tra tomada 20 s después de que la cámara haya sido colocada sobre el suelo. La estimación de la respiración se obtiene mediante una curva cuadrática ajustada a la relación entre el incremento de la concentración de CO₂ en la cámara y el tiempo transcurrido desde que se toma la primera muestra (Parkinson, 1981).

Se realizaron medidas en seis días diferentes, siendo las primeras tomadas el 12 de Julio de 1996 y las últimas el 6 de Septiembre de 1996. Cada día de muestreo se realizaron 18 medidas por tratamiento (6 en cada parcela) colocando la cámara de forma aleatoria sobre las parcelas. Cada período de muestreo comenzaba a las 8:00 h de la mañana y duraba en torno a 2,5 h. Para diagnosticar la normalidad de las distribuciones de las medidas de cada tratamiento se utilizó el test W de Shapiro y Wilk (1965). La media y la varianza de las distribuciones se calcularon como estimadores uniformes de mínima varianza (UMVUE), y los intervalos de confianza en torno a la media se calcularon mediante el método exacto de Land (Parkin y Robinson, 1992).

La temperatura del suelo (5 cm de profundidad) se midió durante cada período de muestreo mediante tres termistores conecta-

dos a un registrador de datos. La humedad del suelo (0-5 cm) se determinó por gravimetría cada día de muestreo en dos series de muestras, unas tomadas justo antes de iniciar el muestreo y otras al finalizarlo. Cada serie estaba constituida por nueve muestras de suelo tomadas al azar de cada uno de los tres tratamientos.

Mineralización del nitrógeno

De las muestras de suelo tomadas al inicio del experimento, se tomaron cuatro submuestras (= 250 g equivalente suelo seco) de cada tratamiento y se humedecieron hasta el 16 % de humedad (-0.03 Mpa). Cada submuestra fue colocada en un recipiente de 1 L e incubada a 35 °C durante 16 semanas (Stanford y Smith, 1972). Periódicamente se muestreaban 5 g de suelo de cada recipiente y se realizaba una extracción con 1 M KCl para determinar el nitrato y el amonio por espectrofotometría en los extractos. Para el nitrato se aplicó el método de la reducción cuantitativa de nitrato a nitrito con una columna de Cd, determinándose el nitrito procedente de la reducción según Nicholas y Nason (1957). Para el amonio se aplicó el procedimiento de Solorzano (1969), basado en el método del azul de indofenol. Los recipientes se abrían y

aireaban cada 48 h. El contenido de humedad del suelo se controlaba gravimétricamente, añadiendo agua con un pulverizador para mantenerlo constante cuando era necesario.

Siguiendo el procedimiento de Stanford y Smith (1972) se ajustó la siguiente ecuación para estimar los parámetros N_0 y k :

$$N_m = N_0 [1 - \exp(-k \cdot t)]$$

donde N_m es la cantidad de N mineral acumulado (mg kg^{-1}) para un determinado tiempo transcurrido desde el inicio de la incubación (t). Los datos se analizaron utilizando los procesos GLM y NLIN de SAS (SAS Institute Inc, 1985).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respiración del suelo

La tasa de respiración está muy influenciada por la humedad y la temperatura del suelo (Mathes y Schriefer, 1985), por lo tanto en nuestro estudio era importante asegurarse de que no existían cambios relevantes de ninguno de estos factores durante cada uno de los períodos de muestreo. Los valores medios de la temperatura y la humedad del suelo para cada uno de los muestreos se presentan en la Tabla 2. Por una parte, entre el mínimo y

máximo valor de temperatura del suelo hubo siempre una diferencia inferior a $0,8^\circ\text{C}$, por lo que se considera que las variaciones fueron poco importantes y los valores presentados en la Tabla 2 son la media de la temperatura de los tres termistores para cada período de muestreo. Por otra parte, no se encontraron diferencias significativas entre el contenido de humedad de las muestras tomadas antes y después de cada período de muestreo, por lo que se asumió que no hubo variaciones relevantes en el contenido de humedad del suelo durante el tiempo que duró la toma de muestras. Tampoco se observaron diferencias significativas entre los contenidos de humedad de las muestras correspondientes a los distintos tratamientos, por lo que en la Tabla 2 se presenta el valor de humedad correspondiente a la media de todas las muestras tomadas para cada uno de los días de muestreo. Por lo tanto, no cabe esperar que cambios relevantes en humedad o temperatura del suelo afectasen a las medidas de respiración tomadas en una misma fecha.

Las medidas de respiración del suelo presentaron una gran variabilidad y una distribución asimétrica positiva. Como ejemplo se muestran los histogramas de cada uno de los

TABLA 2. Temperatura del suelo, contenido en humedad y respiración del suelo para los tres tratamientos en las seis ocasiones de muestreo. La respiración del suelo fue calculada como estimador UMVU de la media. En cada línea, medias seguidas de la misma letra no son significativamente diferentes.

Fecha	T ^a	Humedad	Respiración suelo		
			Testigo	40 Mg ha ⁻¹	80 Mg ha ⁻¹
	-°C-	-kg kg ⁻¹ -	— g CO ₂ -C m ⁻² h ⁻¹ —		
07-12	16.3	0.118	0.24 a	0.29 ab	0.45 b
08-13	18.1	0.126	0.36 a	0.41 ab	0.56 b
08-19	20.3	0.122	0.43 a	0.63 b	0.82 c
08-22	22.9	0.130	0.54 a	0.77 b	0.96 c
09-03	16.6	0.077	0.22 a	0.27 ab	0.35 b
09-06	17.7	0.117	0.32 a	0.41 ab	0.52 b

tratamientos para uno de los días de muestreo (Figura 2). De entre los distintos modelos propuestos para el estudio de estas distribuciones el neperiano-logarítmico es el más aplicado y aumenta considerablemente la

capacidad de los análisis estadísticos para detectar diferencias entre poblaciones que no presentan distribuciones normales (Parkin y Robinson, 1992). Una variable se considera normal-logarítmicamente si el logaritmo de

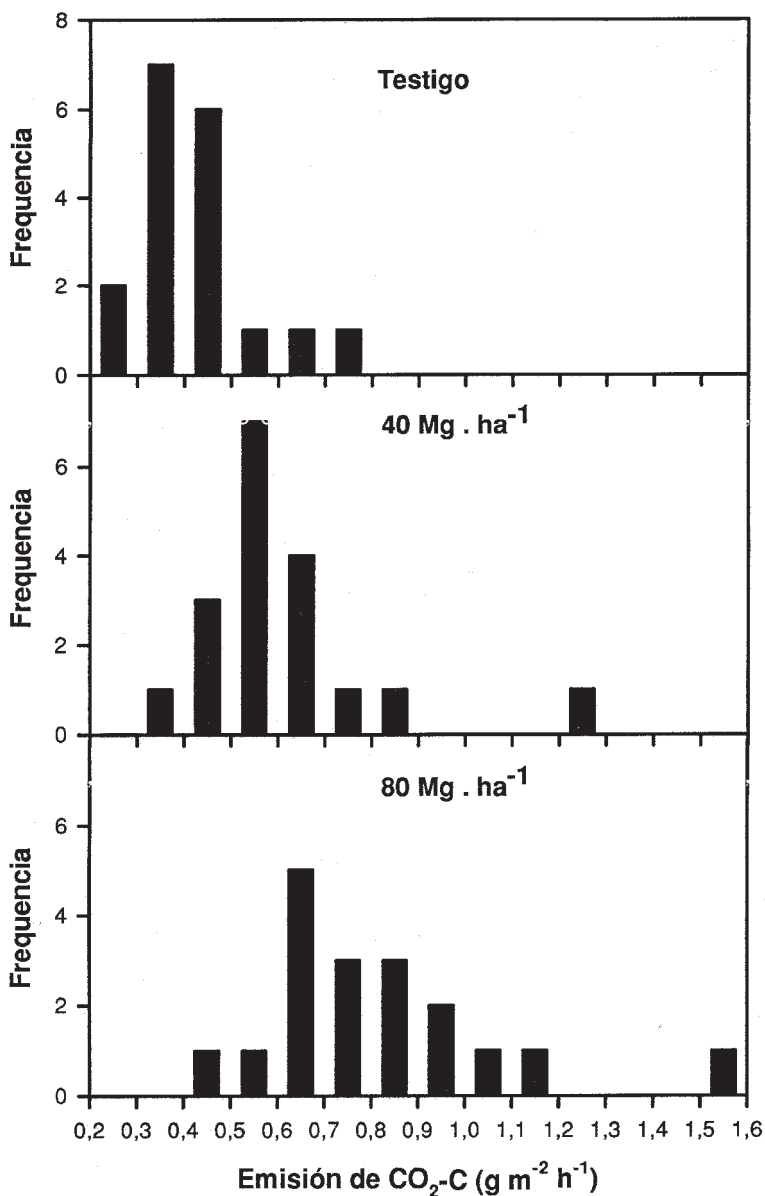


FIGURA 2. Distribución de frecuencias de las medidas de respiración del suelo tomadas en los tres tratamientos en el día 19-08-1996.

dicha variable está normalmente distribuido, siendo el test W de Shapiro y Wilk (1965) el más recomendado para diagnosticar la normalidad de las distribuciones. En nuestro estudio se aplicó el test de normalidad a las 18 series de datos de respiración, y mientras que ninguna de las series de datos no transformados estaba distribuida normalmente, todas las series de los datos transformados logarítmicamente mostraban distribuciones normales. Los parámetros de escala de las distribuciones logarítmicas calculados como UMVUE (Parkin y Robinson, 1992) se muestran en las Tablas 2 y 3.

Para comparar el efecto de las condiciones medioambientales y de los tratamientos en la respiración del suelo es de suma importancia la elección del parámetro de escala que representa a la distribución. Dado que la respiración del suelo es una medida de la masa total de CO₂ emitida por el suelo, debemos utilizar como parámetro de comparación la media, ya que la media es el centro de masas de una distribución (Parkin y Robinson, 1992). En nuestro estudio, los valores medios de la respiración del suelo testigo se encuentran dentro del rango de los presentados en la literatura (Parker et al.,

1983). No podemos comparar los valores de respiración de los tratamientos que recibieron lodo con datos previos publicados, dado que no hemos encontrado en la literatura estudios de respiración de suelo tomados en condiciones de campo de suelos tratados con lodo al menos 10 meses después de la aplicación del mismo. La comparación con medidas tomadas en respirometros no es factible dado que no están expresados en base a unidades de superficie.

La respiración del suelo estuvo muy influenciada por temperatura y contenido de humedad (Tabla 2). Los valores más elevados se obtuvieron después de una tormenta de verano en el muestreo correspondiente al día 22 de agosto, cuando las altas temperaturas y un elevado contenido de humedad produjeron un aumento de la respiración en todos los tratamientos. Los valores más bajos se recojieron cuando la humedad del suelo fue menor, incluso si la temperatura no era la más baja. Las combinaciones de humedad y temperatura de nuestros datos no presentan suficiente variedad como para obtener conclusiones más determinantes, pero si se observa que existe un importante efecto de interacción entre ambos factores como ha sido ya resalta-

TABLA 3. Parámetros de escala de la distribución de las medidas de respiración del suelo provenientes de los tres trataminetos para cada uno de los días de muestreo. Los parámetros fueron calculados como estimadores UMVU.

Fecha	Control		40 Mg ha ⁻¹		80 Mg ha ⁻¹	
	Media	Varianza	Media	Varianza	Media	Varianza
————— g CO ₂ -C m ⁻² h ⁻¹ —————						
07-12	0.19	0.023	0.22	0.045	0.34	0.138
08-13	0.33	0.014	0.37	0.039	0.52	0.059
08-19	0.41	0.014	0.60	0.029	0.78	0.055
08-22	0.52	0.025	0.76	0.024	0.93	0.044
09-03	0.19	0.013	0.24	0.021	0.29	0.037
09-06	0.29	0.015	0.38	0.029	0.46	0.063

do en otros estudios de respiración del suelo (Quemada y Cabrera, 1997).

Para comparar el efecto de los diferentes tratamientos en la respiración se construyeron intervalos de confianza del 95% en torno a la media para cada una de las series de datos según el método exacto de Land, aplicable a distribuciones no distribuidas normalmente (Parkin y Robinson, 1992). Para cada día de muestreo, la hipótesis de que dos medias eran iguales se desechó cuando los intervalos de confianza se superponían (Tabla 3). En nuestro estudio, la respiración del suelo tratado con 80 Mg ha⁻¹ fue significativamente superior a la del testigo en todos los días de muestreo. Sin embargo, la respiración del suelo tratado con 40 Mg ha⁻¹ fue significativamente superior a la del testigo solamente en dos de los días de muestreo. De forma similar las diferencias en la respiración del suelo entre los dos tratamientos que recibieron lodo fue-

ron sólo significativas en aquellas ocasiones en las que las condiciones de humedad y temperatura favorecían la respiración. Estos resultados demuestran que, en nuestro caso, un año después de la aplicación de lodo al suelo la respiración del suelo sigue dependiendo de la dosis de aplicación.

La metodología presentada permite comparar el efecto de la aplicación de lodos en la respiración del suelo medida en condiciones de campo, pero es importante resaltar que las medidas deben de ser tomadas cuando las condiciones de humedad y temperatura favorecen una elevada respiración, probablemente porque son condiciones favorables para una elevada actividad microbiana.

Mineralización del nitrógeno

El N mineralizado durante las 16 semanas de incubación se muestra en la Figura 3. En consonancia con otros estudios (Stark y

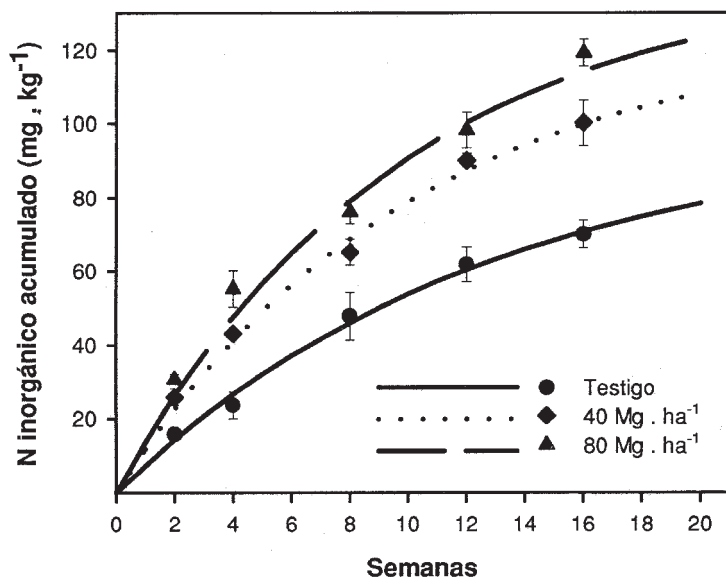


FIGURA 3. N mineral acumulado en durante la incubación aerobia de los suelos provenientes de los tres tratamientos. Los símbolos representan los valores observados y las líneas representan los datos simulados por los modelos presentados en la Tabla 4.

Clapp, 1980; Boyle y Paul, 1989; Banerjee et al., 1997), el N total mineralizado aumenta cuando lo hace la dosis de N orgánico aplicado con el lodo.

Los valores de N_0 y k fueron calculados para cada uno de los tratamientos (Tabla 4). El valor N_0 fue mayor para los suelos tratados con lodo que para el testigo, y aumentó con la dosis de aplicación de lodo. Nuestros resultados coinciden con los de Stark y Clapp (1980) y con los de Boyle y Paul (1989), e indican que un año después de la incorporación del lodo en el suelo todavía existe una cantidad considerable de N orgánico fácilmente mineralizable.

No se observaron diferencias significativas entre los valores k de los suelos tratados con lodo, mientras que estos valores fueron significativamente superiores al valor k del testigo (Tabla 4). El valor k del testigo está un poco por encima del rango de valores medios de k obtenidos por Stanford y Smith (1972) para un amplio número de suelos ($0,054 \pm 0,009$ semana⁻¹), pero es similar a los valores de k presentados por los mismos autores para suelos con un elevado poder de mineralización. El aumento de los valores k observados en los tratamientos con lodo confirma la hipótesis de que en estos suelos todavía existe una cantidad considerable de N orgánico fácilmente mineralizable, la cual irá probablemente disminuyendo a medida que pase el tiempo desde la última aplicación de lodo

(Stark y Clapp, 1980; Boyle y Paul, 1989).

Stark y Clapp (1980) observaron que suelos que habían sido tratados con lodo alcanzaban un nuevo equilibrio de mineralización de N por encima del equilibrio del suelo original. Este equilibrio estaba caracterizado por valores de N_0 y k por encima de los del testigo e independientes de la dosis de aplicación de lodo. White y al. (1997) resaltaron que en ambientes áridos este nuevo equilibrio todavía se mantenía nueve años después de la última aplicación de lodo. En nuestro caso, la situación de equilibrio no fue alcanzada un año después de la aplicación del lodo, y por lo tanto sugiere que todavía existe en el suelo una cantidad considerable de N orgánico fácilmente mineralizable proveniente del lodo.

El aumento de la mineralización de C y N observado en este trabajo muestra que la actividad microbiana del suelo un año después de la aplicación del lodo se ve incrementada. La evaluación del impacto ambiental y agronómico asociada al aumento de la actividad microbiana es compleja, ya que depende de los criterios de evaluación que se consideren. Por una parte, es de esperar que se produzca un aumento de la estabilidad estructural, y una mejora de las propiedades físicas del suelo asociadas a la misma (Metzger y Yaron, 1987); también es esperable un aumento en el suministro de nutrientes del suelo (Brendecke et al., 1993) y a largo

TABLE 4. Potencial de mineralización de Nitrogeno (N_0), y tasa de mineralización (k) para los tres trataminetos, estimados a partir del modelo: $N_{\text{mineralizado}} = N_0 \cdot (1 - e^{-k \cdot t})$. En cada columna, medias seguidas de la misma letra no son significativamente diferentes.

Tratamiento	N_0 g N kg ⁻¹ soil	k semana ⁻¹	R^2
Testigo	99.4 a	0.078 a	0.88
40 Mg ha ⁻¹	125.4 b	0.100 b	0.92
80 Mg ha ⁻¹	142.1 c	0.102 b	0.91

plazo del contenido en humus del mismo. Por otra parte, la alta actividad microbiana asociada con la presencia de C fácilmente disponible puede alterar algunas de las funciones del suelo. Así, Lasa et al. (1997) ya pusieron de manifiesto que la aplicación de lodos frescos en otoño puede producir una disminución en la eficiencia del fertilizante nitrogenado mineral aplicado en primavera, debido al aumento de la desnitrificación y de la inmovilización de N asociadas con el incremento de la actividad microbiana. En este último estudio mencionado la disminución de la eficiencia del fertilizante mineral se tradujo en un descenso de la producción de cebada, por lo que la aplicación de lodo fresco tuvo un impacto negativo agronómico. Algunos autores (Boyle y Paul, 1989) han resaltado el posible impacto medioambiental negativo del aumento del poder de mineralización de N del suelo en zonas donde existan aguas sensibles a la contaminación por nitratos, ya que suelos que reciban gran cantidad de lodos funcionarán como fuente potencial de contaminación cuando el N suministrado por el suelo no sea absorbido por la cubierta vegetal.

La directiva europea se basa en la cantidad de metales pesados para determinar las cantidades máximas de lodo a aplicar a un suelo, ya que la acumulación de estos metales en el suelo es sin duda el principal aspecto medioambiental a considerar. Sin embargo, en el caso de lodos frescos de bajo contenido en metales pesados la problemática de su aplicación sería análoga a la de otros subproductos orgánicos de actividades ganaderas o industriales. Probablemente la forma de disminuir el impacto de la aplicación de estos subproductos al suelo sería realizar un compostaje previo que permitiese una estabilización del material orgánico, sin embargo, el costo que conlleva el proceso de compostaje

hace que en muchos casos estos productos sean aplicados como materiales frescos. Para estas enmiendas es importante retomar la idea mencionada por Ortiz y Alcañiz (1994) según la cual la respiración del suelo podría utilizarse como un índice de la estabilidad del C orgánico aplicado en la enmienda y por lo tanto de la cantidad de lodo que se puede aplicar a un suelo sin que se alteren sus funciones. La metodología propuesta en este estudio permite obtener de forma viable valores de la respiración del suelo en campo, y por lo tanto podría utilizarse para determinar la estabilidad del C aplicado con las enmiendas orgánicas. Por supuesto, todavía quedaría mucha investigación por hacer para poder relacionar los aumentos de respiración producidos bajo determinadas condiciones edafológicas y ambientales con el grado de alteración de las funciones del suelo permisible.

