

Efecto de la incorporación de ceniza de madera sobre la concentración de elementos pesados unidos a las sustancias húmicas del suelo

Carmen Rivero^{1*}, Tait Chirenje² y Lena Ma³

¹Instituto de Edafología, Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela. Maracay, Apdo. 4579. Aragua. Venezuela

²Natural Sciences and Mathematics, Stockton College, P.O. Box 195, NJ 08240-0195, USA

³Soil and Water Science Department, University of Florida, Gainesville, FL 32611-0290, USA

RESUMEN

En las áreas agrícolas cercanas a plantas de procesamiento de madera es habitual disponer las cenizas en los suelos, en una práctica poco valorada desde el punto de vista de su impacto ambiental, por lo que se realizó un experimento con el objetivo de evaluar el efecto de la aplicación de ceniza de madera sobre la cantidad de metales pesados (Zn, Ni, Cr, Cu y Pb) ligados a los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) de la materia orgánica del suelo (MOS). Se empleó un suelo arenoso fino de reacción ácida, clasificado como Typic Quartzipsamment y cuatro tratamientos: Suelo superficial sin uso de cenizas, suelo superficial + 900 Mg/ha de ceniza, suelo subsuperficial sin uso de ceniza y suelo subsuperficial + 900 Mg/ha de ceniza. Se extrajeron los AH y AF y se determinaron los elementos referidos por absorción atómica. La adición de cenizas provocó descensos iniciales ($p < 0,05$) para el Zn y Ni en AH, sin un comportamiento consistente para Cr, Cu y Pb. En el caso de los AF, se observaron incrementos en los bloques superficiales para el Zn, mientras el Ni manifestó un descenso inicial ($p < 0,05$) en los bloques superficiales seguido de un incremento ($p < 0,05$) a los 4 meses y posterior retorno a valores por debajo del suelo no tratado con cenizas. Para el Cr, se produjo un incremento ($p < 0,05$) en suelo subsuperficial y un descenso progresivo ($p < 0,05$) de los bloques de suelos superficiales no tratados y tratados con ceniza. Para el Cu los mayores incrementos se produjeron en los tratamientos donde se empleó el bloque superficial. En cuanto al Pb, hubo un descenso sostenido de las cantidades unidas a los AF. El efecto de la aplicación de las cenizas fue diferente de acuerdo a la molécula orgánica evaluada y el elemento considerado, con un comportamiento que parece estar asociado a la movilidad de los complejos formados entre los elementos y la MOS, y a su estabilidad desde el punto de vista químico.

Palabras clave: materia orgánica, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, metales pesados.

Effect of wood ash incorporation on heavy metals linked to soil humic substances

ABSTRACT

In soils close to wood processing factories is a common practice to disposed the ashes, without evaluation of environmental impact. An experiment was carried out to evaluate the effect of applying wood ash on the amount of heavy metals (Zn, Ni, Cr, Cu, and Pb) associated with humic (HA) and fulvic (AF) acids of soil organic matter (SOM). It was used a fine acid sandy soil, classified as Typic Quartzipsamment and four treatments: surface without use of ash, surface + 900 Mg/ha ash, subsuperficial soil without use of ash, and subsuperficial soil + 900 Mg/ha ash. The humic and fulvic

*Autor de correspondencia: Carmen Rivero

E-mail: crivert@ewinet.net

Recibido: 16 febrero, 2009

Aceptado: 03 julio, 2009

acids were extracted and the elements were determined by atomic absorption. For the humic acid, the results showed a significant effect of the ashes incorporation that resulted in initial declines ($p < 0.05$) for Ni and Zn in HA and there was no consistent response to Cr, Cu and Pb. In the case of AF were observed on all the elements evaluated, increments ($p < 0.05$) in the surface blocks for Zn, while for Ni an initial decrease in the surface blocks followed by a increment ($p < 0.05$) at 4 months and a return to the values below the soil without treatment. For Cr there was a significant increment in the subsurface soil and a progressive decrease ($p < 0.05$) of the blocks for untreated surface and treated soils ($p < 0.05$). For Cu the largest increment occurred in treatments that used the surface horizon. In the Pb case, there was a sustained decline in the quantities linked to the AF. The effect of the incorporation of ashes was different according to the organic molecule evaluated and considered element. The behavior appears to be associated with the mobility of complexes formed between elements and the SOM and its chemical stability.

Key words: organic matter, humic acid, fulvic acid, heavy metals.

INTRODUCCIÓN

Las sustancias húmicas influyen notablemente en el transporte, biodisponibilidad y biotoxicidad de los metales pesados en los ecosistemas naturales. De hecho, se ha indicado que la materia orgánica del suelo (MOS) tiene una capacidad para adsorber metales pesados que excede entre seis y trece veces la de la fracción mineral (Lair *et al.*, 2007). La MOS por su carácter polielectrolítico y polifuncional tiene elevada capacidad para formar complejos con los metales traza, y por lo tanto, es en buena medida responsable de la distribución y movimiento de estos elementos en el ambiente (Spark *et al.*, 1997; Jeong *et al.*, 2007). Por otra parte, el pH de suelo por su efecto sobre la solubilidad de los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) incide sobre la presencia en solución del suelo de los complejos formados (Sparks, 2003). La interacción entre metales pesados y MOS ha permitido explicar en parte la distribución de metales pesados en el perfil del suelo y su posible disponibilidad para los cultivos (Gerritse y Van Driel, 1984; Lo *et al.*, 1992; Sparks, 2003), además de su posible difusión y movilidad en los distintos sistemas naturales (Van Herwijnen *et al.*, 2007; Furukawa y Takahashi, 2008).

Los grupos funcionales ácidos, carboxílicos y fenólicos de las sustancias húmicas actúan como bases de Lewis y proporcionan sitios de enlace que son responsables, en gran medida, de la concentración de estos elementos asociados a la MOS. Al respecto, se ha señalado que elementos como el Cu y el Ni se mantienen por largo tiempo en el horizonte superficial del suelo a consecuencia de su fuerte asociación a la MOS (Alva *et al.*, 2000, Zhou *et al.*, 2005). Por otra parte, la fracción de mayor solubilidad de la MOS facilita la movilización de los metales, por formación de complejos órgano-metálicos solubles (Bolton y Evans 1991; Temminghoff *et al.*, 1997; Toribio y Romanyá, 2006).

En trabajos previos se estudió la movilidad de algunos elementos traza (Chirenje y Ma, 1999; Chirenje *et al.*, 2002; Chirenje y Ma, 2002) por efecto de la incorporación de ceniza de madera, destacándose que aun cuando esta ceniza posee un alto contenido de materia orgánica (25%), el uso de NaOH en el procesamiento de la madera da a la ceniza un pH y una salinidad extremadamente elevados, características que eventualmente modificarían el pH, la fuerza iónica de la solución y su materia orgánica, lo que afectaría los procesos de intercambio catiónico y la dinámica del agua en el suelo. El objetivo del presente estudio fue evaluar si la aplicación de ceniza de madera tiene influencia sobre la cantidad de metales pesados ligados a los AH y AF de la MOS, en bloques superficiales y subsuperficiales de un suelo arenoso, considerando ambos bloques debido al impacto diferencial de las características texturales del suelo sobre los procesos de movilización o permanencia de estos elementos en la zona de desarrollo radicular de las plantas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo empleado en este estudio fue arenoso fino de reacción ácida, clasificado como Typic Quartzipsamment (localizado en Hawthorne, Florida), el cual posee un horizonte de acumulación de materia orgánica, hierro y aluminio movilizados por lixiviación a aproximadamente 2 m y pH relativamente bajo (5,6). La ceniza de madera utilizada fue generada en una planta de procesamiento de madera ubicada en la misma localidad. Algunas propiedades físicas, químicas y mineralógicas de suelo y cenizas son mostradas en el Cuadro 1.