CONCLUSIONES

La respiración del suelo fue superior en los tratamientos que recibieron 80 Mg ha^{-1} de lodo un año antes de iniciar el estudio que en el tratamiento testigo. Suelos que habían recibido 40 Mg ha^{-1} de lodo presentaron tasas más altas de respiración que el testigo solamente en dos muestreos, probablemente cuando las condiciones de humedad y temperatura favorecían una elevada actividad microbiana.

Los valores N_0 y k fueron mayores para los suelos tratados con lodo que para el suelo testigo. Mientras que N_0 aumentó con la dosis de aplicación de lodo, los valores de k fueron iguales para las dos dosis de aplicación. Estos resultados muestran que un año después de la incorporación de lodo a los campos de cultivo, la respiración y la mineralización de N del suelo estaban todavía influenciadas por la dosis de aplicación de lodo.

REFERENCIAS

- Ajwa, H.A., Tabatai, M.A. (1994): Decomposition of different organic materials in soils. *Biol. Fertil. Soils*. 18, 175-182.
- Ambus, P., Robertson, G.P. (1998): Automated near-continuous measurement of carbon dioxide and nitrous oxide fluxes from soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 394-400.
- Banerjee, M.R., Burton, D.L., Depoe, S. (1997): Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agr. Ecosyst. Environ.* 66, 241-249.
- Bremner J.M.(1965): Nitrogen availability indexes. In Black et al. (Eds.) *Methods of soil analysis*. Part 2. American Society of Agronomy. Madison, WI, EEUU, 1162-1164.
- Brendecke, J., Axelson, R.D., Pepper, I.L. (1993): Soil microbial activity as an indicator of soil fertility: long-term effects of municipal sewage sludge on an arid soil. *Soil Biol. Biochem.* 25, 751-758.
- Boyle, M., Paul, E.A. (1989): Carbon and Nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 99-103.
- Bundy, L.G., Meissinger, J.J. (1994): Nitrogen availability indices. In: Weaver, R.W., et al. (Eds.), *Methods of soil analysis, part 2. Microbiological and biochemical properties*. American Society of Agronomy. Madison, WI, EEUU, 951-984.
- Cabrera, M.L., Kissel D.E. (1988): Potentially mineralizable nitrogen in disturbed and undisturbed soil samples. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1027-1031.
- Council of the European Communities (1986): Directive concerning sludge amendments. *Off. J.* June, 12, L181/6.
- Fliedbach, A., Martens, R., Reber, H.H. (1994): Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1201-1205.
- Harper, L.A., Mosier, A.R., Duxbury, J.M., Rolston, D.E. (1993): Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change. ASA, CSSA y SSSA. Madison, WI, EEUU.
- Lasa, B., Quemada, M., Muro, J., Frechilla, S., Lamdfus, C., Aparicio-Tejo, P.M. (1997): Effect of digested sewage sludge on the efficiency of N-fertilizer applied to barley. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 48: 241-246.
- Mathes K., Schriefer, Th. (1985): Soil respiration during secondary succession. Influence of temperature and moisture. *Soil Biol. Biochem.* 17, 205 - 211.
- Metzger, L., Yaron, B. (1987). Influence of sludge organic matter on soil physical properties. *Adv. Soil Sci.* 7, 143-163
- Naganawa, T., Kyuma, K., Yamamoto, H., Yamamoto, Y., Yokoi, H. Tatsuyama, K. (1989): Measurement of soil respiration in the field: influence of temperature, moisture level, and application of sewage sludge compost and agro-chemicals. *Soil Sci. Plant Nutr.* 35, 509-516.
- Nicholas, J.C., Nason, A. (1957): Determination of nitrate and nitrite. *Method. Enzymol.* 3, 981-984
- Ortiz, O., Alcañiz, J.M. (1994): Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. *Geomicrob. J.* 11, 333-340.
- Parker, L.W., Miller, J., Steinberger Y., Whitford, W.G. (1983): Soil respiration in a Chihuahuan desert rangeland. *Soil Biol. Biochem.* 15, 303-309.
- Parkin, T.B., Robinson, J.A. (1992): Analysis of lognormal data. *Adv. Soil Sci.* 20, 193-235.
- Parkinson, K.J. (1981): An improved method for measuring soil respiration in the field. *J. Appl. Ecol.* 18, 221-228.
- Pérez-Batallon, P., Ouro, P., Marino A., Macías, F. (1998): Descomposición de materia orgánica, biomasa microbiana y

- emisión de CO₂ en un suelo forestal bajo diferentes manejos selvícolas. *Edafología*. 5, 83-93.
- Quemada, M., Cabrera, M.L. (1997): Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface applied clover residue. *Plant Soil*. 189, 127-137.
- Quemada, M., Lasa, B., Lamdfus, C., Aparicio-Tejo, P.M. (1998): Ammonia volatilization from surface or incorporated biosolids by the addition of dicyandiamide. *J. Environ. Qual.* 27: 980-983.
- SAS Institute (1985): SAS user's guide: Statistics. Version 5 ed. SAS Inst, Cary, NC, EEUU.
- Shapiro, S.S., Wilk, M.B. (1965): An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*. 52, 591-611.
- Soil Taxonomy. (1997). Keys to soil. 7th Ediditon. Soil Survey Staff. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture. Pocahontas Press, Inc. Blacksburg, VI, EEUU.
- Solorzano, L. (1969): Determination of ammonia in natural waters by phenolhypochlorite medium. *Linmmol. Oceanogr.* 14, 799-801.
- Stanford, G., Smith, S.J. (1972): Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 465-472.
- Stark, S.A., Clapp, C.E. (1980): Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge in a field experiment. *J. Environ. Qual.* 9, 505-512.
- Terry, R.E., Nelson, D.W., Sommers, L.E (1979): Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 494-499.
- Tessier A., Campbell, P.G.C., Bisson, M. (1979): Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51, 844-851.
- Walkley, A., Black, I.A. (1934): An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37, 29-38.
- White, C.S., Loftin, S.R., Aguilar, R. (1997): Application of biosolids to degraded semiarid rangeland: nine-year responses. *J. Environ. Qual.* 26, 1663-1671.
- Zibilske, L.M. (1994): Carbon mineralization. In: Weaver, R.W., et al. (Eds.), *Methods of soil analysis, part 2. Microbiological and biochemical properties.* American Society of Agronomy. Madison, WI, EEUU, 835 - 863.

OPTIMIZACIÓN DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA: PROCEDIMIENTOS DE ANALISIS DE SUELO, TOMA DE MUESTRA Y ELECCIÓN DEL TIPO DE FERTILIZANTE

J. A. DÍEZ LÓPEZ

Centro de Ciencias Medioambientales. CSIC. C/ Serrano 115, 28006 Madrid.
jadiez@ccma.csic.es

Resumen: Los fertilizantes nitrogenados aplicados en exceso, constituyen un riesgo medioambiental. Para evitarlo, debemos conocer el nivel de nitrógeno asimilable del suelo y sobre esta base establecer la dosis optima de fertilizante.

Se hace una revisión de los métodos seguidos para determinar las dosis optimas de fertilizantes nitrogenados. Los principales métodos analizados en el trabajo, son: N min, electroultrafiltración (EUF) y CaCl_2 . Mediante estos procedimientos y basándose en experimentos de campo con diversos cultivos, se presentan algunos sistemas para estimar el nitrógeno asimilable del suelo con objeto de optimizar la dosificación de fertilizantes nitrogenados en orden a minimizar las pérdidas de nitrato por lixiviación.

Se incluye una discusión sobre la necesidad de evaluar el nitrógeno potencialmente mineralizable del suelo, antes del comienzo del cultivo, mediante el N orgánico extraído por EUF ó CaCl_2 , y se comparan los datos de calibración obtenidos en experimentos realizados en países de la UE con los obtenidos en España.

Además se incluye una discusión, sobre el momento de efectuar la toma de muestra de suelo, el tipo de fertilizante nitrogenado más adecuado y el efecto de las dosis de riego.

Palabras Clave: nitrógeno asimilable del suelo, análisis de suelo, N min, electroultrafiltración, dosis de fertilización nitrogenada.

Abstract: Excess of nitrogen fertilizer rates is an environmental hazard. To avoid excess rates, the level of available nitrogen in the soil, must be well known for assessing the nitrogen fertilizer rate.

The methods to determine the optimization of nitrogen fertilization, are revised. The main methods considered in this paper were: N min, electroultrafiltration (EUF) and CaCl_2 . By means of this procedures and field experiments with different crops, some available nitrogen determination systems, are shown. The object is to optimize nitrogen fertilizer rates in order to reduce the losses of nitrate leaching.

A discussion on the necessity of account the potentially mineralizable nitrogen in the soil, before the crop has started, is included. This information, can be obtained by means of organic N extracted by EUF or CaCl_2 . The calibration dates of this parameter, found in experiments realized in several EU countries with the obtained in Spain, has been compared.

Moreover, time of soil sampling, the suitable type of nitrogen fertilizer and the effect of the irrigation rates, are discussed.

Key words: available soil nitrogen, soil test, N min, electroultrafiltration, nitrogen fertilization rates.

INTRODUCCIÓN

La fertilización nitrogenada no sólo persigue obtener un elevado retorno económico de la inversión a través de la calidad y producción optimizada del cultivo, sino también minimizar sus efectos sobre el medioambiente (lixiviación del nitrógeno residual del suelo hacia las aguas subterráneas, pérdidas de nitrógeno por desnitrificación ó volatilización).

Aunque el nitrógeno es, desde un punto de vista cuantitativo, el principal nutriente en la producción de los cultivos, en comparación con el fósforo y el potasio, los procedimientos seguidos para la fertilización nitrogenada han sido durante largo tiempo de resultado incierto y de escasa justificación científica.

Es una práctica bastante común entre los agricultores, la aplicación de dosis excedentarias de nitrógeno con objeto de obtener un máximo de producción (Steinhauser, 1987) sin preocuparse de las consecuencias que el exceso de nitrógeno tiene sobre la lixiviación de nitratos a las aguas subterráneas (Díez *et al.* 1997). Un planteamiento realista para reducir los efectos negativos que los fertilizantes nitrogenados tienen sobre el medioambiente, es incrementar su eficacia mediante la optimización de su dosificación.

Durante mucho tiempo las recomendaciones de fertilizantes nitrogenados, se han basado en el contenido en nitrógeno total, la relación C/N o el contenido en materia orgánica del suelo (Geypens *et al.* 1996). En las décadas de los cincuenta y sesenta, innumerables experimentos con diferentes niveles de fertilizantes, fueron realizados a escala regional en diversos países, con objeto de establecer las dosis óptimas para diversos cultivos. Estas recomendaciones fueron refinadas posteriormente, tomando en consideración características específicas de la zona, tales como: el contenido de sustancias húmicas del

suelo, cultivos previos, etc. (Braun, 1980). Posteriormente, en diversos países se desarrolló un sistema consultivo para las recomendaciones de fertilización, basado generalmente en los resultados obtenidos en experimentos anteriores, seleccionando a su vez otros factores, como: cultivo, clima, y condiciones del suelo. Las dosis recomendadas con este sistema, para un determinado cultivo, no varían con el tipo de suelo, potencial productivo o cultivo precedente. Este impreciso procedimiento, todavía se utiliza en muchos países europeos y también en España (Domínguez-Vivancos, 1990).

El análisis de planta o de savia, puede ser muy útil como base para establecer el estado nutricional de nitrógeno en un cultivo, pero no puede ser considerado como sustitutivo de los análisis de suelo para determinar las recomendaciones de fertilización nitrogenada. Esto se debe a que el análisis de savia refleja muy bien el nitrógeno actual absorbido por la planta, pero no la asimilabilidad de nitrógeno del suelo.

MÉTODO DEL NITRÓGENO MINERAL

Russel (1914) fue probablemente el primero que observó que el contenido en nitrógeno mineral del suelo afecta a los requerimientos de fertilizantes nitrogenados por los cultivos. Sin embargo, hasta bien entrados los años setenta, no se llegó a prestar una atención seria a este planteamiento. A partir de entonces, se ha hecho un gran esfuerzo por parte de los investigadores para desarrollar sistemas de recomendación de nitrógeno, basados en el contenido de nitrógeno mineral del suelo.

El NO_3^- y NH_4^+ disueltos en la solución del suelo, pueden ser tomados directamente por las raíces de la planta (Mengel 1991). El nitrato, por su elevada movilidad en el suelo,

debido a que no es adsorbido por los coloides y a que sus sales son solubles, se transporta hasta alcanzar los pelos radiculares por mecanismos de flujo de masa ó por difusión. El NH_4^+ presente en la solución del suelo, que se transporta por difusión solamente, se encuentra en equilibrio con el NH_4^+ adsorbido por los coloides del suelo. En suelos bien aireados, la cantidad de NH_4^+ de la solución el suelo es muy baja y puede ser despreciable a la hora de estimar el nitrógeno disponible en el suelo. Sin embargo, en aquellos suelos con abundante illita o vermiculita como componente de la fracción arcilla, el NH_4^+ penetra en sus espacios interlaminares (= específicamente combinado) en cuya forma pueden contabilizarse varios miles de kg N ha^{-1} hasta una profundidad de 1 m. Este NH_4^+ es sólo parcialmente asimilable para los cultivos. Como estos suelos arcillosos, se presentan con relativa frecuencia en regiones aptas para el cultivo, la asimilabilidad del NH_4^+ interlaminar requiere una atención particular, ya que en ocasiones puede ser más importante para la nutrición del cultivo que el NO_3^- presente en primavera.

El procedimiento del nitrógeno mineral (N min), esta basado en la extracción de la muestra de suelo fresco, con objeto de obtener el NO_3^- y el NH_4^+ no específicamente combinado, a la profundidad radicular del suelo, al comienzo de la estación de crecimiento del cultivo (Wehrmann *et al.*, 1979). Como extractante se han propuesto diversas soluciones. Cotte y Kehane (1946) proponen agitar durante una hora 200 g. de suelo fresco con 500 ml de una solución de NaCl 1M. Por su parte, Wehrmann *et al.* (1979) proponen la extracción de muestra de suelo fresco con una solución diluida de NaCl 0.01M y CaCl_2 0.01M. Las muestras de suelo se toman en primavera antes del comienzo del crecimiento de las plantas, a tres profundidades: 0-30 cm., 30-60 cm. y 60-90 cm. Así mismo,

David *et al.* (1981) proponen el empleo de una solución extractora de KCl M con una relación suelo/solución de 1:5 (peso/volumen) y agitación durante 1h. Diferentes ensayos realizados con trigo de invierno, remolacha, patata, etc. demostraron, que las dosis óptimas de fertilización nitrogenada disminuyen a medida que aumenta el contenido en nitrógeno mineral del suelo (Ris *et al.* 1981; Kolenbrander *et al.* 1981). Esta relación negativa se describe con suficiente confianza mediante una recta cuya ecuación sería la siguiente:

$$\text{Nopt} = C - m \cdot \text{Nmin}$$

en la que C se corresponde con la dosis óptima, en kg N ha^{-1} , si no existe nitrógeno mineral en primavera ($\text{Nmin} = 0$). El valor de este factor se determina específicamente para el tipo de cultivo y para las condiciones de crecimiento. Por ejemplo, en caso de sequía, el desarrollo del cultivo puede ser retardado, resultando más bajos los requerimientos, y en consecuencia también las dosis óptimas de N. Por el contrario, un período húmedo podría estimular el crecimiento, y simultáneamente aumentar la lixiviación o la desnitrificación, lo que afectaría a las dosis óptimas de nitrógeno, que serían más elevadas.

El factor m por el cual se multiplica el Nmin depende de la intensidad con la cual el Nmin del perfil del suelo es absorbido por el cultivo. En consecuencia, la densidad radicular y la profundidad pueden afectarle. Es por otra parte, el coeficiente experimental correspondiente a la pendiente (cambiada de signo) de la recta de regresión. Los resultados obtenidos por Kolenbrander *et al.* (1981) para el factor m, se muestran en la tabla 1.

La dosis de fertilizante propuesta por Wehrmann *et al.* (1979) es la diferencia entre el nivel de nitrógeno establecido como necesario y la cantidad de nitrógeno inorgánico

TABLA 1.- Relación entre la dosis económicamente óptima de nitrógeno (Nop) y la cantidad de nitrógeno mineral (Nmin) en el perfil del suelo en marzo, basado en los resultados de experimentos de campo. Kolenbrander *et al.* (1981).

cultivos	cálculo dosis optima N (kg ha ⁻¹) Nop ⁽¹⁾ = C - m Nmin ⁽²⁾	Profundidad de toma de muestra de suelo
trigo de invierno	Nop = 140 - 1.0 Nmin	0-100
remolacha 1	Nop = 260 - 1.4 Nmin	0-100
remolacha 2	Nop = 220 - 1.7 Nmin	0-60
patatas de siembra (s.arcilloso)	Nop = 140 - 0.6 Nmin	0-60
patatas (suelo limoso)	Nop = 330 - 1.5 Nmin	0-60
patatas (suelo arenoso)	Nop = 440 - 2.5 Nmin	0-60

(1) Nop : dosis óptima de nitrógeno;

(2) Nmin: nitrógeno mineral.

hallado en el suelo en la zona radicular. Pero la cantidad de nitrógeno establecida, es algo más baja que la cantidad de nitrógeno absorbida por el cultivo. Por ejemplo, la remolacha absorbe 250 kg N ha⁻¹, pero el nivel establecido es de 200 kg N ha⁻¹, y sobre suelos con elevada mineralización neta, sólo 160 kg N ha⁻¹, lo que muestra que el método del Nmin tiene en consideración el nitrógeno orgánico que se mineraliza durante el período de cultivo, pero no llega a determinarlo.

NITRÓGENO POTENCIALMENTE MINERALIZABLE

A la vista de lo anteriormente comentado, es necesario desarrollar procedimientos que permitan determinar el nitrógeno potencialmente mineralizable, es decir, el nitrógeno orgánico que se mineralizará durante el período de cultivo, que con toda probabilidad interviene en la nutrición de la planta.

En la reposición de nitrógeno para los cultivos, el nitrógeno orgánico que se mineraliza durante el período de cultivo es todavía más importante que el N mineral. En el suelo, tienen lugar procesos de mineralización de nitró-

geno orgánico que están directamente relacionados con la relación C/N. Cuando dicha relación es elevada, como es el caso de la paja, los microorganismos necesitan nitrógeno adicional, cuya asimilación les permite formar sus propias proteínas. Este proceso, origina un descenso temporal en la concentración de NO₃⁻ (inmovilización), lo que demuestra que la relación C/N juega un papel crucial en relación con el nitrógeno orgánico potencialmente asimilable (Appel *et al.* 1990).

Las proteínas y péptidos adsorbidos a los coloides del suelo, constituyen una importante fuente de nitrógeno orgánico fácilmente mineralizable y de acuerdo a diversos autores (Loll *et al.* 1983, Hütsch *et al.* 1990), la fuerza de adsorción de estos compuestos, es de naturaleza electrostática. Por otra parte, la textura del suelo, puede tener alguna influencia sobre los mecanismos que intervienen en la disponibilidad del nitrógeno. Los suelos arenosos, se caracterizan porque en ellos tiene lugar una rápida mineralización del nitrógeno proteico transformándose en nitratos, preferentemente durante los meses de verano, pudiendo ser lixiviado posteriormente con las lluvias de invierno, mientras que en

los suelos arcillosos, este proceso es mucho más lento.