Se empleó un diseño de bloques al azar, con un lote de suelo superficial y uno subsuperficial de 0,2 ha cada uno, removiendo en el último caso los primeros 50 cm del suelo. En ambos lotes, la ceniza de madera se incorporó y se mezcló en el suelo con la ayuda de una rastra de disco, a un máximo de 45 cm de profundidad en los bloques superficiales, mientras en los bloques subsuperficiales en

Cuadro 1. Características del suelo (horizonte A) y cenizas evaluadas

Variable ¹	Suelo	Ceniza
pH	5,6	11,4
CE (dS/m)	2,0	78,0
MOS (%)	>1	25,0
Arena (%)	94,9	48,1
Limo (%)	1,90	34,0
Arcilla (%)	3,2	17,9
Zn (mg/kg)	0,7	0,7
Ni (mg/kg)	5,0	10,0
Cr (mg/kg)	4,0	2,0
Cu (mg/kg)	1,0	1,0
Pb (mg/kg)	1,3	1,3

¹CE: Conductividad eléctrica, MOS: Materia orgánica del suelo.

Fuente: Chirenje *et al.* (2002)

primer término se eliminaron los primeros 50 cm de suelo, y luego se incorporó la ceniza hasta una profundidad de 47 cm. A partir de lo anterior, y considerando una dosis de ceniza aplicada en función al esquema de disposición de dicho material por parte de la planta de procesamiento de madera, se generaron los siguientes tratamientos: Suelo superficial sin uso de cenizas (SSC) o con adición de 900 Mg/ha de ceniza (S9C), y suelo subsuperficial sin uso de ceniza (SSSC) o con adición de 900 Mg/ha de ceniza (SS9C).

Cada tratamiento contó con cuatro repeticiones. El ensayo fue monitoreado durante dos años, realizando para ello cuatro muestreos (1, 4, 12 y 24 meses), lo que significó un total de 16 muestras por tratamiento y 64 muestras totales para el periodo en evaluación. La MOS de cada muestra fue procesada de acuerdo a lo descrito por Rivero *et al.* (1998), para lo cual se extrajo la MOS con una mezcla 1:1 NaOH-Na₂P₂O₇ 0,1M y se empleó una relación suelo extractante 1:10. Posteriormente se separaron los AH y AF por acidificación del extracto a pH cercano a 2. Adicionalmente, se obtuvo la relación E₄/E₆ para los AH y AF, por medición de la absorbancia de una solución de uno u otro tipo de ácido en bicarbonato de sodio a pH 8,2. La concentración de Zn, Ni, Cr, Cu y Pb en las fracciones de AH y AF fue determinada con el uso de un espectrofotómetro de absorción atómica (marca Perkin Elmer, modelo SIMAA 6000 GFAAS). Se aplicó un análisis de varianza y una prueba de medias (mínima diferencia significativa) para evaluar la diferencia entre tratamientos a un nivel de confianza de p<0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La evaluación de la mineralogía del suelo indicó que su fracción inorgánica es muy poco reactiva, por cuanto posee menos de 1% de caolinita y porcentaje superior al 10% de cuarzo (Chirenje y Ma, 1999), por lo que se prevé un papel muy importante de la MOS en la retención de elementos pesados. En tal sentido, y considerando suelos de características similares, Zhang *et al.* (2003) indicaron que una mayor proporción de partículas con tamaños en el rango de la arena disminuyen la cantidad de metales pesados unidos a los mismos.

Los valores obtenidos para la relación E₄/E₆ (4,86 y 3,53 para AH y AF, respectivamente) permitieron obtener un índice de las características químicas de los AH y AF del suelo estudiado. Estos valores son característicos de moléculas orgánicas con un alto grado de polimerización de sus cadenas alifáticas; es decir, que en ambos casos se tendrían moléculas que tenderían a ser similares, al menos en lo que a su tamaño se refiere (Chen *et al.*, 1977; Trubetskoj *et al.*, 1999).

La concentración de metales en los AH es mostrada en el Cuadro 2. Para el Zn y el Ni, la aplicación de ceniza causó un descenso en la concentración de metal-AH en el primer muestreo a valores que luego se mantuvieron durante todo el ensayo para ambos horizontes evaluados. Esto estaría en contradicción con lo señalado por Alva *et al.* (2000) acerca de una unión preferencial de estos elementos a la fracción húmica.

El descenso inicial para en el caso del Ni continuó sólo en los bloques superficiales; en el caso de los bloques subsuperficiales se retornó a valores prácticamente iguales a los que se tenían inicialmente luego de dos años de evaluación. En este sentido, Chirenje *et al.* (2002) indican una alta capacidad de este suelo para sorber el Ni, lo que podría tener su explicación en la retención preferencial de Ni por la fracción húmica (Zhou *et al.*, 2005).

Para Cr, Cu y Pb no hubo consistencia en la respuesta; no obstante es posible indicar efectos positivos, es decir un incremento de la concentración del metal causado por el tratamiento en el tiempo. En el caso del Cu se observó un incremento en los bloques subsuperficiales hacia el final de la evaluación, lo cual se vincula a la gran estabilidad atribuida a los complejos Cu-AH (Pandey *et al.*, 2000). Por otra parte, para el Cr se hace notorio el incremento del elemento unido a los AH en los bloques subsuperficiales, lo cual parece estar vinculado a la diferente movilidad química de los elementos estudiados.

Cuadro 2. Concentración (mg/kg) de metales pesados ligados a los ácidos húmicos de la materia orgánica del suelo.

Metal	Tiempo (mes)	Tratamiento ¹			
		SSC	S9C	SSSC	SS9C
Zinc	1	181,3a	100,9b	72,7c	80,1c
	4	162,4a	90,4b	81,1b	80,8b
	12	103,0a	70,1b	79,1b	88,1b
	24	89,6a	92,3a	90,2a	79,3b
Níquel	1	52,3a	19,5b	11,3c	20,9b
	4	82,3a	19,7b	21,4b	21,4b
	12	29,4a	9,7b	11,8b	9,4b
	24	30,9a	9,6b	9,8b	31,3a
Cromo	1	59,5a	20,3c	51,1b	50,0b
	4	68,1b	11,5c	62,9b	102,3a
	12	22,2c	9,9d	38,9b	61,3a
	24	29,3c	21,1c	83,9b	122,2a
Cobre	1	110,5b	109,9b	123,1a	110,3b
	4	110,5b	110,3b	130,3a	110,5b
	12	69,9c	71,1c	130,9a	112,4b
	24	90,7b	91,4b	161,7a	149,6a
Plomo	1	142,4a	59,2c	108,1b	89,5b
	4	160,1b	39,3d	92,2c	291,2a
	12	29,1b	30,4b	41,1b	72,9a
	24	348,9a	20,9d	81,3c	159,7b

¹ Tratamientos: SSC: suelo superficial, sin uso de cenizas; S9C: suelo superficial + 900 Mg/ha de ceniza; SSSC: suelo subsuperficial, sin uso de ceniza y SS9C: suelo subsuperficial + 900 Mg/ha de ceniza.

^{a,b,c,d} Medias con superíndice diferentes en una misma fila indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

La explicación a este comportamiento sería atribuida a la formación de órgano-complejos para Cr, Cu y Pb, razón por la cual se obtuvo una mayor concentración de cada uno de estos elementos en los AH, especialmente, en los bloques subsuperficiales. La mayor concentración de Pb en las muestras subsuperficiales durante los primeros meses de la evaluación se vincula al efecto de la adición de la ceniza de madera sobre una posible desorción del elemento debido al contenido de materia orgánica de ésta (Strawn y Sparks, 2000).

Ello es coincidente con lo planteado por McBride (1995) acerca del enlace de los metales pesados con la MOS por intervención de los grupos carboxílicos y fenólicos de ésta. Cabe destacar que esta retención en la fracción húmica podría estar favorecida por el incremento de pH que ocasiona la aplicación de la ceniza, y en este caso, se estarían generando cargas por la disociación de grupos funcionales de las moléculas orgánicas. En otras investigaciones (Harter

y Naidu, 2001; Cruz-Guzmán *et al.*, 2003) se ha indicado la ocurrencia de este tipo de comportamiento para la interacción MOS-metales pesados.