En consecuencia, la medida del nitrógeno potencialmente asimilable previa al cultivo, tiene dos componentes: la fracción de nitrógeno mineral y la de nitrógeno orgánico fácilmente mineralizable. A su vez en este último, habría que considerar dos aspectos: el primero estaría basado en la determinación de los compuestos nitrogenados de bajo peso molecular que son fácilmente mineralizables (aminoácidos, aminor, etc.), como un índice del que se mineralizará durante el desarrollo del cultivo; mientras que el segundo, se refiere a la necesidad de tomar en consideración las condiciones en las que tendrá lugar la mineralización. Algunas de estas condiciones, pueden ser establecidas antes del comienzo del cultivo, tales como: el pH del suelo y la relación C/N, mientras que otras, como las condiciones climáticas, presentan mayor dificultad para poderse establecer con anterioridad. Sin embargo, pueden definirse en gran medida, por el periodo del año en el que tendrá lugar el cultivo (verano ó invierno) ó bien por las condiciones de explotación (aplicación de riegos, etc.).

Entre las técnicas capaces de facilitar información sobre el nitrógeno potencialmente asimilable, citaremos el método de incubación, propuesto por Stanford y Smith (1972), que aunque facilita información acerca de la velocidad de mineralización del nitrógeno en el suelo, sin embargo, los tiempos de incubación necesarios para su ejecución, han contribuido a que se desechara como método de rutina. Además, este método sobreestima la velocidad de mineralización comparado con la que tiene lugar en el campo, debido a que se realiza en condiciones controladas. Sin embargo, otros métodos como la electroultrafiltración (EUF) y el CaCl_2 han alcanzado mayor aplicación, debido a que tienen en consideración además del nitrógeno mineral del suelo, el nitrógeno potencialmente asimilable.

En el método de electroultrafiltración (EUF), desarrollado por Nemeth (1979), una suspensión de suelo en agua es sometida al efecto de un campo eléctrico, en el que los cationes son transportados hacia el cátodo y los aniones hacia el ánodo. Los iones NO_3^- y NH_4^+ disueltos en la suspensión migran hacia los electrodos. Durante el proceso, las fuerzas del campo eléctrico originan la desorción de iones inorgánicos y orgánicos. De acuerdo al método propuesto por Nemeth (1979), la extracción se lleva a cabo en dos fracciones: la primera de 30 minutos a 20°C y 200 V.; y la segunda de 5 minutos a 80°C y 400 V.

La naturaleza química de los compuestos orgánicos extraídos por EUF, ha sido sólo parcialmente aclarada. Nemeth *et al.* (1988) hallaron que en cinco suelos diferentes, la proporción de nitrógeno proteico presente en los extractos de EUF, estaba comprendida en un rango entre el 24 y el 46 % del nitrógeno orgánico total extraído, siendo el resto, compuestos orgánicos de bajo peso molecular cuya composición no es del todo conocida.

Por otra parte, han sido halladas correlaciones significativas entre el N mineralizable del suelo, determinado por test de incubación y el nitrógeno orgánico extraído por EUF (Kohl *et al.* 1986). No obstante los coeficientes de correlación obtenidos, no fueron demasiado elevados, debido a que el nitrógeno mineralizado por incubación está sobreestimado. Así mismo, una elevada correlación fue obtenida entre el EUF-Norg y el nitrógeno absorbido por ryegrass (Appel *et al.* 1988). También Appel *et al.* (1990) hallaron una correlación significativa entre el EUF-Norg y el nitrógeno orgánico mineralizado bajo un cultivo de colza en tiestos. Wikilicky *et al.* (1983) por su parte, hallaron en numerosos campos cultivados con remolacha, que la respuesta a los fertilizantes nitrogenados fue menor cuanto más elevados fueron los contenidos de EUF-N (nitrógeno orgánico + NH_4^+ + NO_3^-) en el suelo. Tales relaciones, demuestran que el método de EUF constituye

una buena herramienta para medir el nitrógeno disponible del suelo. Sin embargo, debemos apuntar que estos resultados no han sido obtenidos en todos los casos. Werner *et al.* (1988) destacan, que la cantidad de nitrógeno realmente mineralizado durante el periodo de crecimiento, depende en gran medida de las condiciones climáticas, y bajo condiciones óptimas, puede ser mucho más elevada que la cantidad evaluada mediante el parámetro EUF-Norg.

Las recomendaciones de fertilizantes nitrogenados mediante la técnica de EUF, están basadas en el análisis de la capa arable de suelo desecado a 40°C y tamizado a 1 mm., en muestras tomadas en verano u otoño precedentes al cultivo que se desea fertilizar. Mediante esta técnica, se determinan el nitrógeno mineral (NO_3^- y NH_4^+) y el nitrógeno orgánico soluble (compuestos orgánicos nitrogenados de bajo peso molecular). Los resultados anteriormente comentados, han permitido establecer la hipótesis de que el nitrógeno obtenido por EUF constituye un índice del N asimilable del suelo ya que permite obtener una buena estimación del nitrógeno orgánico lábil, que previsiblemente será mineralizado durante el próximo período de cultivo (Nemeth *et al.* 1982).

Si bien el parámetro de nitrógeno orgánico obtenido por EUF, representa un gran interés para evaluar el nitrógeno potencialmente asimilable, sin embargo la principal crítica que este método ha recibido, es que las cantidades de nitrógeno orgánico realmente mineralizado durante el período de cultivo, dependen fundamentalmente de las condiciones climáticas (humedad y temperatura) imperantes durante este periodo, mientras que el EUF-Norg obtenido en el laboratorio, obviamente no tiene en cuenta dichas condiciones.

MÉTODO DEL CaCl_2 .

Debido al elevado coste que representa en la actualidad un equipo de EUF, se está

investigando en torno a otros métodos alternativos, que permitan obtener información sobre el nitrógeno mineral (NO_3^- y NH_4^+) y nitrógeno orgánico del suelo. Para ello se utiliza una solución extractora de CaCl_2 0,01 M (Appel *et al.* 1990) cuyo procedimiento detallado se encuentra recogido en la norma UNE 77306.

Los contenidos de NO_3^- y NH_4^+ extraídos con dicha solución, son virtualmente idénticos a los obtenidos en los extractos de EUF (Mengel 1991). Sin embargo, el nitrógeno orgánico obtenido, es cuantitativamente más bajo (Appel *et al.* 1988). El nitrógeno orgánico obtenido con CaCl_2 ha correlacionado significativamente con el nitrógeno absorbido por planta (Appel *et al.* 1989). Sin embargo, este procedimiento necesita de investigaciones futuras, con objeto de establecer la equivalencia entre los datos de laboratorio y las dosis de fertilizante en el campo.

En contraste con el método del nitrógeno mineral, que utiliza muestras de suelo frescas, las muestras utilizadas para el método de CaCl_2 se desecan a 40°C al igual que con la técnica de EUF. Esta desecación tiene un impacto sobre las concentraciones de NH_4^+ y nitrógeno orgánico que se ven ligeramente incrementadas sobre los valores que muestra el suelo húmedo.

ESTIMACIÓN DEL NITRÓGENO DISPONIBLE POR EUF.

El objetivo de los métodos de análisis de suelo para evaluar el nitrógeno disponible, es conocer las reservas de nitrógeno en el suelo, de modo que se establezca su asimilabilidad de la forma más precisa posible.

El método del nitrógeno mineral (NO_3^- y NH_4^+), facilita información del nitrógeno disponible en el momento del muestreo, solamente. Sin embargo, el problema que presenta mayor dificultad, es la estimación de la cantidad de nitrógeno orgánico que se mineralizará en el suelo desde el momento de la

toma de muestra de suelo hasta la finalización del ciclo de cultivo. El nitrógeno disponible, representa la cantidad de nitrógeno mineral asimilable para el sistema radicular de la planta, más el que se producirá a lo largo del período de cultivo.

En el procedimiento de EUF se han efectuado diversas calibraciones con objeto de calcular las dosis de fertilizante nitrogenado, en base a los datos de EUF-N. La primera estimación se hizo por Wiklicky y Nemeth (1981) de acuerdo a la ecuación:

$$N_{\text{disponible}} = 30 \cdot (\text{EUF-NO}_3^-) + 50 \cdot (\text{EUF-Norg}) \quad [1]$$

con la cual se han obtenido resultados altamente positivos, sobre todo si se tiene en cuenta que las diferentes calibraciones del parámetro b, fueron realizadas preferentemente en Alemania y Austria para el cultivo de remolacha (ver tabla 2) en suelos de loess con una climatología característica de Centro Europa. En dicha ecuación, el nitrógeno disponible se expresa en kg N ha⁻¹ y los valores de EUF obtenidos, en mg N 100g⁻¹ de suelo. De acuerdo a los autores, sus principales ventajas radican en que las muestras de suelo se

toman de la capa arable (30 cm.) en el verano u otoño precedente al cultivo que se va a fertilizar. Esto representa una ventaja, debido a que hay tiempo suficiente para realizar el muestreo y los análisis de suelo y facilitar a los agricultores las recomendaciones de abonado con suficiente antelación.

Sánchez y Díez (1998) han hecho una revisión de la ecuación [1] asignando diversos valores a sus coeficientes en base a una ecuación general:

$$N_{\text{disponible}} = a \cdot (\text{EUF-NO}_3^-) + b \cdot (\text{EUF-Norg}) \quad [2]$$

donde $a = 30 \cdot r$ que corresponde a la transformación de mg N-NO₃⁻ 100 g⁻¹ de suelo a kg N-NO₃⁻ ha⁻¹, en la capa de suelo de 30 cm. (r es la densidad aparente del suelo)

Los valores de b se han calculado en base al nitrógeno mineralizado en el suelo, obtenido mediante balance de nitrógeno (Sanchez y Diez 1998) para cada cultivo y para cada dosis de riego:

$$b = \frac{N_{\text{mineralizado}}}{\text{EUF-Norg}}$$

TABLA 2: Calibración del coeficiente b mediante balances de N en relación a EUF-Norg. (Sanchez y Diez, 1998)

		Nmin ⁽¹⁾	EUF-Norg ⁽²⁾	b
maíz 93	Riego convencional	201,41	1,82	110,66
	Riego optimizado	168,45	1,91	88,19
trigo 94	Riego convencional	57,98	2,18	26,56
	Riego optimizado	75,75	1,96	38,65
maíz 95	Riego convencional	210,42	2,59	81,14
	Riego optimizado	166,98	2,37	70,36

(1) N mineralizado durante el cultivo, calculado por balance.

(2) N org. correspondiente a muestras de suelo tomadas inmediatamente antes del comienzo del cultivo.

En base a estos resultados (Tabla 2), establecieron dos diferentes valores para el parámetro b de la formula [2], uno para el maíz (cultivo de primavera-verano con irrigación) y otro para el trigo (cultivo de invierno-secano) de acuerdo a ambos ciclos. A pesar de haber experimentado con dos dosis de riego diferentes (convencional y optimizado), sin

embargo sólo se estableció un valor para el maíz, ya que no hubo diferencias significativas en el nitrógeno mineralizado con ambas dosis de riego, ni tampoco sobre el factor b . Estableciendo finalmente unos valores medios para b de 87 para maíz irrigado y de 32 para el trigo de invierno en secano.

TABLA 3: Valores de b obtenidos por diferentes autores, para diferentes cultivos.

Autor	Cultivo	Suelo	Ubicación	Riego	Periodo	b
Wiklicky et al (1981)	remolacha	loess	Austria	no	primavera	50
Sánchez & Díez (1998)	maíz	aluvial	España	si	primavera-verano	87
Sánchez & Díez (1998)	trigo invierno	aluvial	España	no	invierno	32
Horn (1990)	maíz	loess	Alemania	no	-	47
Steffens et al (1990)	trigo invierno	-	-	no	-	45

En la tabla 3 se muestran los valores para el parámetro b , obtenidos por varios autores en diversas condiciones y para varios cultivos. Estos resultados, parecen coherentes con las condiciones climáticas donde se realizó la experimentación. En España donde el cultivo de maíz tiene lugar durante el verano con temperaturas elevadas y alta humedad debida al riego y el trigo en inviernos secos y fríos. En contraste, el cultivo de remolacha y maíz en Europa Central se realiza también en verano con temperaturas mas suaves y sin irrigación artificial. Sin embargo, destaca significativamente, el elevado valor obtenido por Sanchez y Diez (1998) para el maíz en verano cultivado en regadío en España, lo que por otra parte parece lógico, teniendo en cuenta las elevadas condiciones de temperatura y humedad predominantes en estas condiciones. También debemos destacar el bajo valor

obtenido para el trigo cultivado en secano y en invierno ($b=32$), especialmente si le comparamos con el obtenido por Steffens *et al* (1990) de $b=47$ para el trigo de invierno, que es apreciablemente mas elevado que los valores obtenidos en España, cuyas diferencias se explican probablemente, porque las condiciones de humedad centroeuropeas son mas elevadas.

CÁLCULO DE LA DOSIS DE FERTILIZANTE.

Una vez que se ha determinado el nitrógeno disponible del suelo, el cálculo de la dosis de fertilizante, se basa en aportar el nitrógeno necesario para complementar el nitrógeno disponible del suelo, de modo que se alcance el nitrógeno que previsiblemente exportará el cultivo. El valor de nitrógeno

necesario para el cultivo o el nitrógeno exportado, dependerá de la producción esperada, la cual es necesario estimar en el momento de calcular las dosis de fertilizante (ejemplo, cada tonelada de grano de trigo se necesitan 30 kg de N ha⁻¹). En ocasiones puede aparecer una severa desviación entre las recomendaciones de abonado basadas en EUF y las dosis óptimas de nitrógeno, especialmente cuando los suelos presentan elevados contenidos de NO₃⁻ en las capas más profundas del suelo, debido a que las muestras de suelo para EUF se toman de la capa arable.

$$\text{Nfertilizante} = \frac{\text{Nexportado por el cultivo} - \text{Ndisponible}}{0,7 \text{ (70 \% de eficacia del fertilizante)}} \quad [3]$$

El cálculo anteriormente comentado, deberá ser corregido por un factor que se corresponde con la eficacia del fertilizante, el cual es variable dependiendo de las necesidades de nitrógeno del suelo, pero en general se establece en un valor del 70%, el cual tiende a aumentar a medida que desciende la dosis de N aportado al suelo. La fórmula final corresponde a la ecuación [3].

MOMENTO DE TOMA DE MUESTRA.

Como han demostrado diversos autores (Nemeth et al. 1985; Díez et al. 1997), la materia orgánica del suelo experimenta importantes cambios a lo largo del año como consecuencia de la mineralización, dependiendo de las condiciones climáticas, lo que afecta a la predominancia de unos compuestos nitrogenados sobre otros. El trabajo de Nemeth et al. (1985) realizado en Alemania, revela simultáneamente un incremento de NO₃⁻ y un descenso de Norg en verano, cuyos valores se invierten en invierno. El trabajo de Díez et al. (1997) en el centro de España, cuyos experimentos se han realizado sobre suelo desnudo irrigado en verano, muestra un incremento de Norg al comienzo

de primavera al cual sigue un aumento de NO₃⁻ en verano, mientras ambas formas de nitrógeno descienden en invierno, como consecuencia de las pérdidas por lixiviación originadas por las lluvias de invierno.

En consecuencia, si las muestras de suelo se toman varios meses antes del comienzo del cultivo, como proponen Wiklicky et al. (1981) para Europa Central, se puede cometer un importante error no imputable a la metodología, el cual estaría originado por los cambios que experimentan en el suelo los compuestos nitrogenados y por las pérdidas de nitrógeno por lixiviación ó desnitrificación, que pueden haber acontecido durante el periodo transcurrido entre la toma de muestra de suelo y el comienzo del cultivo.

Dado que el nitrógeno disponible es esencialmente una estimación del nitrógeno mineral inmediatamente asimilable y del nitrógeno orgánico mineralizado, lo más adecuado es que se reduzca al máximo el tiempo transcurrido entre la toma de muestra del suelo y el comienzo del ciclo de cultivo, y si es posible, que aquella se realice inmediatamente antes de la siembra.

TIPO DE FERTILIZANTE Y DOSIS DE RIEGO.

No parece suficiente, con establecer la dosis óptima de nitrógeno, sino que se deben tener en cuenta otros factores que pueden afectar muy directamente a la eficacia del fertilizante aplicado, como son la dosis de riego (en los cultivos irrigados) y la elección del tipo de fertilizante nitrogenado.

En un experimento de cuatro años en un suelo franco-arenoso del centro de España, con una rotación maíz-trigo-maíz-avena (maíz irrigado), en el que probaron varios fertilizantes nitrogenados, con riego optimizado comparado con riego convencional (pérdidas del 20% de agua por drenaje), Díez et al. (1997 y 1999), demuestran que la dosis de riego y el tipo de fertilizante nitrogenado,

afectan directamente a la lixiviación de nitratos. El riego optimizado, consistente en compensar las pérdidas de agua por evapotranspiración (sin drenaje), originó durante el periodo experimental, una reducción de las pérdidas de NO_3^- por lixiviación a la tercera parte de la producida con riego convencional. En lo que respecta a los fertilizantes, con riego convencional y dosis de nitrógeno moderadas (150 kg ha^{-1} en maíz y 100 kg ha^{-1} en trigo), urea e IBDU (isobutilendidiurea) originaron pérdidas de nitrato por lixiviación del 44 y 32% del nitrógeno aplicado, respectivamente. Con el riego optimizado, las pérdidas se redujeron al 10 y 3 % para urea y IBDU, respectivamente. El compost de RSU, por su parte, mostró importantes cualidades para la fertilización nitrogenada, debido a que se comporta como un fertilizante de liberación controlada, ya que con el riego optimizado, la lixiviación de nitratos se redujo a valores similares a las del testigo sin fertilizar. Tanto la dosis de riego como el tipo de fertilizante, no mostraron diferencias significativas en las producciones de grano.

CONCLUSIONES

Es importante aprovechar al máximo el nitrógeno residual del suelo, para lo que es preciso disponer de procedimientos que permitan evaluar con la mayor precisión posible, los contenidos de nitrógeno disponible en el suelo. De los métodos de evaluación del nitrógeno en el suelo, discutidos en este trabajo, los que muestran mejores perspectivas de futuro, son aquellos que permiten evaluar el nitrógeno potencialmente asimilable, como una fracción importante del nitrógeno total disponible (EUF y CaCl_2).

Para su utilización a efectos prácticos, es necesario que estos métodos sean adecuadamente calibrados (establecimiento de la equivalencia entre datos de laboratorio y dosis en campo) mediante balances de nitrógeno, para una zona climática y tipo de cultivo, con lo

que se pueden corregir las limitaciones atribuidas por algunos investigadores al método EUF.

A la vista de los resultados mostrados por diversos autores, en relación a la evaluación del nitrógeno potencialmente mineralizable a través de la calibración del parámetro b, los factores que presentan mayor influencia sobre el mismo son: la época del año en que tiene lugar el ciclo de cultivo (verano; invierno) y la aplicación de riego artificial. En el caso de cultivos de regadío, en general más exigentes en nitrógeno, las dosis de riego deben estar ajustadas a la evapotranspiración (riego optimizado), lo que presenta una importante reducción de las pérdidas de nitrato por lixiviación.

En lo que respecta al momento para efectuar la toma de muestra de suelo para su análisis, el más adecuado sería el más próximo a la siembra del cultivo a fertilizar.

Los fertilizantes nitrogenados de liberación controlada (CDU, IBDU) junto con el compost de RSU combinado con el riego optimizado, presentan mayores ventajas en relación a los fertilizantes solubles (urea, nitrato amónico), ya que su periodo de actuación es más largo y se acomodan mejor a la fase de máxima absorción del cultivo y reducen apreciablemente las pérdidas de nitrato por lixiviación.

Las conclusiones extraídas en el presente trabajo en relación a las características del suelo, son aplicables especialmente a suelos con $\text{pH} \geq 6,5$ y relación C/N baja (12-14), ya que en otras condiciones, es precisa una experimentación.

REFERENCIAS

- Appel C., Steffens D. (1988). Vergleich von Elektroultrafiltration (EUF) und Extraktion mit $0,01 \text{ M CaCl}_2$ - Lösung zur Bestimmung des Pflanzenverfügbaren Stickstoffs im Boden. *Z. Pflanzenernähr Bodenk* 151, 127-130.

- Appel T., Mengel K. (1989) Untersuchung der N Dynamik von Sandböden in Feldversuchen mit Getreide mittels EUF- und CaCl_2 Methode. Presentation of the VDLUFA Congress Beyreuth.
- Appel T., Mengel K. (1990). Importance of organic nitrogen fractions in sandy soils, obtained by electroultrafiltration or CaCl_2 , for nitrogen mineralization and nitrogen uptake of rape. *Biol. Fertil. Soils* 10, 97-101.
- Braun H. (1980). Die stickstoffdüngung des Getreides. DLG-Verlag, Frankfurt/M, Germany.
- Cotte J., Kahane E. (1946). Sur une nouvelle methode de la reduction pour le dosage des nitrates. *Bull. Sol. Chim. Fr.* 542-544.
- Díez J. A., Caballero R., Román R., Sánchez L. (1997) Seasonal variations of organic-N mineralization in irrigation bare land soils under a continental mediterranean environment. In Proc. Int. Symp. Fertilization and environment. Technion-Israel Inst. of Technology: Haifa. p 407-414.
- Díez J. A., Román R., Caballero R., Caballero A. (1997). Nitrate leaching from soils under a maize-wheat-maize sequence, two irrigation schedules and three types of fertilizers. *Agric. Ecos. Environ.* 65, 189-199.
- Díez J. A., Caballero R., Román R., Tarquis A., Cartagena M.c., Vallejo, A. (1999). Integrated fertilizar and irrigation management to reduce nitrate leaching in Central Spain. *J. Environ. Qual.* (in press).
- Domínguez Vivancos A. (1990). El abonado de los cultivos. Mundi- Prensa, Madrid.
- Geypens M., Vandendriessche H. (1996). Advisory systems for nitrogen fertilizer recommendations. *Plant Soil* 181, 31-38.
- Horn D. (1990). Die Erstellung eines Stickstoffdüngungs-modells für Mais auf der Basis von Feldversuchen und der Elektroultrafiltrations-methode. P.h D. Thesis. FB 17 Justus Liebig-Universität-Giessen.
- Hüstch B, Mengel K. (1990) Effect of tillage practice on nitrogen dynamics in soils. Poster presentation at the International Symposium on "Nitrogen metabolism in Plants". Giessen.
- Kohl A. Werner W. (1986). Untersuchungen und zur saisonalen veränderung der EUF-fraktionen und zur charakterisierung des leicht mobilisierbaren. Bodenstickstoffs durch Elektroultrafiltration (EUF). VDLUFA-Schriftenreihe 20, 333-341.
- Kolenbrander G. J., Neeteson J.J., Wijnen G. (1981). Investigation in the Netherlands of optimun nitrogen fertilization on the basis of the amount of Nmin in the soil profile. *Pedologie* 31, 365-377.
- Loll M.J., Bollag J.M. (1983). Protein transformation in soil. *Adv. Agron.* 36, 351-382.
- Mengel K. (1991). Available nitrogen in soils and its determination by the Nmin method and by electroultrafiltration (EUF). *Fert. Res.* 28, 251-262.
- Nemeth K. (1979) The availability of nutrients in the soil as determined by electroultrafiltration (EUF) *Adv. Agron.* 31. 155-188.
- Nemeth K., Wiklicky L. (1982). Bestimmung pflazenverfügbarer Stickstoff-fraktionen im Bodem und Beurteilung des Stickstoff-Düngebedarfs für die Zuckerrübe mit EUF. *Zuckerindustrie* 107, 558-5562.
- Nemeth K., Fürstenfeld F. (1985) Changes of EUF-N and EUF-K fractions in three deep grey -brown luvisols during 18 months under fallow. *Plant Soil* 86. 249-256.
- Nemeth K., Bartels R., Vogel M., Mengel K. (1988). Organic nitrogen compounds extracted from arable and forest soils by electroultrafiltration and recovery rates

- of amino-acids. *Biol. Fertil. Soils*. 5, 271-275.
- Norma UNE 77306. Determinación de nitrógeno nítrico, nitrógeno amoniacal y nitrógeno soluble total en suelos secados al aire utilizando cloruro de calcio como disolución extractora.
- Ris J., Smilde K.W., Wijnen G. (1981). Nitrogen fertilizer recommendations for arable crops as based on soil analysis. *Fert. Res.* 2, 21-32.
- Russel E.J. (1914) The nature of amount of the fluctuation in nitrate contents of arable soils. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* 6, 18-57.
- Sánchez L., Díez J.A., Vallejo A., Cartagena M.C., Polo A. (1998). Estimate of mineralized organic nitrogen in soils using nitrogen balances and determining available nitrogen by the electroultrafiltration technique. Application to Mediterranean Climate soils. *J. Agr. Food Chem.* 46, 2036-2043.
- Stanford G., Smith S.J. (1972) Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci Soc. Amer Proc.* 36, 465-472.
- Steffens D., Barezai A., Bohring J., Poos F. (1990). Die EUF-löslichen Stickstoffgehalte in Ackerböden des Landkreises Giessen. *Agrobiol. Res.* 43, 319-329.
- Steinhauser H. (1987). Economic aspects. In *Fertilizers*. Vol. A 10, p. 411-414. Ullmann's Encycl. Industrial Chemistry VHC. Verlagsgesellschaft. D6940 Weinheim.
- Wehrmann J., Scharpf H.C. (1979). Der mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf (Nmin - methode). *Plant Soil* 52, 109-126.
- Werner W, Kohl A. (1988) Mehrjährige Erfahrungen mit Prognosemethoden des Stickstoffdüngerbedarfs zu Zuckerrüben im Rheinland. EUF Symposium 1988 "Klostensenkung und Umweltschutz" vol 2: 649-661.
- Wiklicky L., Nemeth K. (1981). Düngungsoptimierung mittels EUF-Bodenuntersuchung bei der Zuckerrübe. *Sonderdruck aus Band* 106, 982-998.
- Wiklicky L., Nemeth K., Recke H. (1983). Beurteilung des Stickstoff-Düngebedarfs für die Zuckerrübe mittels EUF. Symposium "Stickstoff und Zuckerrübe". Int. Institut für Zuckerrübenforschung. Brüssel (ed), p 533-543.

COMPOSTAJE DE UN LODO BIOLÓGICO DE LA INDUSTRIA CERVECERA CON AIREACIÓN FORZADA Y VIRUTAS DE EUCALIPTO

K.G. BELTRAME¹; R.R. ALOISI¹; G.C. VITTI¹; R. BOLUDA^{2*}

¹Dpto. do Solos. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ). Univ. Sao Paulo (Brasil). ²Centre d'Investigacions sobre Desertificació (CIDE, CSIC-UV-GV). C/Camí de la Marjal s/n. 46470 Albal (València). *boluda@uv.es*. *Enviar correspondencia.

Resumen. El destino final de algunos residuos de origen industrial es un hecho que afecta en gran medida a todos los sectores de la sociedad. Las soluciones hasta ahora empleadas, como aterramientos industriales, incineradoras etc., no son seguras desde el punto de vista ambiental y sanitario. Estos residuos están constituidos básicamente de materia orgánica y es una gran incoherencia el hecho de que las industrias gasten elevadas sumas de capital para enterrarlos o incinerarlos con el fin de eliminar un componente que es escaso en general en todos los suelos dedicados al cultivo tanto en las zonas tropicales como mediterráneas.

La concepción moderna de la gestión ambiental tiene como base el reciclaje de residuos y en este contexto el compostaje surge como una forma segura de tratamiento de residuos y de la reutilización de los nutrientes en ellos contenidos.

El presente trabajo tiene por objeto evaluar el desarrollo del proceso de compostaje por pilas estáticas con aireación forzada, mezclando lodo y virutas de eucalipto, como una alternativa económica factible para el tratamiento del lodo biológico producido en la industria cervecera.

Los resultados obtenidos indican que el proceso redujo el potencial contaminante del lodo en un 70% con relación a la materia orgánica total y al 77% con relación a la materia orgánica compostable. La masa total de lodo fue reducida al 82,5% y su volumen al 72,5%.

El proceso eliminó totalmente el aspecto negativo y el mal olor del lodo, libre de fitotoxinas pudiendo ser utilizado en agricultura.

Palabras clave: *residuos sólidos industriales, compostaje, lodo biológico, cerveceras, gestión ambiental.*

Abstract. The final destination of many industrial residues is a fact that generate a lot of problems and discussion because the ways utilized until now, could be no so save to environment or public health. Many of them are constituted by organic matter and, for this reason, is not so understandable why the industries spend so much to burn it or to bury it, while the tropical and mediterranean soils needs so much of this material.

The modern concept of environmental management includes the effluent's recycling and, for this, the composting is a safety way to treat them and reuse the nutrients contained in this material.

This work was developed in spite to evaluate the composting process using air flux, as an economic and viable alternative to treat the brewery's biological sludge.

The results obtained show that this process reduced in a 70% the potential of pollution from the total organic matter, and the reduction was of the 77% from the compostable organic matter. Moreover, the total sludge mass was reduced in 82,5% and its volume in 72,5%.

This process also eliminated the disagreeable smell and result in a compost free of phytotoxins which could be used in agronomic practices.

Key words: *industrial solid waste, management environmental, sludge, composting*

INTRODUCCIÓN

La industria cervecera produce, entre otros, un residuo que proviene del tratamiento aeróbico en sus plantas de depuración que están constituidas, básicamente, por lagunas de estabilización con aireadores de superficie que promueven su oxigenación. Estas estaciones reciben el agua residual de las diferentes etapas del proceso de fabricación de la cerveza, el agua de lavado del equipamiento, tanques, fondos de cubas, etc. y el agua residual del alcantarillado de la propia fábrica. También se pueden encontrar restos de papeles (celulosa), aminas, fermentos, tierra de diatomeas, y una pequeña cantidad de cerveza que proviene de los intersticios del fermento reciclado y de las botellas que se rompen durante la pasteurización (Braile y Cavalcanti, 1993). Al final del tratamiento aeróbico resulta la formación de un material pastoso, con alto contenido en humedad, de coloración pardusca a negra, de aspecto desagradable y fuerte mal olor, que recibe el nombre de lodo biológico (Braile y Cavalcanti, 1993). La mezcla y tratamiento conjunto de todos estos materiales residuales provoca la presencia de microorganismos patógenos (virus, bacterias, hongos, protozoos y helmintos) en el lodo. Estos pueden sobrevivir suficiente tiempo para desencadenar la contaminación en la cadena trófica (Blum y Feachem, 1985; Pereira-Neto et al., 1987).

Deshacerse de ese material viene siendo un problema de difícil solución para la industria, sobre todo por la falta de legislación al respecto. En Brasil la Compañía de Ingeniería y Tecnología del Estado de Sao Paulo (CETESB), permite su vertido al suelo y en aterramientos industriales, aún así, actualmente este proceso es muy difícil y costoso. Bevenuto (1996), alerta al respecto indicando que la capacidad de almacenamiento de las industrias es limitada y se agotará o que puede poner en peligro la calidad de los suelos y sistemas acuáticos. Dicho

autor, también comenta que la utilización de zonas de aterramiento en las industrias construidas de manera adecuada son pocos y que el manejo y coste de los residuos depositados en estos lugares es muy elevado. Estas soluciones no son seguras desde el punto de vista ambiental y sanitario. Algunos autores han demostrado que provocan serios problemas medio ambientales: aumento de la cantidad de vectores (moscas, mosquitos, roedores etc.) y alto índice de enfermedades parasitarias cuya transmisión tiene como vehículo el agua, debido a la contaminación de los cauces y de los acuíferos (Anid, 1986.; Mcbrath et al., 1988; Costa et al., 1991; Pereira-Neto et al., 1987; Aloisi, 1995).

Por otro lado, estos lodos están constituidos básicamente de materia orgánica y es una gran incoherencia el hecho de que las industrias gasten elevadas sumas de capital para enterrarlos o incinerarlos con el fin de eliminar un componente que es escaso en general en todos los suelos tropicales (Aloisi, 1995). En el ámbito mediterráneo estos aspectos no son menos importante ya que los suelos cultivados, sobre todo en secano, presentan contenidos muy bajos de materia orgánica (Sánchez et al., 1994; Gómez et al., 1998). Resulta, pues, evidente, la necesidad de reciclar este tipo de residuos y mantener el nivel adecuado de materia orgánica en los suelos para evitar su degradación. Pero surge el inconveniente de la escasez, cada vez mayor, de productos orgánicos naturales; por consiguiente, es preciso recurrir a otros materiales orgánicos. En este sentido, los materiales procedentes del compostaje de residuos sólidos urbanos han sido bastante estudiados y, muchos de ellos, se encuentran ya en muy buenas condiciones de reciclaje que minimizan sensiblemente cualquier problema de contaminación (Fortun y Fortun, 1995).

Por todo lo anterior, se buscó una solución para la transformación del lodo biológico de cerveceras en un compost orgánico. No se han encontrado referencias sobre este tema

en Brasil; pero, transformar este tipo de material en un abono puede ser la mejor manera de tratarlo. Algunas ventajas podrían ser: eliminar el olor y aspecto desagradables del residuo, eliminar los microorganismos patógenos, reducción de volumen y cambio de estado físico (semilíquido a sólido), facilitar su manejo y, evidentemente, obtener un material susceptible de ser utilizado como enmienda agrícola sin causar daños al medio ambiente (Kiehl, 1985; Costa et al., 1991; Grossi, 1993).

Para que el lodo pueda ser compostado es necesario incorporar un segundo material como agente estructurante, el cual debe presentar propiedades complementarias a aquel, como es una relación C/N alta así como equilibrar la humedad (Epstein et al., 1981). Estas condiciones se presentan en la viruta de eucalipto permitiendo, además, la circulación del aire dentro de la masa al ser compostada.

La industria de cerveza produce una cantidad de lodo muy grande, del orden de 30 a 100 tm/día, por tanto, el sistema debe ser rápido, seguro y eficaz para atender toda la demanda de producción de lodo. El sistema de pilas estáticas con aireación forzada, puede ser una buena alternativa para el tratamiento del lodo, pues permite la estabilización rápida de los componentes de la mezcla. Su instalación no es cara y no requiere grandes superficies (Wilson et al., 1980).

El fin del presente trabajo es: verificar la posibilidad de emplear el sistema de pilas estáticas con aireación forzada para el compostaje del lodo de la industria cervecera y determinar la eficacia del proceso para disminuir su potencial contaminante.

MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento fue realizado en una parcela de la Escuela Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ-USP. Piracicaba-Brasil), con el propósito de obtener datos preliminares de la evolución del proceso de

compostaje elegido (pilas estáticas con aireación forzada) y que pudiese aportar las directrices a seguir para su implementación a escala industrial.

De acuerdo con los resultados del análisis físicoquímico del material utilizado, y con la información bibliográfica (Wilson et al., 1980), se utilizó una proporción en volumen de 2:1 de agente estructurante y lodo biológico, respectivamente. Así, se mezclaron 20 m³ de viruta de eucalipto como agente estructurante con 10 m³ de lodo. Sus características se presentan en la Tabla 1.

Mediante tractores equipados con palas de recogida frontales se procedió a la mezcla de ambos materiales, estableciéndose una capa de forma triangular, sobre una manguera de plástico, de 10 metros de longitud perforada en los seis metros centrales, con los extremos cerrados y otra conectada a un ventilador de tipo siroco provisto de conducción de aire en forma de espiral y accionado por un motor bifásico de 0,5 HP de potencia. El funcionamiento del ventilador fue controlado por un temporizador de veinticuatro horas que se mantenía conectado quince minutos de cada 45 siguiendo las indicaciones de Wilson et al., (1980).

El experimento se desarrolló durante 34 días, siendo inicialmente retiradas las muestras de los residuos por separado el primer día de montaje. Diariamente, siempre a la misma hora, se tomaban lecturas de temperatura interna de la capa mediante termopares. Al final del proceso el compuesto obtenido se separó por tamizado sobre un tamiz de luz de maya de 0,5 cm. Por una parte, se obtuvo la viruta de eucalipto residual y por otra, el compost. De ambos materiales se tomaron muestras para su posterior análisis.

Posteriormente, el compost obtenido se apiló y permaneció así 30 días hasta completar su maduración. Para evaluar el rendimiento del proceso de compostaje y su eficacia para disminuir el poder contaminante, se realizó un balance de masas entre los compo-

nentes iniciales de la mezcla y los productos finales.

Las determinaciones analíticas de los residuos se realizaron siguiendo los métodos de Kiehl(1985). Humedad a 65°C, Humedad total a 110°C. Materia orgánica total por combustión a 550°C y la compostable mediante el ataque del C orgánico oxidable (MO=58%) con $K_2Cr_2O_7$. El residuo mineral total se determinó después de la calcinación, la fracción insoluble (predominantemente silicea) por pesada después del ataque con HCl 1:1 y la fracción soluble se determinó por diferencia de las dos anteriores. Los nutrientes Ca, Mg, K, Na, Cu, Zn, Mn y Fe

mediante disolución ácida (HCl) del residuo de calcinación y por espectrofotometría de absorción atómica, excepto Na y K que se determinaron por fotometría de llama. P por extracción con resinas de intercambio iónico y cuantificación colorimétrica (desarrollo del complejo de color amarillo fosfomolibdovanadato); S por gravimetría (BaCl) y N Kjeldhal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Seguimiento de la temperatura

La eficacia del proceso de compostaje fue verificada por el control diario de la tem-

TABLA 1. Composición inicial y final de un lodo biológico de la industria cervecera y viruta de eucalipto sometidos a compostaje durante 34 días

DETERMINACIONES	UNIDAD	INICIAL		FINAL	
		LODO	VIRUTAS	COMPUESTO	VIRUTAS
pH en $CaCl_2$ 0,01M		7,25	4,2	6,5	5,6
Humedad a 60-65°C	%	82,01	35,88	18,43	34,58
Humedad a 65-110°C	%	0,82	2,29	1,81	2,69
Humedad Total	%	82,82	38,17	20,24	37,27
Sólidos Totales	%	17,18	61,83	79,76	62,73
SOBRE BASE SECA:					
MO total (combustión)	%	57,18	99,6	20,12	68,15
MO compostable(dicromato)	%	52,46	86,2	14,84	62,16
MO resistente	%	2,75	13,39	5,28	5,99
Carbono total	%	30,67	55,33	11,18	37,86
Carbono compostable	%	29,15	47,89	8,25	34,53
Minerales totales	%	44,79	0,4	79,88	31,85
Minerales insolubles	%	37,31	0,1	65,32	26,03
Minerales solubles	%	7,49	0,31	14,56	5,2
Nitrógeno Total	%	4,67	0,16	0,93	1
Fósforo total (P_2O_5)	%	2,43	0,02	0,85	0,29
Potasio total (K_2O)	%	0,06	0,05	0,14	0,11
Calcio total (Ca)	%	0,31	0,02	0,34	0,26
Magnesio total (Mg)	%	0,06	0,02	0,06	0,05
Azufre total (S)	%	0,15	0,02	0,09	0,1
Cobre total (Cu)	mgKg ⁻¹	393	8	158	88
Manganeso total (Mn)	mgKg ⁻¹	141	21	244	155
Zinc total (Zn)	mgKg ⁻¹	421	24	168	86
Hierro total (Fe)	mgKg ⁻¹	5.457	256	31.571	13.050
Sodio (Na)	mgKg ⁻¹	4.229	162	1.018	925
C/N total		6,57	342	12,02	37,86
C/N (C compost./Ntotal)		6,25	296	8,87	34,53

peratura de la masa durante el experimento (Figura 1).

Los tres primeros días se observó un leve descenso de la temperatura inicial, indicando una desaceleración metabólica de los microorganismos originalmente presentes en el material, posiblemente microorganismos anaeróbicos que se desarrollaron durante el almacenamiento del lodo durante algunos días.

Del cuarto al octavo día se observó un aumento significativo de la temperatura que alcanzó 62,4 °C. Durante ese período hubo, probablemente, un aumento de la población de microorganismos aeróbicos, siendo que los termófilos pasaron a dominar en detrimento de la microflora anaeróbica mesófila original. Entre el noveno y décimo día se produjo un paro en el sistema de aireación, es decir el ventilador se conectó ininterrumpidamente de manera fortuita (por causa de una tormenta), determinando un enfriamiento de la masa. Esta rápida bajada de temperatura,

de 62 a 26 grados centígrados, debió causar la eliminación de la microflora termófila, disminuyendo la actividad biológica.

La inyección de aire fue reiniciada el 12° día, y para disminuir el impacto del enfriamiento del material, se optó por mantener el ventilador desconectado durante períodos mayores de tiempo (15 minutos conectado y sesenta desconectado). Con este procedimiento se restablecieron nuevas comunidades de microorganismos que completaron con éxito el proceso de compostaje.

Variaciones fisico-químicas durante el proceso de compostaje (balance de masa)

Las muestras obtenidas al inicio y final del experimento se analizaron para evaluar los cambios sufridos en los materiales. Se realizó un balance de masa de los componentes iniciales y finales (lodo, virutas de eucalipto, mezcla y compuesto obtenido) calculando sus respectivas tasas de reducción. Todo ello, encaminado a determinar el rendimiento del

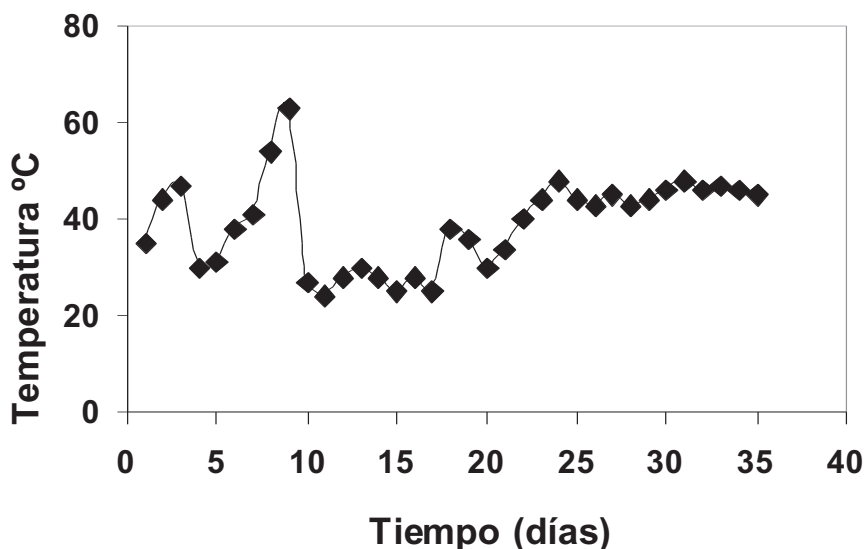


FIGURA 1: Variación de la temperatura durante el proceso de compostaje de un lodo biológico de cervecera, con viruta de eucalipto, mediante un sistema de pilas estáticas con aireación forzada.

proceso de compostaje. Los resultados obtenidos se muestran en las Tablas 1 y 2.

El volumen de lodo biológico utilizado fue de diez metros cúbicos, correspondiendo a 10,68 toneladas con 82,82% de humedad y 17,18% de sólidos totales, de los cuales 30,67% correspondían a carbono total, 29,15% a carbono compostable con relaciones C/N de 6,57 y 6,25 respectivamente. El volumen de agente estructurante fue de veinte metros cúbicos, correspondientes a 8,92 toneladas que poseían un 38,17% de humedad y 61,83% de sólidos totales, de los cuales 55,33% correspondieron a carbono total y 47,89% a carbono oxidable con una relación C/N de 342 y 296 respectivamente.

La masa total de la mezcla de lodo y virutas que fue compostada presentó aproximadamente el 60% de humedad y una relación C/N de 34, condiciones ideales para el compostaje (Wilson et al., 1980; Costa et al., 1991). De las 19,6 Tm totales, 12.246,94 Kg correspondían a agua y 7.350,06 Kg a sólidos totales, de los cuales 3.614,32 Kg eran de carbono total y 3.176,10 Kg de carbono compostable (C orgánico oxidable). El proceso, determinó la reducción del potencial contaminante del lodo en un 70% con relación a la materia orgánica total y en un 77% a la materia orgánica oxidable (Tabla 2). El olor y mal aspecto del lodo fueron eliminados.

La masa total del lodo se redujo en un 82,5% y su volumen en el 72,5%, la humedad disminuyó del 82,82% hasta el 20,2% (Tablas 1 y 2). La cantidad total de agua eliminada fue de 9,42 m³, representando el 76,85% del total inicial. Para evaporar 1 g de agua de la mezcla que va a ser compostada son necesarias 587 calorías (Roger y Lester, 1981), por lo tanto, se debieron consumir, aproximadamente, 5,53 millones de kilocalorías, producidas por el sistema solo para evaporar el agua.

Durante la homogeneización de la masa los minerales presentes en el lodo (821,82 Kg), en la viruta (22,06 Kg) y de una peque-

ña porción del suelo incorporado como consecuencia del raspado de la superficie por la maquinaria, se concentraron en los productos finales: en el compost 1.185,05 kg y en la viruta residual 1.318,65 Kg. Para el lodo, 81,77% son residuos minerales insolubles (principalmente sílice) y 18,23% de residuos minerales solubles (sales minerales de fósforo, potasio, calcio, magnesio, azufre y micronutrientes). Para la viruta residual los porcentajes obtenidos fueron: 81,73% de minerales insolubles y 18,27% de minerales solubles (Tabla 2).

Cuando los microorganismos descomponen la materia orgánica liberan nutrientes como N, P, S y micronutrientes que estaban presentes en la materia orgánica (mineralización). Cuando ocurre lo contrario, es decir cuando utilizan los elementos de la solución para efectuar su anabolismo, ocurre la llamada inmovilización de los nutrientes. Ambos procesos pueden ocurrir simultáneamente, siendo que la predominancia de uno de ellos puede llevar al aumento o disminución de los elementos de la solución del suelo (Cerri et al., 1992).

El N es de origen orgánico y a su vez uno de los elementos más abundantes en el lodo (4,67%). La conversión de N orgánico a NH₄⁺ (amonificación) es un proceso relativamente lento (Vitoria et al., 1992). Durante la mineralización, gran parte del N orgánico (41,5%) se perdió por volatilización como N amoniacal, durante el proceso de compostaje, debido a las altas temperaturas que se alcanzaron. Esta pérdida es esperada en materiales con baja C/N. Parte de él, pasó por nitrificación a NO₃⁻, permaneciendo en el compuesto o incorporado en el propio citoplasma microbiano (inmovilización, Kiehl, 1985).

El fósforo orgánico, inicialmente presente en grandes cantidades en el lodo, sufrió la mineralización pasando a formas solubles y posteriormente, fue inmovilizado temporalmente por los microorganismos. Anderson (1980) considera que la relación C/P de la

Tabla 2. Balance inicial y final de la composición del material compostado con sus respectivas tasas de reducción.

DETERMINACIONES	UNIDAD	INICIAL			FINAL			TASA DE REDUCCIÓN (%)		
		LODO	VIRUTAS	MEZCLA	COMPUESTO	VIRUTAS	MEZCLA	LODO	VIRUTA	MEZCLA
pH en CaCl2 0,01M		7,25	4,2	7	6,5	5,6	—	—	—	—
Humedad a 60-65°C	Kg	8.758,13	3.200,50	11.958,60	342,8	2.282,28	96,09	28,69	78,05	
Humedad a 65-110°C	Kg	87,04	204,27	291,31	33,67	177,54	61,32	13,08	27,50	
Humedad Total	Kg	8.845,18	3.404,76	12.249,90	376,46	2.59,82	95,74	27,75	76,85	
Sólidos Totales	Kg	1.834,82	5.515,24	7.350,06	1.483,54	4.140,18	19,15	24,93	23,49	
VOLUMEN TOTAL	m3	10	20	—	2,75	18	72,53	10	—	
MASA TOTAL	Kg	10.680,00	8.920,00	19.600,00	1.860,00	6.600,00	82,58	26,01	56,84	
DENSIDAD	t/m ³	1,07	0,45	—	0,54	0,23	—	—	—	
SOBRE BASE SECA:										
MO total	Kg	1.013,00	5.493,18	6.506,18	298,49	2.821,53	70,53	48,64	52,05	
MO compostable	Kg	962,45	4.754,14	5.716,59	220,16	2.573,54	77,13	45,87	51,13	
MO resistente	Kg	50,46	738,49	788,95	78,33	248	-55,24	66,42	58,64	
Carbono total	Kg	562,74	3.051,58	3.614,32	165,86	1.567,47	70,53	48,63	52,04	
Carbono compostable	Kg	534,85	2.641,25	3.176,10	122,39	1.429,60	77,12	45,87	51,14	
Minerales totales	Kg	821,82	22,06	843,88	1.185,05	1.318,65	-44,2	-5.877,29	-196,69	
Minerales insolubles	Kg	684,57	5,52	690,09	969,05	1.077,69	-41,56	-19.440,20	-196,59	
Minerales solubles	Kg	137,34	17,1	154,43	216	240,96	-57,28	-1.309,34	-195,9	
Nitrógeno Total	Kg	85,59	8,82	94,42	13,8	41,4	83,88	-369,17	41,54	
Fósforo total (P ₂ O ₅)	Kg	44,59	1,1	45,69	12,61	12,01	71,72	-988,49	46,12	
Potasio total (K ₂ O)	Kg	1,01	2,76	3,77	2,08	4,55	-105,8	-65,15	-76,04	
Calcio total (Ca)	Kg	5,6	1,1	6,7	5,04	10,76	9,87	-875,88	-135,97	
Magnesio total (Mg)	Kg	1,01	1,1	2,11	0,89	2,07	11,79	-87,67	-40,15	
Azufre total (S)	Kg	2,75	1,1	3,86	1,34	4,14	5,48	-275,34	-42,02	
Cobre total (Cu)	Kg	0,72	0,04	0,77	0,23	0	67,49	99,59	69,34	
Manganeso total (Mn)	Kg	0,26	0,12	0,37	0,36	0	-39,92	99,59	3,22	
Zinc total (Zn)	Kg	0,77	0,13	0,9	0,25	0	67,73	99,59	72,39	
Hierro total (Fe)	Kg	10,01	1,41	11,42	46,84	0,01	-367,8	99,59	-310,05	
Sodio (Na)	Kg	7,76	0,89	8,65	1,51	0	80,53	99,59	82,5	
C/N total		6,57	342	38,28	12,02	37,86	0,84	—	1,25	
C/N compostable		6,25	296	33,64	8,87	34,53	0,91	—	1,23	

materia orgánica determina que predominen o no las reacciones de mineralización o inmovilización estableciendo como nivel crítico el valor de 200 para esa relación. Valores superiores indican que predominarán las reacciones de inmovilización (altos contenidos de carbono), y a valores inferiores predominarán las de mineralización (bajos contenidos de carbono).

El azufre es un elemento esencial para todos los seres vivos y forma parte de la constitución de las proteínas y enzimas como NADH deshidrogenasa y ferredoxina. En estado reducido (S^{-2} , S^0), puede actuar como fuente de energía para algunas bacterias quimiótrofas, si bien, en estado oxidado (SO_4^{2-}) actúa como aceptor de electrones del metabolismo respiratorio de las bacterias reductoras de sulfato (García, 1992). Normalmente, la degradación de la materia prima conteniendo azufre lleva consigo la formación de H_2S . En general, se considera que para relaciones de C/S mayores de 300 ocurren, principalmente, reacciones de inmovilización y para menores de 100, reacciones de mineralización. Con respecto al lodo, se observa que el S sufre una reducción del 51,49%, indicando, posiblemente, que gran parte de este elemento es liberado al medio siendo finalmente inmovilizado.

Los demás minerales como potasio, calcio y magnesio, fueron concentrados durante el proceso, principalmente en las virutas de eucalipto cuya reducción en peso y volumen fue del 26% y 10% respectivamente (Tabla 2). Parte de las reducciones minerales que se han observado se debieron a la inmovilización temporal de estos nutrientes durante el proceso de compostaje, excepto para el nitrógeno, cuya mayor pérdida debió producirse por volatilización en forma de N amoniacal. Esto concuerda con los datos obtenidos por Costa et al. (1991). El Fe sufrió un aumento importante debido, como ya se ha señalado, a la incorporación de una parte del suelo de la parcela; no hay que olvidar que los suelos tropicales poseen gran cantidad de óxidos de hierro.

CONCLUSIONES

El sistema de compostaje mediante pilas estáticas con aireación forzada utilizando viruta de eucalipto, es una alternativa extremadamente viable para el tratamiento de lodo biológico de la industria cervecera.

El proceso de compostaje utilizado redujo significativamente el poder contaminante del lodo (microorganismos patógenos y fitotoxinas). El compuesto obtenido es un material con características físicas, químicas, físico-químicas y microbiológicas estables y adecuadas que permitirá su aplicación en grandes tasas por unidad de superficie.

Por otro lado, el proceso puede ser realizado de manera que se puede tratar grandes cantidades de lodo biológico de la industria cervecera, bastando para ello, una adecuación de los ciclos de producción del material que va a ser compostado.

REFERENCIAS

- ALOISI, R.R. (1995). Decomposição de resíduos da indústria cítrica em solos de textura média. Piracicaba. 255p. Tese (Livro Docência). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- ANDERSON, G. (1980). Assessing Organic Phosphorus in Soil. In: KWASANEH F., SAPLE, E. & KAMPRAH E.J. (Ed.) The Role of Phosphorus in Agriculture. Madison. Am. Soc. Agron. 411-431.
- ANID, P.J. (1986). Evaluating maturity and metal transfer of MSW compost. BIOCYCLE, Janeiro. 46-47.
- BEVENUTO, C. (1996). Técnicas de remediação e contenção de aterros e lixões. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO SOLO, 13, Águas de Lindóia. Solo-Suelo 96 Campinas: SBCS; Piracicaba: SBCS, CD-ROM.

- BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. (1993). Manual de tratamento de águas residuárias industriais. São Paulo: CETESB. 764pp.
- BLUM, D.; FEACHEM, R.G. (1985). Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and agriculture. III. Report 5/85. Dvebendorf: International Reference Centre for Waste Disposal. London. UK.
- CERRI, C.C.; ANDREUX, F.; BRIGITTE, P.E. (1992). O ciclo do carbono no solo In: CARDOSO, J.B.N.; TSAI, S. M.; NEVES, M.C.P. Microbiologia do solo Campinas: SBCS. 73-91.
- COSTA, F.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; POLO, A. (1991). Residuos orgánicos urbanos: manejo y utilizacion. Murcia. CSIC. 181pp.
- EPSTEIN, E.; PAAR, J.F.; SIKORA, G.B.; WILSON, G.B. (1981). The Aerated method of sludge composting. In: GOLDSTEIN J. (Ed) Composting: theory and practice for city, industry and farm. Emmaus: JG Press. 117-124.
- FORTUN GARCÍA, C. Y FORTUN GARCÍA, A. (1995). Utilización de compost de residuo sólido urbano para disminuir la degradación de los suelos. Edafología. 1:27-34.
- GARCIA, J. O. (1992). O enxofre e suas transformações microbianas. In: CARDOSO, J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. Microbiologia do solo. Campinas: SBCS. 319-329.
- GÓMEZ, I.; GALVAÑ, M.; MATAIX, J.; MATAIX, J. (1998). Efecto de la aplicación de un compost de lodo sobre el desarrollo y niveles nutricionales de un cultivo de Brócoli. VII Simposio Nacional-III Ibérico sobre Nutrición Mineral de las Plantas. Madrid. Septiembre. UAM. 341-346.
- GROSSI, M.G.L. de. (1993). Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileiras de lixo doméstico através de determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas. São Paulo. 222p. Tese Doutorado. Instituto de Química, Universidade de São Paulo.
- KIEHL, E.J. (1985) Fertilizantes Orgânicos. Piracicaba: Agronômica. Ceres, 492p.
- McBRATH, S.P.; SANDERS, J.R.; SHALABY, M.H. (1988). The effects of soil organic matter levels on soil solution concentrations and extractabilities of manganese, zinc and copper. Geoderma. 42:177-188.
- PEREIRA-NETO, J.T.; STENTIFORD, E.I.; MARA, D.D.; SMITH, D.V. (1987). Survival of faecal indicator microorganisms in refuse sludge compost using the aerated static system. Waste Management and Research. 4:397-406.
- ROGER, T.H.; LESTER, A.H. (1981). A discussion of engineering principles. In: GOLDSTEIN J. (Ed) Composting theory and practice for city, industry and farm. Emmaus: JG Press. 129-147.
- WILLSON, G.B.; PARR, J.F.; EPSTEIN, E. (1980). Manual for composting sewage by the Beltsville Aerated Method. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency. 64p.
- SÁNCHEZ, J.; BOLUDA, R.; ARTIGAO, A.; MORELL, C.; COLOMER, J.C.; GUARDADO, R. (1994). Desertificación en Castilla-La Mancha. El proyecto EFEDA: Suelos. Santa Olalla, F. Ed. P 97-142. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha.

INFLUENCIA DE LOS FRAGMENTOS GRUESOS EN ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO: ANTECEDENTES Y ESTADO ACTUAL DEL TEMA

M. J. FERNÁNDEZ-SANJURJO

Departamento de Edafología e Química Agrícola. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela. 15706 Santiago de Compostela, Galicia (España)

Resumen: En este trabajo se realiza una revisión de los efectos de la fracción mayor de 2 mm en algunas propiedades físicas y químicas de los suelos. Respecto a las propiedades físicas, se revisan numerosos trabajos relacionados con la influencia en la respuesta hidrológica, erosión, propiedades térmicas y en la productividad. Por otro lado se ha prestado especial interés a las propiedades químicas de la fracción gruesa, analizando las últimas investigaciones realizadas en este tema. Estos estudios han señalado la importancia de esta fracción en el almacenamiento de nutrientes, retención de metales y transformaciones mineralógicas. Sin embargo también han puesto de manifiesto el escaso conocimiento acerca de otros aspectos químicos, principalmente en lo que concierne a procesos bioquímicos, microbiológicos y a la interacción fragmentos gruesos-planta.

Palabras clave: Fragmentos gruesos, suelos, efectos, propiedades físicas, propiedades químicas, productividad.

Abstract: In this study a review of the effects of the soil fraction (>2 mm) on the physical and chemical properties of soils, was made. With regards to physical properties, several papers related to the influence on the hydrological response, thermic properties and productivity were reviewed. In addition, special attention was paid to the chemical properties of the coarse fraction and the latest research into this subject was analysed. These studies have highlighted the importance of this fraction in the storage of nutrients, metal retention, mineralogical transformations, etc. However, they have also made clear how little is known about other chemical properties, mainly in relation to biochemical and microbiological processes and the interaction between the coarse fraction and plants.

Key words: Coarse fraction, soils, effects, chemical properties, physical properties

INTRODUCCIÓN

El término fracción gruesa del suelo engloba a las partículas mayores de 2 mm de diámetro. Este material se conoce también como gravas, clastos o esqueleto del suelo. Cuando esta fracción representa más del 40% del volumen de un suelo, éste se definiría como predregoso o esquelético (ISRIC, 1994). Teniendo en cuenta que estos suelos

abarcen cerca del 60% de la superficie en la Europa mediterránea (Poesen, 1990), la importancia de esta fracción en los estudios edáficos es evidente. Sin embargo hasta ahora la mayor parte de los trabajos se centraron en la fracción tierra fina (< 2 mm) al considerarla determinante de las propiedades del suelo. Las investigaciones sobre los fragmentos gruesos se refieren a los efectos físicos en el medio edáfico (propiedades hidrau-

licas, erosión, densidad aparente...). Debido a que esta fracción se consideraba sólo como parte diluyente de la fracción fina, inerte químicamente, se descartaba de forma rutinaria en la mayor parte de los estudios, así sus efectos sobre la producción vegetal y otros aspectos químicos son menos conocidos. Las revisiones realizadas hasta la actualidad sobre la importancia de la fragmentos gruesos en el suelo reflejan este desequilibrio en su conocimiento físico y químico (Nichols et al., 1984; Poesen y Lavee, 1994). No obstante, trabajos recientes han demostrado que esta fracción no es inerte sino que ciertas propiedades físico-químicas tales como porosidad, retención de agua, contenido de carbono orgánico y de nitrógeno total y capacidad de intercambio catiónico, presentan valores que, en algunos casos, igualan o sobrepasan a los de la tierra fina. Por ello en los últimos años el interés por la fracción gruesa y especialmente por su influencia en las propiedades químicas del suelo ha ido en aumento.

En este trabajo se realiza una revisión de los efectos de los fragmentos gruesos en las propiedades del suelo, tratando de actualizar las anteriores recopilaciones, principalmente en el aspecto químico. Con ello se intenta destacar la importancia de esta fracción en la mayor parte de los procesos edáficos.

EFFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE UN SUELO

La mayor parte de los trabajos relacionados con la influencia de los fragmentos gruesos en las propiedades físicas de los suelos se han centrado en el estudio del efecto en sus propiedades hidráulicas (infiltración y retención de agua), en la estructura, compactación y en la erosión de los suelos. El efecto sobre estas propiedades en el medio edáfico depende en gran medida de la distribución espacial de los fragmentos gruesos y de su movimiento en el suelo.

Muchos estudios han encontrado altas concentraciones de gravas en la parte superficial del suelo, en comparación con los horizontes inferiores (p.ej. Shaw, 1929; Rohdenburg 1977; McCormack et al., 1984; Simanton et al., 1984; Nettleton et al., 1989). Estos acúmulos de fragmentos gruesos han sido descritos como pavimentos de piedras y son debidos a la pérdida de tierra fina (por el viento o por escorrentía superficial) y/o a la migración de las gravas a la superficie (por ciclos de humectación-secado o de hielo-deshielo).

Por otro lado, el movimiento y la acumulación de fragmentos gruesos en profundidad se ha estudiado por diversas razones tales como estudios ingenieriles o interpretación de procesos edafo-geomorfológicos. Estos procesos dinámicos se han agrupado de acuerdo al principal agente desencadenante y son los siguientes (en Poesen y Lavee, 1994):

Cryoturbación (procesos de hielo-deshielo)

Argiloturbación (contracción y expansión de arcillas)

Graviedafoturbación (flujo y presión de materiales detríticos)

Aeroedafoturbación (erosión y acumulación eólica)

Acuaedafoturbación (flujo por inyección de agua o por escorrentía)

Cristaledafoturbación (crecimiento y reducción de cristales)

Antropoedafoturbación (maquinaria, pisadas...)

Seismoedafoturbación

Edafoturbación por la fauna (túneles, acúmulos, cuevas causadas por la fauna edáfica y pisadas de ganado)

Edafoturbación por la flora (crecimiento radical arbóreo y arbustivo)

En definitiva, todos estos procesos controlarán el movimiento y la distribución de los fragmentos gruesos tanto en superficie como en profundidad e influirán en la respue-

ta hidrológica y erosiva del suelo (Poesen et al., 1990, 1994; Valentin, 1994).

Efectos sobre los procesos hidrológicos

La conductividad hidráulica es una medida de la resistencia al flujo ofrecida por los poros del suelo. Las investigaciones que han tratado este tema han diferenciado entre los efectos de los fragmentos de roca situados en la superficie o en el interior del suelo. Los primeros afectan a la intercepción de la lluvia, a la evapotranspiración, escorrentía superficial e infiltración. Los fragmentos gruesos situados bajo la superficie del suelo influyen en la proporción de infiltración y en la producción de escorrentía (Poesen and Lavee, 1994).

Diversos autores (Stuart y Dixon, 1973; Dunn y Mehuys, 1984; Constanz et al., 1988; Brakensiek y Rawls, 1994) indican que la infiltración disminuye según aumenta la proporción de fragmentos gruesos en el interior de los suelos, debido probablemente a la encapsulación del aire en los macroporos, al aumento de la tortuosidad en la circulación del agua y a la reducción de la sección transversal del área. Ingelmo et al. (1994), estudiando 96 perfiles de suelos del centro y este de España, encuentran que la presencia de fragmentos de roca en general disminuye el agua gravitacional y aumenta el agua disponible en los suelos, aunque también influye la composición petrográfica de estos fragmentos. Según estos autores los efectos de esta fracción en la escorrentía superficial dependen de la cantidad y composición de los fragmentos gruesos, de la textura de la tierra fina y de las condiciones hídricas, especialmente de la dinámica y continuidad de los macroporos. A pesar de la importancia de la macroporosidad (porosidad estructural) en las propiedades hidrológicas del suelo, pocos estudios se han hecho relacionándola con el contenido en fragmentos gruesos; algunos ejemplos pueden ser los de Fies (1971), Beven y Germann (1982), Flint y Childs (1984), Ingelmo et al. (1994), van Wesemael et al.

(1995). Estos autores señalan que la dinámica de los macroporos depende del tamaño y de la morfología (angulosidad) de los fragmentos gruesos y de los cambios de volumen experimentados por varios procesos físico-químicos y ecológicos (humectación-secado, hielo-deshielo, actividad de la fauna) en la zona de contacto tierra fina-fragmento grueso; por su parte, la continuidad de estos macroporos estaría relacionada con el porcentaje y distribución de los fragmentos gruesos y con la textura de la tierra fina.

Incluso teniendo en cuenta las dificultades experimentales que impiden llegar a resultados concluyentes, la mayor parte de los autores resaltan la disminución de la percolación del agua a mayor contenido de fragmentos gruesos en el interior del suelo. Sin embargo la controversia aparece cuando se trata de la influencia en las propiedades hidráulicas de los fragmentos de roca situados en la superficie del suelo. Numerosos estudios encuentran un incremento de la infiltración a mayor contenido en fragmentos gruesos (Grant y Struchtemeyer, 1959; Jung 1960; Seginer et al., 1962; Colliner y Valentin, 1979; Collinet, 1988; Simanton et al., 1984). Algunos investigadores proponen aplicar fragmentos gruesos en la superficie de los suelos como un manto protector al impacto de las gotas de lluvia y de esta forma impedir la compactación superficial y consecuentemente la impermeabilización. Según Ravina y Magier (1984) los fragmentos gruesos situados en los primeros 20 cm del suelo contribuyen a mejorar las propiedades físicas aumentando la porosidad y la conductividad hidráulica; en este sentido actúan como un "esqueleto" que dificulta la compactación del suelo. Sin embargo otros autores encuentran una relación negativa entre el contenido de fracción gruesa en superficie y la infiltración (Tromble et al., 1974; Blackburn, 1975; Wilcox et al., 1988; Casenave y Valentin, 1992). Varios estudios han intentado aclarar estos resultados contradictorios (Wilcox et

al., 1988; Valentin, 1994; Brakensiek y Rawls, 1994). Se ha sugerido que en áreas secas, sin protección de la vegetación, el impacto de las gotas de lluvia provoca una compactación e impermeabilización en la capa superficial del suelo, disminuyendo la infiltración, mientras que en zonas húmedas, con cubierta vegetal, esto no sucedería. De nuevo Abrahams y Parsons (1991) relacionan el efecto de la capa superficial de gravas en la infiltración con la presencia de una cubierta vegetal arbustiva; donde existía esta cubierta se obtenía un mayor contenido en arena, en materia orgánica y una mayor macroporosidad debido a la acción de la fauna edáfica y, por lo tanto, existía un mayor infiltración; en los espacios libres de arbustos se obtenía una mayor erosión y en general una disminución de la infiltración por cementación e impermeabilización.

Además Wilcox et al. (1988) encuentran diferencias en el grado de infiltración según el tamaño de los fragmentos gruesos, a mayor tamaño habría una mayor infiltración.

Estos resultados ilustran la importancia de las características superficiales del suelo en la dinámica del agua. Por otro lado enfatizan la necesidad de estudiar cuidadosamente los rasgos morfológicos antes de realizar predicciones de infiltración a partir de las características del suelo.

Efecto sobre la erosión del suelo

Desde los primeros estudios se ha señalado el efecto protector de los fragmentos gruesos sobre la erosión hídrica del suelo (Louderswilck y Sundling, 1950; Meyer et al., 1972; Box, 1981; Chow et al., 1992; Chow y Ress, 1995). En este sentido se han indicado tanto efectos directos como indirectos, muchos de los cuales están relacionados con los procesos hidrológicos y ya han sido señalados en el capítulo anterior. Como influencia directa se encuentra la protección de las superficies de los suelos contra los impactos del agua de lluvia y la disminución de la escorrentía superficial. Los efectos indirectos

más importantes serían de diversa naturaleza: 1) efecto sobre las propiedades físicas de la tierra fina (e.j. porosidad, contenido en materia orgánica); 2) efectos sobre la degradación física del suelo (compactación, impermeabilización superficial); 3) efecto sobre los procesos de infiltración y percolación. Sin embargo, otros trabajos señalan que la relación entre la presencia de una cubierta de fragmentos gruesos y la erosión hídrica no es única y que las variaciones dependen de ciertas características edáficas (Farres y Smith, 1988; Rostagno, 1989; Merzouk y Blake, 1991). Los principales factores que condicionarán esta respuesta son: la estructura de la superficie del suelo (Poesen e Ingelmo-Sanchez, 1992), la posición vertical de los fragmentos gruesos en el suelo (Poesen et al., 1990), el tamaño de los fragmentos gruesos (Grant y Struchtemeyer, 1959; Poesen y Lavee, 1991), y la pendiente superficial (De Ploey, 1981).

Más recientemente, Poesen et al. (1994), han realizado una revisión de los efectos de los fragmentos gruesos sobre la erosión hídrica del suelo. Este estudio se llevó a cabo en tres escalas espaciales: microparcela (4×10^{-6} - 10^0 m²), mesoparcela (10^{-2} - 10^2 m²) y macroparcela (10 - 10^4 m²). Estos autores señalan efectos ambivalentes de los fragmentos gruesos en la escala de mesoparcela que dependerían de los factores señalados anteriormente (posición y tamaño de los fragmentos gruesos, pendiente etc.). En las escalas de micro y macroparcela, los fragmentos gruesos reducirían la erosión y se considerarían como estabilizantes naturales de la superficie del suelo. La formación de pilares de tierra a nivel de microparcela indicaría la eficacia de esta protección. A nivel de macroparcela, la reducción de la erosión sería atribuida a procesos tales como: protección contra el impacto de las gotas de lluvia y contra el flujo de materiales; reducción de la degradación física (rotura de agregados, impermeabilización superficial y compactación) y disminución de

la velocidad de flujo de escorrentía. Estos procesos se sobrepondrían a las variaciones obtenidas a nivel de mesoparcela y podrían explicar los resultados contradictorios encontrados en la literatura.

En cuanto a la erosión eólica, se ha señalado que una cubierta superficial de fragmentos gruesos reduce la erosión del suelo al proteger las superficies situadas inmediatamente bajo los fragmentos contra la deflación. Sin embargo elementos que causan irregularidades en la superficie del suelo como es el caso de los fragmentos gruesos pueden incrementar la turbulencia del flujo del aire y, así, afectar a la velocidad del viento crítica a partir de la cual se mueven las partículas (Lyles et al., 1971). En este sentido, según Poesen y Lavee (1994), también existe un efecto ambivalente de los fragmentos gruesos sobre la erosión del suelo por el viento. Cuando la cubierta de gravas es poco densa se obtendría una reducción del nivel crítico de velocidad del viento a partir del cual empieza la erosión (límite de deflación) al compararlo con el suelo desnudo. Contrariamente, una alta densidad de fragmentos gruesos aumentaría el límite de deflación y serviría como protectora de la superficie del suelo. Para un determinado tamaño y morfología de los fragmentos gruesos existe un valor mínimo de densidad de la cubierta superficial a partir del cual estos fragmentos gruesos protegerían de la erosión eólica. Este valor aumenta linealmente con el tamaño del clasto (Logie, 1982).

Efecto sobre las propiedades térmicas del suelo.

Varios autores han encontrado que la presencia de fragmentos gruesos en un suelo seco aumenta la difusión térmica (relación entre la conductividad térmica y la capacidad calorífica); en suelos saturados se observaba un efecto contrario (Childs y Flint, 1990; Grass, 1994; Nachtergaele et al., 1998). Así, en primavera, los suelos esqueléticos se enfriarían más rápidamente que los suelos libres de fragmentos de roca, mientras que en

verano los primeros pueden alcanzar temperaturas muy elevadas y mantenerlas durante largo tiempo con el consiguiente daño sobre la vegetación.

Juri y Bellantuoni (1976) han destacado pequeñas variaciones de temperatura en el suelo causadas por la presencia de fragmentos gruesos. Durante el periodo cálido, la temperatura bajo un fragmento de roca aislado es menor que la del suelo seco adyacente; el grado de variación entre ambas fracciones depende del color del clasto y de su tamaño. Este hecho provoca la aparición de un flujo de humedad desde el suelo adyacente hacia la parte inferior de los fragmentos gruesos, donde se acumularían la flora y fauna durante los periodos secos.

Efecto sobre la productividad de los suelos

La mayor parte de los efectos de los fragmentos gruesos en la productividad han sido atribuidos a su influencia sobre las propiedades físicas del suelo. Como se ha visto en los apartados anteriores esta influencia varía según las características del suelo; respecto a la producción, la respuesta variará además dependiendo del tipo de cultivo. Se han señalado efectos positivos sobre la producción debido al aumento de la infiltración, de la temperatura, de la irradiación nocturna y del agua disponible, así como a la disminución de la compactación y de la erosión (Adams, 1967; Saini y Grant, 1980; Saini, 1970; Kosmas et al., 1994; Burnham y Mutter, 1993; Unger, 1971; Fairbourn 1973; van Wesemael et al., 1995; Nachtergaele, 1998). Los efectos negativos más frecuentemente citados se relacionan con la reducción del espacio radical, la disminución de la capacidad de almacenamiento total de agua y del contenido de nutrientes e incremento excesivo de la temperatura del suelo (Pedersen et al., 1980; Munn et al., 1987). Poesen y Lavee (1994), basándose en las investigaciones acerca del tema, señalan que aunque la relación entre fragmentos gruesos y producción

es compleja, se pueden extraer algunas conclusiones:

1- Los fragmentos gruesos parecen ejercer un efecto más beneficioso en suelos arcillosos que en suelos arenosos.

2- La proporción óptima de fragmentos de roca oscilaría entre un 10-30% en volumen; a mayores contenidos comenzarían a afectar adversamente al crecimiento vegetal (restricción de espacio para las raíces, aumento excesivo de la temperatura del suelo y disminución del contenido en nutrientes del suelo).

3- Los fragmentos de roca parecen crear un ambiente más favorable para el crecimiento de la planta en condiciones climáticas secas.

En este sentido, Munn et al. (1987) presentan las variaciones de los índices de productividad dependiendo del clima y de la vegetación en suelos pedregosos y no pedregosos. En general, en climas húmedos se observa una mayor productividad en suelos de textura fina, sin embargo en regiones áridas los suelos pedregosos parecen ser más productivos debido a la mayor penetración de la escasa precipitación y, si los fragmentos gruesos se encuentran en superficie, a su efecto sobre disponibilidad de agua. Unger (1971) presenta datos de producción de forraje en un ambiente árido en función de la profundidad de la capa de gravas en el perfil. En general se observa un incremento de la producción en las parcelas con fragmentos gruesos respecto al control, especialmente si éstos se encuentran en superficie.

EFFECTOS SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN SUELO

Aunque los estudios sobre los efectos de las propiedades químicas de los fragmentos gruesos en el suelo han sido escasos, su importancia siempre ha sido intuída. Ya en el siglo pasado comenzó el interés por el uso de las rocas como fertilizantes (Magnus, 1850;

Missoux, 1853; Aitken, 1887). Keller (1948) ha sido uno de los primeros científicos modernos en investigar este aspecto. Chesworth et al. (1983) llaman la atención de nuevo sobre este tema, indicando que el uso de materiales rocosos como fertilizantes, en regiones donde la alteración es elevada, podría ser interesante desde el punto de vista económico, permitiendo el ahorro de fertilizantes químicos. Estos autores señalan su uso desde hace 200 años en las Islas Canarias; en esta zona las rocas volcánicas se usan tanto para fertilizar como para retener la humedad. En la actualidad se sigue profundizando en este tema y varios autores han estudiado la liberación potencial de nutrientes por los fragmentos gruesos de naturaleza variada (Hinsinger y Jaillard, 1993; Bakken et al., 1997).

El paso de los elementos nutritivos desde los fragmentos gruesos a las plantas se realizaría a través de la disolución de los minerales después de la rotura y alteración de la fracción gruesa. Sin embargo varios trabajos ponen en discusión la necesidad de la rotura física de los fragmentos gruesos al encontrar una relación íntima entre la raíz y la roca (Oppenheimer et al., 1957; Jones y Graham, 1993; Zwiemiecki y Newton, 1994; Wang et al., 1995); de esta forma la raíz sería capaz de aprovechar las disoluciones que se encuentran en las fisuras de las rocas. Más aún, Jongmans et al. (1997) ponen en entredicho la importancia de la disolución del suelo en la toma de nutrientes. Estos autores encuentran, en el interior de feldespatos y hornblendas, numerosos poros tubulares formados por ácidos orgánicos exudados por hongos. El hecho de que las micorrizas tomen los nutrientes directamente de los minerales cambiaría la idea tradicional del papel de la disolución del suelo; ésto podría explicar porque no ha disminuído la productividad de los bosques en Europa en los últimos años a pesar de la excesiva acidificación de los suelos y reforzar la importancia de los fragmentos gruesos en la nutrición vegetal.

Otros autores han estudiado algunas propiedades químicas de la arena y de la fracción mayor de 2 mm y las han comparado con las de fracciones más finas (Ugolini, 1964; Tedrow, 1966; Rivard y Kimpe, 1980; Monaci y Ugolini 1991, 1992; Weaver et al., 1992). Los datos muestran contenidos elevados de carbono y alta capacidad de retención de fósforo en los fragmentos de roca; la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de esta fracción en algunos casos representa más del 60% de la CIC total del suelo. Estas propiedades son atribuidas principalmente a la adsorción de ácidos orgánicos en los poros de los clastos.

Posteriormente Ugolini et al. (1996, 1998) han estudiado química y mineralógicamente la fracción mayor de 2 mm en suelos sobre areniscas de Italia. Los resultados

muestran una transformación de vermiculita y esmectita, presentes en los fragmentos gruesos, en vermiculitas y esmectitas hidroxialumínicas (HIV y HIS). La disolución y transformación de minerales crea huecos y aumenta la porosidad de esta fracción. Estos huecos se llenan con disoluciones que se enriquecen en C y N y representan un almacén de nutrientes. Así, la porosidad, CIC y el contenido de C y N dependen del grado de alteración de estos fragmentos gruesos y, en muchos casos, igualan o superan a los obtenidos en la tierra fina (Cuniglio, 1998). Excluyendo el contenido de estos elementos que se encuentran en la fracción mayor de 2 mm, obtendríamos unos valores no reales con los consiguientes errores en el cálculo del balance de C, N y de nutrientes (Tabla 1). Deutshmann et al. (1997) han llegado a simi-

TABLA 1. Contenido en C orgánico, N total y capacidad de intercambio catiónica efectiva (CICE) expresados en base volumétrica en dos suelos sobre areniscas del centro de Italia (Vallombrosa, Toscana). (Fuente: Ugolini et al., 1998).

Perfil	C orgánico			N total			CICE		
	TF	EI	ER	TF	EI	ER	TF	EI	ER
	gr dm ⁻³			cmol(+) dm ⁻³					
<i>Cavalla</i>									
A1	39,0	35,4	37,0	2,8	2,6	2,7	7,3	6,7	7,7
A2	22,2	20,2	21,9	1,5	1,4	1,5	4,5	4,1	4,8
Bw1	11,1	9,7	10,2	1,1	0,9	1,1	4,3	3,7	4,7
Bw2	4,7	3,8	4,2	0,7	0,5	0,6	4,5	3,6	4,8
BCb1	3,8	1,7	3,2	0,8	0,3	0,9	6,9	3,0	8,0
BCb2	3,9	2,2	2,7	0,7	0,4	0,6	9,3	5,3	9,2
CBb	5,5	1,7	1,8	0,7	0,2	0,4	5,2	1,6	4,2
Cb	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,8
<i>Buca</i>									
A1	48,7	44,8	50,0	3,1	2,9	3,2	9,5	8,8	10,1
A2	19,5	16,7	18,2	1,1	1,0	1,1	2,1	1,8	2,5
BA	18,9	16,4	16,7	1,1	1,0	1,0	1,4	1,2	1,8
Bw	15,2	12,9	13,3	0,9	0,8	0,8	2,0	1,7	2,3
BC1	6,9	3,8	4,3	0,7	0,4	0,6	2,5	1,3	3,7
BC2	4,2	3,1	3,5	0,8	0,6	0,7	2,8	2,1	3,0

TF: suelo considerado únicamente como tierra fina

EI: suelo considerado como tierra fina y esqueleto inerte

ER: suelo considerado como tierra fina y esqueleto reactivo ("condición real")

lares conclusiones poniendo en relación la alta CIC de varios tipos de roca con la porosidad.

Dada la dificultad del estudio de los fragmentos gruesos y de su comparación con la tierra fina, Corti et al., (1997, 1998a) han propuesto y aplicado un método para obtener clases homogéneas de fragmentos gruesos para su posterior análisis. Según estos autores la fracción gruesa del suelo presenta propiedades que difieren de la roca fresca y de la tierra fina; estas propiedades dependen del grado de alteración de los fragmentos gruesos y han sido adquiridas por alteración y por procesos edafológicos. Por ello usan diferentes características de los fragmentos gruesos (color, asperezas e irregularidades superficiales....) para separarlos en clases de alteración. El método propuesto permite la división en 3 clases que se diferencian química y físicamente de manera significativa. Corti et al. (1998b) inciden en las propiedades químicas de los fragmentos gruesos y en su utilización para revelar la historia pedogenética de los suelos. Dado que esta fracción mantiene por más tiempo la impronta de los eventos que han contribuido a la formación del suelo, se trataría del componente edáfico más adecuado para la reconstrucción histórica de los suelos.

Aunque todavía se mantiene la idea tradicional de la escasa importancia química de los fragmentos gruesos, estos trabajos han conseguido que se abriesen nuevas líneas de investigación en este tema. Actualmente se está estudiando su capacidad de almacenaje y de liberación de cationes básicos (Kohler et al., en prensa) y de $N-NH_4$ (Corti et al., en prensa). Berna et al. (1999) han puesto de manifiesto la propiedad de retención de metales pesados por parte de los fragmentos gruesos y la posibilidad de utilizarlos como filtros de aguas residuales. Otro tema que se está abordando es la caracterización y cuantificación de las sustancias húmicas en los fragmentos gruesos (Agnelli et al., en prensa); los resultados señalan diferencias estructurales

entre las sustancias húmicas de esta fracción y las de la tierra fina, obteniéndose un mayor número de cadenas alifáticas y mayor sustitución de los compuestos aromáticos presentes en los ácidos húmicos de la fracción gruesa. Por otro lado, se están investigando las modificaciones provocadas por la actividad radical en esta fracción. Los primeros resultados (Fernández-Sanjurjo et al., 1999) muestran una mayor proporción de fragmentos gruesos en la zona rizosférica; se observa una mayor acidez y un mayor acúmulo de C tanto en la tierra fina como en la fracción gruesa debido a la actividad de las raíces. Esto pondría de nuevo en evidencia la importancia de los fragmentos gruesos en la nutrición vegetal.

CONCLUSIONES

A partir de los estudios realizados sobre los efectos físicos de la fracción gruesa en el suelo, se puede señalar que su presencia afecta a procesos tales como infiltración, erosión, difusión térmica, almacenamiento de agua, volumen de las raíces etc., por ello influye en la intensidad de alteración, respuesta hidrológica y productividad del suelo. El tipo y la intensidad de las modificaciones dependen de numerosos factores internos y externos (posición y tamaño de los fragmentos gruesos, pendiente, macroporosidad, clima y vegetación...) por lo que se hace necesario un estudio particular de cada situación.

En los últimos años el interés por las propiedades químicas de los fragmentos gruesos ha ido en aumento. Se ha visto que esta fracción presenta una porosidad, contenido en C, N y cationes de cambio sorprendentemente altos, que dependen fundamentalmente del grado de alteración del clasto. Esto significa que no en todos los casos se trata de una fracción químicamente inerte, como se consideraba tradicionalmente, y que su influencia en los procesos de intercambio iónico, balance de elementos y en la productividad del suelo puede ser importante. Según estos resultados,

la eliminación sistemática y sin estudio previo de los fragmentos gruesos de los campos de cultivo podría ser perjudicial en algunas situaciones, al contrario de lo que se consideraba en las técnicas agrícolas convencionales.

Aunque estos estudios han profundizado en las propiedades químicas de los fragmentos gruesos, y han abierto nuevas líneas de investigación, la falta de conocimientos en este campo es evidente. Algunos de los aspectos que sería interesante tratar en un futuro estarían relacionados con los procesos bioquímicos y microbiológicos en la fracción gruesa y, sobre todo, con las interacciones fragmentos gruesos-planta.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Prof. Fiorenzo Ugolini y a su grupo de trabajo por iniciarme en este tema y poner a mi disposición gran parte de la información incluida en este artículo. Al Dr. Giuseppe Corti y al Dr. Prof. Eduardo García-Rodeja por la revisión del artículo.

Este trabajo se ha realizado durante el periodo de disfrute de una beca *Marie Curie* de la Comunidad Europea.

REFERENCIAS

- Abrahams, A.D.; Parsons, A.J. (1994). Hydraulics of interrill overland flow on stone-covered desert surfaces. *Catena*, **23**, 111-140.
- Adams, J.E. (1967). Effect of mulches on soil temperature and grain soybean development. *Agron. J.*, **57**, 471-474.
- Agnelli, A.; Celi, L.; Degl'Innocenti, A.; Corti, G.; Ugolini, F.C. (1999) Chemical and spectroscopic characterization of the humic substances from sandstone rock fragments. *Soil Sci.* (aceptado)
- Aitken, A.P. (1887). Ground feldspar as a potash manure. *Transactions Highland Society. Scotland*, **19**, 253-261.
- Bakke, A.K.; Gautneb, H.; Myhr, K. (1997). The potential of crushed rocks and mine tailings as slow-releasing K fertilizers assessed by intensive cropping with Italian ryegrass in different soil types. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **47**, 41-48.
- Berna, F.; Corti, G.; Ugolini, F.C.; Agnelli, A. (1999). Valutazione del ruolo dello scheletro nella ritenzione di metalli pesanti in suoli desertici coltivati della Giordania. Conferenza Organizativa, Inquinamento del suolo da metalli pesanti. Sassari-Cerdeña, Italia. 6-7 Mayo 1999.
- Beven, K.; Germann, P. (1982). Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.*, **18**(5), 1311-1325.
- Blackburn, W.H. (1975). Factors influencing infiltration and sediment production of semiarid rangelands in Nevada. *Water Resour. Res.*, **11**, 929-937.
- Box, J. (1981). The effects of surface slaty fragments on soil erosion by water. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **45**, 111-116.
- Brakensiek, D.L.; Rawls, W.J. (1994). Soil containing rock fragments: effects on infiltration. *Catena*, **23**(1-2), 99-110.
- Burnham, C.P.; Mutter, G.M. (1993). The depth and productivity of chalky soils. *Soil Use Manage.*, **9**, 1-8.
- Casenave, A.; Valentín, C. (1992). A runoff capability classification system based on surface features criteria in the arid and semi-arid areas of West Africa. *J. Hydrol.*, **130**, 231-249.
- Collinet, J. (1988). Etude expérimentale de l'érosion hydrique des sols représentatifs de l'Afrique de l'Ouest. 1. Présentation des sites expérimentaux. Méthode et identification des processus élémentaires. Analyse et comparaison des régimes de ruissellement. *Cah. ORSTOM, Sér. Péd.*, **24**, 235-254.
- Collinet, J.; Valentin, C. (1979). Analyse des différents facteurs intervenant sur l'hydrodynamique superficielle. Nouvelles

- perspectives. Applications agronomiques. *Cah. ORSTOM, Ser. Pedol.*, **17**, 283-328.
- Constanz, J.; Herkelrath, W.; Murphy, F. (1988). Air encapsulation during infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **52**, 10-16.
- Corti, G.; Agnelli, A.; Ugolini, F.C. (1997). Release of Al by hydroxy-interlayered vermiculite and hydroxy-interlayered smectite during determination of cation exchange capacity in fine earth and rock fragments fractions. *Eur. J. Soil Sci.*, **48**, 249-262.
- Corti, G.; Ugolini, F.C.; Agnelli, A. (1998a). Classing the soil skeleton (greater than two millimeters): Proposed approach and procedure. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **62**(6), 1620-1629.
- Corti, G.; Agnelli, A.; Certini, G.; Ugolini, F.C. (1998b). Pedogenetic history revealed by study of the soil skeleton in soils of the Vallombrosa Forest, Italy. Proceedings of the XVI World Congress of Soil Science, 20-26 August 1998. Montpellier, France, CD-ROM.
- Corti, G.; Agnelli, A.; Ugolini, F.C. (1999). A modified kjeldahl procedure for determining strongly fixed $\text{NH}_4\text{-N}$. *Eur. J. Soil Sci.*, **50**:523-534.
- Cuniglio, R. (1998). *La frazione grossolana nei suoli agrari. Studio di quattro suoli coltivati a vite in Toscana*. Tesis de Licenciatura. Università degli Studi di Firenze, Italia.
- Chesworth, W.; Macías-Vázquez, F.; Acquaye, D.; Thompson, E. (1983). Agriculture alchemy: Stones into Bread. *Episodes*, n° 1, 3-7.
- Childs, S.W.; Flint, A.L. (1990). Physical properties of forest soils containing rock fragments: effects on infiltration. En: *Sustained Productivity of Forest Soils*. P. Gessel, D.S. Weetman y R.F. Powers, eds. Univ. of British Columbia, Fac. of Forestry Publ., Vancouver, B.C., 95-121.
- Chow, R.L.; Ress, H.W. (1995). Effects of coarse fragment content and size on soil erosion under simulated rainfall. *Can. J. Soil Sci.*, **75**, 227-232.
- Chow, T.L., Rees, H.W.; Moodie, R.L. (1992). Effects of stone removal and stone crushing on soil properties, erosion and potato quality. *Soil Sci.*, **153**(3), 242-249.
- De Ploey, J. (1981). The ambivalent effects of some factors of erosion. *Mém.Inst. Géol. Louvain*, **31**, 171-181.
- Deutshmann, G.; Rummenhohl, H.; Tarrach, J. (1997). Die bestimmung der effektiven kationenaustauschkapazität von Gesteinen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **160**, 151-155.
- Dunn, A.J.; Mehuys, G. (1984). Relationship between gravel content of soils and saturated hydraulic conductivity in laboratory tests. En: *Erosion and Productivity of Soil Containing Rock Fragments*. J.D. Nichols, P.L. Brown, W.J. Grant (eds.). Soil Sci. Soc. Am. Special Publ., n° 13, Madison, Wi, USA, 55-63.
- Fairbourn, M.L. (1973). Effect of gravel mulch on crop yields. *Agron. J.*, **65**, 925-928.
- Farres, P.; Smith, G. (1988). The potential use of digital image processing in geomorphology: erosion of stony soils, a case study. *Catena*, **15**, 119-126.
- Fernández-Sanjurjo, M.J.; Corti, G.; Ugolini, F.C. (1999). Cambios químicos y mineralógicos en la fracción fina y gruesa de un suelo volcánico en función de la distancia a la raíz. *Agrochimica* (enviados)
- Fies, J. (1971). Recherche d'une interprétation texturale de la porosité des sols. *Ann. Agron.*, **23**(3), 655-685.
- Flint, A.; Childs, S. (1984). Physical properties of rock fragments and their effect on available water in skeletal soils. En: *Erosion and Productivity of Soil Containing Rock Fragments*. J.D. Nichols, P.L. Brown, W.J. Grant, ed. Soil Sci. Soc. Am. Special Publ., n° 13, Madison, Wi, USA, 91-103.

- Grant, W.J.; Struchtemeyer, R.A. (1959). Influence of the coarse fraction in two Maine potato soils on infiltration, runoff and erosion. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **23**, 391-394.
- Grass, R. (1994). *Sols caillouteux et production végétale*. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris.
- Hinsinger, P.; Jaillard, B. (1993). Root-induced release of interlayer potassium and vermiculitization of phlogopite as related to potassium depletion in the rhizosphere of ryegrass. *J. Soil Sci.*, **44**, 525-534.
- Ingelmo, F.; Cuadrado, S.; Ibañez, A.; Hernández, J. (1994). Hydric properties of some Spanish soils in relation to their rock fragment content: implications for runoff and vegetation. *Catena*, **23**(1-2), 73-86.
- ISRIC, (1994). *Directive pour la description des sols*. 3^e édition (révisée). Centre International de Référence et d'Information pédologique. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture. Rome, Italy.
- Jones, D.P.; Graham, R.C. (1993). Water-holding characteristics of weathered granitic rock in chaparral and forest ecosystems. *Soil Sc. Soc. Am. J.*, **57**, 256-261.
- Jongmans, A.G.; van Breemen, N.; Lundström, U.; van Hees, P.A.W.; Finlay, R.D.; Srinivasan, M.; Unestam, T.; Giesler, R.; Melkerud, P.A.; Olsson, M. (1997). Rock-eating fungi. *Nature*, **389**, 682-683.
- Jung, L. (1960). The influence of the stone cover on runoff and erosion on slate soils. *Int. Assoc. Sci. Hydrol.*, **53**, 143-153.
- Juri, W.A.; Bellantuoni, B. (1976). Heat and water movement under surface rocks in a field soil: I. Thermal effects; II. Moisture effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **40**, 505-513.
- Keller, W.D. (1948). Native rocks and minerals as fertilizers. *Science Monthly*, **66**, 122-130.
- Kohler, M.; Wilpert K.V.; Hildebrand, E.E. (1999). The soil skeleton as a source for the short-term supply of "basic" in forest soils of the Black forest (Germany). *Water, Air Soil Poll.* (en prensa).
- Kosmas, C.; Moustakas, N.; Danalatos, N.G.; Yassoglou, N. (1994). The effect of rock fragments on wheat biomass production under highly variable moisture conditions in Mediterranean environments. *Catena*, **23**, 191-198.
- Logie, M. (1982). Influence of roughness elements and soil moisture on the resistance of sand to wind erosion. *Catena Suppl.*, **1**, 161-173.
- Louderwilk, W.C.; Sundling, H.L. (1950). Erosion pavement, its formation and significance. *Trans. Am. Geophys Union*, **31**, 96-100.
- Lyles, L.; Disrud, L.A.; Krauss, R.K. (1971). Turbulence intensity as influenced by surface roughness and mean velocity in a wind-tunnel boundary layer. *Trans. ASAE*, **14**, 285-289.
- Magnus, G. (1850). Über die Ernährung der Pflanzen. *Journal Praktische Chemie*, **50**, 65-75.
- McCormack, D.E.; Young, K.K.; Darby, G.M. (1984). Rock fragments and the K factor of the Universal Soil Loss Equation. En: *Erosion and Productivity of Soil Containing Rock Fragments*. J.D. Nichols, P.L. Brown, W.J. Grant, ed. Soil Sci. Soc. Am. Special Publ., n° 13, Madison, Wi, USA, 66-73.
- Merzouk A. y Blake G.R. 1991. Indices for the estimation of interrill erodibility of Moroccan soils. *Catena*, **18**, 537-550.
- Meyer, L.; Johnson, C.; Foster, G. (1972). Stone and woodchip mulches for erosion control on construction sites. *J. Soil Water Conserv.*, **27**, 264-269.
- Missoux, P. (1853). *Sur l'emploi de la poudre des roches granitiques comme excitant de la végétation*. Comptes Rendus Hebdomadaires des Seances de l'Academie des Sciences, vol. 36, 1136 p.

- Monaci, F.; Ugolini, F.C. (1991). Capacità di scambio della frazione grossolana, "scheletro", in suoli derivati da Macigno del Chianti. Atti del IX Convegno Nazionale Società Italiana di Chimica Agraria. Torino, 9-12 Settembre 1991.
- Monaci, F.; Ugolini, F.C. (1992). Nuovo approccio allo studio del suolo, valutazione analitica su base volumetrica. Atti del X Convegno Nazionale Società Italiana di Chimica Agraria. Roma, 15-18 Settembre 1992.
- Munn, L.; Harrington, N.; McGirr, D.R. (1987). Rock fragments. En: *Reclaiming mine soils and overburden in the western United States. Analytical parameters and procedures*. R.D. Williams y G. E. Shuman, ed. Soil Conservation Society of America, Ankeny, IA, USA, 259-282.
- Nachtergaele, J.; Poesen, J.; van Wesemael, B. (1998). Gravel mulching in vineyards of southern Switzerland. *Soil Till. Res.*, **46**, 51-59.
- Nettleton, W.; Gamble, E.; Allen, B.; Borst, G.; Peterson, F. (1989). Relic soils of subtropical regions of the United States. *Catena Suppl.*, **16**, 59-93.
- Nichols, J.D.; Brown, P.L.; Grant, W.J. ed. (1984). *Erosion and productivity of soils containing rock fragments*. Soil Sci. Soc. Am. (Special Publ. No. 13). Madison, WI, USA.
- Oppenheimer, H.R. (1957). Further observations on roots penetrating into rocks and their structure. *Bull. Res. Isr. Sect. D Bot.*, **6**, 18-31.
- Pedersen, T.A.; Rogowski, A.S.; Pennock, R. (1980). Hydraulic properties of some soils with paralithic contacts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **48**, 1355-1359.
- Poesen, J. (1990). Erosion process research in relation to soil erodibility and some implications for improving soil quality. En: *Soil degradation and rehabilitation in Mediterranean environmental conditions*. J. Albadalejo, M.A. Stocking y E. Díaz, ed. C.S.I.C., Murcia, Spain, 150-170.
- Poesen, J.; Lavee, H. (1991). Effects of size and incorporation of synthetic mulch on runoff and sediment yield from interrills in a laboratory study with simulated rainfall. *Soil Tillage Res.*, **21**, 209-223.
- Poesen, J.; Ingelmo-Sánchez, F. (1992). Runoff and sediment yield from topsoils with different porosity as affected by rock fragment cover and position. *Catena*, **19**, 451-474.
- Poesen, J.; Lavee, H. (1994). Rock fragments in top soils: significance and processes. *Catena*, **23**(1-2), 1-28.
- Poesen, J.; Torri, D.; Bunte, K. (1994). Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: a review. *Catena*, **23**(1-2), 141-166.
- Ravina, I.; Magier, J. (1984). Hydraulic conductivity and water retention of clay soils containing coarse fragments. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **48**, 736-740.
- Rivard, R.; de Kimpe, C.R. (1980). Propriétés de quelques sols riches en graviers dans la région de Québec. *Can. J. Soil Sci.*, **60**, 263-273.
- Rohdenburg, M.C. (1977). Beispiele für Holozäne Flächenbildung in Nord- und Westafrika. *Catena*, **4**, 65-109.
- Rostagno, C.M. (1989). Infiltration and sediment production as affected by soil surface conditions in a shrubland of Patagonia, Argentina. *J. Range Manage.*, **42**, 382-385.
- Saini, G.R. (1970). Further studies on the effect of stones on potato yields. *Am. Potato J.*, **47**, 227-228.
- Saini, G.R.; Grant, W.J. (1980). Long-term effects of intensive cultivation on soil quality in the potato-growing areas of New Brunswick (Canada) and Maine (USA). *Can. J. Soil Sci.*, **60**, 421-428.
- Seginer, I.; Morin, J.; Sachori, A. (1962). Runoff and erosion studies in a mountainous terra-rossa region in Israel. *IAHS Bull.*, **7**, 79-92.

- Shaw, C. (1929). Erosion pavement. *Geogr. Rev.*, **19**, 638-641.
- Simanton, J.R., Rawitz, E.; Shirely, E.D. (1984). Effects of rock fragments on erosion of semiarid rangeland soils. En: *Erosion and Productivity of Soil Containing Rock Fragments*. J.D. Nichols, P.L. Brown, W.J. Grant, ed. Soil Sci. Soc. Am. Special Publ., n° 13, Madison, Wi, USA, 65-72.
- Stuart, D.; Dixon, R. (1973). Water movement and caliche formation in layered arid and semiarid soils. *Soil Sc. Soc. Am. Proc.*, **37**(2), 323-324.
- Tedrow, J.C. (1966). Properties of sand and silt fractions in New Jersey soils. *Soil Sci.*, **101**, 24-30.
- Tromble, J.M.; Renard, K.G.; Thatcher, A.P. (1974). Infiltration for three rangeland soil-vegetation complexes. *J. Range Manage.*, **27**, 318-321.
- Ugolini, F.C.; Corti, G.; Agnelli, A.; Piccardi, F. (1996). Mineralogical, physical and chemical properties of rock fragments in soil. *Soil Sci.*, **161**(8), 521-542.
- Ugolini, F.C.; Corti, G.; Agnelli, A.; Certini, G. (1998). Under and overestimation of soil properties in stony soils. Proceedings of the XVI World Congress of Soil Science, 20-26 August 1998. Montpellier, France, CD-ROM.
- Ugolini, F.C. (1964). *Soil development on the red beds of New Jersey*. Wm. L. Hutcheson Memorial Forest Bull. No.2. Rutgers Univ., New Brunswick, N.J. USA.
- Unger, P. (1971). Soil profile gravel layers: II. Effect on growth and water use by a hybrid forage sorghum. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **35**, 980-983.
- Valentin, C. (1994). Surface sealing as affected by various rock fragment covers in West Africa. *Catena*, **23**(1-2), 87-98.
- Wang, Z.Q.; Newton, M.; Tappeiner, J.C. (1995). Competitive relations between Douglas-Fir and Pacific Madrone on shallow soils in a Mediterranean climate. *Forest Sci.*, **41**, 744-757.
- Weaver, D.M.; Ritche, G.S.P. (1992). Phosphorous sorption by gravels in lateritic soils. *Aust. J. Soil Res.*, **30**, 319-330.
- Wesemael van, B.; Poesen, J.; Kosmas, C.S.; Danalatos, N.G.; Nachtergaele, J. (1996). Evaporation from cultivated soils containing rock fragments. *J. of Hydrology*, **182**, 65-82.
- Wilcox, B.P.; Wood, M. K.; Tromble, J.M. (1988). Factors influencing infiltrability of semiarid mountain slopes. *J. Range Manage.*, **41**, 197-206.
- Zwiemiecki, M.A.; Newton, M. (1994). Roots growing in rock fissures: their morphological adaptation. *Plant and Soil*, **172**, 181-187.

INVESTIGADORES ASISTENTES A LA JORNADA DE CONSTITUCIÓN DEL GRUPO DE ENZIMOLOGÍA DE SUELOS:

Dr. Carlos García Izquierdo, CEBAS-CSIC (Coordinador de la Jornada)

Dra. Teresa Hernández Fernández, CEBAS-CSIC

Dr. Fernando Gil Sotres, Univ. Santiago de Compostela

Dra. Carmen Trasar Cepeda, CSIC, Santiago de Compostela

Dr. Manel Bonmati Pont, Escuela Superior de Agricultura, Barcelona

Dr. Salvador Gonzalez Carcedo, Universidad de Burgos

Dr. Avelino García Alvarez, Centro de Ciencias Medioambientales, Madrid

Dr. Rodolfo Canet Castelló, Ivia, Valencia

Dra. M^aCarmen Lobo, Serv. Investigaciones Agrarias, Alcalá de Henares

Dra. Isabel Sastre, Serv. Investigaciones Agrarias, Alcalá de Henares

Asimismo, han mostrado su interés por adherirse al Grupo:

Dr. Emilio Benitez, Zaidin-Granada

Dr. Pedro Soler, CSIC, Madrid

RESEÑAS BIBLIOGRÁFICAS

Le Sol: Interface dans l'environnement, ressource pour le développement

Michel ROBERT

Directeur de Recherches

INRA, Versailles, Francia

A pesar del tiempo transcurrido desde la publicación de este libro consideramos adecuada la publicación de la siguiente revisión realizada por María Angeles VICENTE.

Con el objetivo prioritario de sensibilizar a la opinión pública, gobiernos y organizaciones internacionales, de la necesidad de proteger y conservar el suelo, un recurso natural indispensable para la vida y no renovable a escala de la vida humana, se presenta un estudio sucinto, pero claro y que de forma original aborda la problemática que conlleva la explotación sostenible de este importante recurso, apuntando posibilidades de recuperación de los suelos degradados por diversas causas.

Está dividido en tres partes, dedicadas respectivamente a “*características específicas de suelos*”, “*suelos y desarrollo sostenible: Los problemas que afectan a los suelos de las distintas regiones del globo*” y “*el suelo, interfase en el medioambiente*”.

La primera, en cuatro capítulos, estudia los componentes del suelo, así como su organización e interrelación con los componentes activos (arcilla y humus) que por su elevada reactividad hacen del mismo un verdadero reactor químico; el papel que juegan los seres vivos (bacterias, hongos, flora y fauna) que convierten el suelo en un reactor biológico y la génesis y distribución de los distintos tipos de suelo en el globo, analizando los factores que la condicionan.

La segunda parte, capítulos cinco y seis, aborda el suelo como elemento indispensable para un desarrollo sostenible en tanto que factor fundamental en la producción de alimentos. Analiza los problemas más acuciantes en cada área que, en los países en vías de desarrollo tienen que ver fundamentalmente con la producción agrícola y en los desarrollados con la contaminación.

La tercera y última parte (capítulos ocho y catorce) quizás la más relacionada con el título del libro, considera al suelo como una interfase entre hidrosfera y litosfera, estudiando su importante papel en numerosos ciclos biogeoquímicos, en los intercambios con la atmósfera que controlan el efecto invernadero, que a su vez, a través de los cambios climáticos que provoca, interviene directamente en la evolución de suelos. Analiza el suelo como agente contaminante/descontaminante de aguas, vehículo y/o receptor de la mayor parte de los contaminantes, no solo de origen agrícola sino industrial y urbano: fosfatos, pesticidas, lodos de depuradoras, residuos urbanos de todo tipo, etc., pueden acumularse en él, convirtiéndolo en un verdadero reactor químico/biológico cuyo interesante papel en estos procesos es necesario conocer para poder controlar.

Los fenómenos y problemas anejos a la acidificación de suelos y aguas contaminantes, carga crítica y efecto invernadero son también abordados, así como los de la contaminación que denomina difusa (diferente de las puntuales, cuyo origen es fácilmente identificable) debida fundamentalmente a nitratos, fósforo y pesticidas.

El capítulo diez se ocupa de los elementos traza, su origen y problemas de contaminación asociados, incluida la de tipo radiactivo. El once está dedicado al suelo considerado como un sistema depurador para los compuestos orgánicos ya que por medio de reacciones fisicoquímicas que implican fenómenos de hidrólisis y/o oxidoreducción, y acción de la fauna y microflora, se produce en él una reacción global que conduce a la mineralización de la materia orgánica, proceso que conlleva la aparición de numerosos metabolitos intermedios, por la intervención de enzimas. Un breve paso por la bio-rehabilitación de suelos y entornos contaminados, completa este capítulo. El doce se ocupa del fenómeno de la erosión de suelos, posibles causas según las zonas y condiciones, así como de las consecuencias medioambientales que pueden tener.

En el capítulo trece, titulado “*el suelo, un recurso a conservar en beneficio del desarrollo y el medio ambiente*”, se hace notar cómo los suelos realmente cultivables son un recurso frágil y escaso y cómo las causas de degradación de los mismos son múltiples: compactación, erosión, disponibilidad de agua, salinización, contenido de nutrientes (por defecto o por exceso, pudiendo llegarse a niveles de toxicidad), desertificación, etc. Por último en el capítulo catorce, “*Una solución para el futuro: La gestión sostenible de suelos, compatible con el desarrollo y el medio ambiente*” se hace hincapié en la condición de no renovable a corto o medio plazo del recurso suelo y un breve repaso del problema, en el momento actual, en diversas partes del globo, así como de las posibles soluciones para una mejor utilización y recuperación de los suelos.

En 244 páginas se da una visión actualizada del problema. Es una obra clara, de fácil lectura y, aunque la mayor parte de los datos aportados se refieren a Francia, interesante para edafólogos y ambientalistas de cualquier parte del mundo.

María Angeles VICENTE. IRNA/CSIC. Salamanca.

Suelos del Pirineo Central: Fragen.

David BADÍA VILLAS y Clara MARTÍ DALMAU (1999)

INIA-U. Zaragoza-Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón-Instituto de Estudios Altoaragoneses. Huesca. 190 p.

Precio 2.200 pts + gastos de envío

La aparición de nuevos libros de edafología en español es siempre una buena noticia, por la escasez de oferta si la comparamos con otras disciplinas y por la dificultad que representa su publicación. Sólo por ello cabría ya felicitar a los autores, David Badía y Clara Martí, edafólogos de la Escuela Politécnica de Huesca (UZ) y del Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC) respectivamente.

Pero su libro **Suelos del Pirineo Central: Fragen** tiene una serie de cualidades que por ellas mismas lo convierten en un documento realmente destacable. En primer lugar, por la gran cantidad de datos analíticos y morfológicos que se ofrecen sobre suelos de alta montaña bajo régimen xérico. Estas zonas, relegadas a menudo a un segundo plano en la investigación agraria, no cuentan con suficientes estudios a escala semidetallada, lo cual obliga a menudo a buscar referencias en áreas de otras latitudes cuando se trata de suelos de montaña. Sin duda, la información contenida en el mapa de esta zona modelo de 650 ha, a escala 1:20.000, ayudará a llenar el hueco de información de calidad en este ámbito.

En segundo lugar, porque no sólo se limita a recopilación de datos, sino que presenta un extenso y riguroso trabajo de síntesis e interpretación. El contexto del medio físico, socioeconómico e histórico es muy completo y permite la comprensión de las relaciones suelos-paisaje en el sentido más amplio. Los autores han utilizado las últimas versiones (1998) de *Soil Taxonomy* y FAO (*World Reference Database for Soil Resources*) para la clasificación de los suelos, lo cual es por sí un ejercicio encomiable. Tratan de forma especial la influencia antrópica en la formación de suelos, proporcionando datos muy útiles sobre algunas características, como contenidos de fósforo y profundidad, que hasta ahora sólo se intuían o conocían parcialmente. Dichas relaciones han permitido a los autores establecer recomendaciones de manejo de los suelos y de prácticas agrarias conservacionistas que minimicen el impacto ambiental de la utilización del territorio en esas áreas.

Comentarios aparte merecen las aplicaciones didácticas, sin duda una aportación novedosa en los textos de edafología en español. Los itinerarios y puntos de observación se comentan no sólo para estudiantes de universidad, sino también de escuelas primaria y secundaria. Los autores han incluido con acierto indicaciones de cómo iniciar el conocimiento de los suelos a estos niveles, con la misma categoría a la que se estudian en resto de componentes del medio natural.

Finalmente, hay que dejar constancia de la cuidada edición, precisión y claridad del lenguaje, profusión de fotografías en color y de gráficos claros y autoexplicativos, que sorprenden agradablemente al lector y facilitan enormemente la comprensión del texto. Todo ello convierte el libro en una obra de referencia "multiusuario", de interés no sólo para edafólogos sino también para estudiantes universitarios, investigadores de zonas de montaña, naturalistas, maestros y profesores de ciencias naturales y sociales, agentes de extensión forestal y agrícola, y en general para personas interesadas en el medio rural de alta montaña.

Rosa M. Poch Claret

Profesora Titular de Edafología y Química Agrícola, Universitat de Lleida
Lleida, noviembre de 1999

IN MEMORIAN

January 27, 1999 passed out Stanislaw Kowalinski, professor emeritus of the Agricultural University of Wroclaw, Poland. He was born in 1920 in Katarzynopole, Poland. After graduation from the University and Polytechnic of Wroclaw with MSc in agriculture in 1948, he started scientific work in the Department of Soil Science. He obtained PhD degree in 1951, DSc degree in 1961 and reached position of full professor in 1962. For many years he was a head of the Department of Soil Science at the Agricultural University of Wroclaw, and the Institute of Soil Science at the Agricultural University of Warsaw (1979 till 1981).

He recognised the importance of fundamental knowledge in soil science and organised modern and well equipped laboratories of soil micromorphology, organic matter analysis and soil mineralogy. The research works carried out in these laboratories laid the fundaments for the schools of soil micro-



morphology and submicromorphology, soil humus and clay minerals, widely known in Poland and abroad. Over his long scientific activity, he authored more than 200 publications, including 9 books. His research interests covered a wide spectrum of topics: soil cartography, genesis and classification, soil physical and physicochemical properties, micro- and submicromorphological characteristics of soil, soil organic matter and the dynamics of soil processes in particular as affected by anthropogenic factors. Professor Kowalinski was one of the firsts in Poland who begin to organise and establish the Databank on Soil Environment. He was really enthusiastic on soil micromorphology and submicromorphology, which he initiated in Poland, and his scientific outputs in this area is well known and widely esteemed.

Professor had significant achievements in development and promotion of academic staff and he was an esteemed and admired academic teacher. His great erudition and pedagogical talent made his lectures very popular and willingly attended by students.

Simultaneously to his teaching and research activity, professor Kowalinski performed several administrative duties. He was a vice dean and dean of the Faculty of Agriculture and a vice-rector of the Agricultural University of Wroclaw.

He was a member of numerous national and international scientific societies, committees of Polish Academy of Science, scientific boards and editorial boards of journals and publishers. He was especially active in the International Working Group on Soil Micromorphology of the International Soil Science Society.

Professor Kowalinski had many friends in Spain and in another countries, and he will be remembered as a person of a great hearth, spirit and intellect, fully devoted to the science. He will be greatly missed by his former colleagues, friends and followers.

Instrucciones a los autores para la presentación de manuscritos

La Revista de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo publica trabajos originales, revisión de artículos y notas cortas relacionadas con cualquiera de las diferentes Secciones de la Ciencia del Suelo.

Los manuscritos deberán estar escritos en español o en inglés.

De cada manuscritos (texto y figuras) se enviarán **Original y Dos Copias** a la Dirección del Editor Principal. Las dos copias serán revisadas por especialistas elegidos por el Comité Editorial, y sólo se publicarán los manuscritos que hayan sido informados favorablemente. Tras la aceptación definitiva se solicitará a los autores una copia en disquete 3^{1/4}

Cada manuscrito deberá estar preparado según las siguientes normas. Si no se cumplen le será devuelto a los autores.

I. Trabajos originales y revisión de artículos

1. Estructura y objeto del trabajo
2. Título
3. Título abreviado
4. Nombre(s) de autor(es) y nombre(s) y dirección(es) de las(s) institución(s)
5. Resumen-Abstract
6. Palabras Clave-Key Words
7. Texto
8. Referencias
9. Tablas
10. Figuras
11. Leyenda de tablas y leyenda de figuras

1. Estructura y objeto del trabajo

El plan indica el orden de los diferentes apartados del manuscrito. No será publicado

2. Título

Deberá ser conciso, preciso y con palabras que reflejen el contenido del trabajo

3. Título abreviado

No contendrá más de 60 caracteres, con objeto de poderlo imprimir en la parte superior de cada página impar de la revista

4. Nombre(s) de autor(es)

Deberá incluirse las iniciales del nombre y los apellidos de cada autor, así como la dirección(es) completa(s) del Centro de trabajo de cada uno. Cualquier correspondencia se dirigirá al primer autor si no existen indicaciones en contra.

5. Resumen-Abstract

Ambos deberán presentar los resultados principales del trabajo, con datos cuantitativos. Extensión máxima de 150 palabras.

6. Palabras Clave-Key Words

A continuación del Resumen y del Abstract se añadirán ocho palabras como máximo, que caractericen el contenido del trabajo.

7. Texto

Deberá ser claro y conciso. Como norma general, los trabajos no deben exceder 10 páginas mecanografiadas a doble espacio en tamaño DIN A4 con letra Courier 10, incluyendo, resúmenes, referencias, tablas y figuras.

Las referencias en el texto deberán aparecer como sigue: (Roquero, 1984; Guerra y Benayas, 1984).

o:

según Roquero (1984); y Guerra y Benayas (1984)

o, si son más de dos autores:

(Velasco et al., 1988)

Si en la lista de referencias hay varias para un mismo autor con el mismo año de publicación, deberán distinguirse entre sí añadiéndole un letra, tal como se indica:

(Fernández 1987a; Brindley y Robison, 1947a y b)

Las figuras (independientemente de que sean gráficos o fotos) y las tablas se numerarán separadamente, usando números arábigos, así: (Fig. 3) (Tabla 2)

8. Referencias

Las referencias deberán presentarse en un listado final ordenado alfabéticamente, tal como sigue:

Referencias:

- Bliss, N.W. y MacLean, S.H. (1975): The paragenesis of zoned chromite from central Manitoba. *Geochim. Cosmochim. Acta* 39, 973-990.
- Frenzel, G., Ottermann, J., Kurtze, W. (1973): Über Cu-haltigen Bleinglanz und Pb-haltigen Covellin von Boarezzo (Varese) und Sulfidparagenese. *Schweizer Mineral. Petrog. Mitt.* 53, 217-229.
- Guinier, A. (1956): *Théorie et technique de la radiocristallographie*. Dunod de., Paris, 736 p.
- Mc Laren, A.C. (1974): Transmission electron microscopy of the feldspars in <<the Feldspars>>, W.S. MacKenzie and J. Zussman, de. Manchester University Press, 379-423.
- Spry, P.G. (1978): The geochemistry of garrnet-rich lithologies associated with the Broken Hill Orebody, N.S.W., Australia, M.S. thesis, Univ. Adelaide, Adelaide, Australia.
- ____; Scott, S.D. (1986a): The stability of zincian spinels insulfide systems and their potential as exploration guides for metamorphosed massive sulfide deposits. *Econ. geol.* 81, 1446-1463.

9. Tablas

Todas las tablas se reproducirán reduciendo un 50% y por tanto deberán estar escritas con especial cuidado y nitidez.

Se sugiere un espaciado de uno y medio y un número limitado de líneas horizontales o verticales.

La anchura de las tablas será de 13,5 cm (para reducir a una columna) o de 28 cm (para reducir a dos columnas).

10. Figuras

El tamaño máximo de los originales será de 21x29,7 cm. En ellos deberá figurar, escrito a lápiz en la parte posterior, el nombre del autor y el número de orden.

Dibujos y gráficos han de ser originales, preferiblemente delineados sobre papel blanco o vegetal, con grosor de líneas y tamaño de letras adecuados para ser legibles una vez reducidos; así, en una figura de 13,5 cm de ancho (para reducir a una columna) las letras deberán ser de 5 mm.

Fotografías: 4 como máximo, preferiblemente como diapositiva. Deberán tener un buen contraste y la escala irá incluida en cada una de ellas. Si las fotos están agrupadas en una lámina, se enviará también un duplicado de las fotos separadas.

11. Leyendas

Todas las figuras y tablas llevarán una leyenda suficientemente explicativa. Dichas leyendas se escribirán en una hoja aparte.

II. Notas cortas

La revista de la Sociedad Española de Ciencia del Suelo podrá publicar también los resultados más importantes de un trabajo en forma condensada; la totalidad de los resultados podrán ser presentados posteriormente en un trabajo más extenso.

Los artículos para su publicación pueden ser enviados al editor principal: Felipe Macías, a la siguiente dirección: Dpto. de Edafología. e Química Agrícola, Facultad de Biología, Campus Sur, 17706-Santiago de Compostela.

Los manuscritos originales y las ilustraciones se destruirán dos meses después de su publicación.

Advertencia: Los autores serán responsables de las faltas ortográficas y gramaticales de sus artículos.