Respecto a la cantidad de metales unidos a los AF, también se observó que el efecto producido por la adición de la ceniza dependió del elemento y del tiempo (Cuadro 3). En el Zn se produjo un incremento significativo ($p < 0,05$) del elemento unido a AF, en los bloques superficiales. En el caso del Ni, no hubo un efecto consistente ya que en los bloques superficiales se produjo un descenso inicial al primer mes, seguido de un incremento significativo a los 4 meses, para regresar a los 12 y 24 meses a valores por debajo del suelo no tratado.

En el Cr se produjo un incremento ($p < 0,05$) en el caso del suelo subsuperficial tratado con cenizas, y un descenso progresivo ($p < 0,05$) en los bloques de suelos superficiales no tratados y tratados con ceniza, siendo en este último el descenso ligeramente mayor. Por el contrario para Cu, los mayores incrementos se produjeron en los

Cuadro 3. Concentración (mg/kg) de metales pesados ligados a los ácidos fúlvicos de la materia orgánica del suelo.

Metal	Tiempo (mes)	Tratamiento ¹			
		SSC	S9C	SSSC	SS9C
Zinc	1	80,3b	119,9a	89,8b	91,0b
	4	90,1b	222,1a	83,2b	101,1b
	12	79,0c	139,0a	102,0b	69,1c
	24	69,0c	140,2a	111,1b	100,9b
Níquel	1	52,0a	10,9d	21,1c	29,9b
	4	21,0c	61,3a	20,5c	32,0b
	12	21,3a	10,0b	21,4a	19,3a
	24	39,2a	19,0b	21,4b	40,6a
Cromo	1	41,6a	21,0b	49,4a	51,3a
	4	43,0c	19,3d	63,0b	113,1a
	12	22,1bc	9,8c	31,1b	41,0a
	24	19,0c	11,3c	62,0b	112,3a
Cobre	1	31,1b	49,3a	49,8a	29,0b
	4	31,0c	81,1a	49,0b	28,8c
	12	41,0	39,0	41,1	39,9
	24	51,4b	71,8a	49,6b	49,0b
Plomo	1	61,1a	49,9a	19,8b	19,0b
	4	42,0a	49,0a	21,0b	20,0b
	12	21,4	12,0	12,0	11,9
	24	369,0a	21,0b	11,0b	29,0b

¹ Tratamientos: SSC: suelo superficial, sin uso de cenizas; S9C: suelo superficial + 900 Mg/ha de ceniza; SSSC: suelo subsuperficial, sin uso de ceniza y SS9C: suelo subsuperficial + 900 Mg/ha de ceniza. ^{a,b,c,d} Medias con superíndices diferentes en una misma fila indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

tratamientos donde se empleó el horizonte superficial, posiblemente a consecuencia de la mayor estabilidad que presentan los complejos de cobre con la MOS.

En cuanto al Pb hubo un descenso sostenido de las cantidades unidas a los AF, lo que indicaría que el tratamiento indujo un desplazamiento del elemento hacia formas inorgánicas.

La inconsistencia de valores observada en el caso de los AF se atribuiría a la mayor movilidad de los complejos metal-AF, por cuanto esto permite su desplazamiento hacia capas de suelo no evaluadas, especialmente en un suelo arenoso como el considerado. Por otra parte, se ha señalado que el enlace de metal-AF presenta menores constantes de estabilidad que el enlace metal-AH, aun cuando depende del metal considerado (Gondar *et al.*, 2006). Esto podría eventualmente constituir un riesgo de movilización hacia mayores profundidades en el perfil, lo que debería ser evaluado por cuanto el nivel de impacto dependerá de las condiciones fisicoquímicas de las capas más profundas.

En general, los resultados para los elementos muestran importantes cantidades de éstos asociados a los AH y AF, a pesar de la aplicación de álcalis y ácidos que la extracción de la materia orgánica requiere, lo cual contrasta con los resultados mostrados por Dupuy y Douay (2001), quienes indican que este tratamiento provoca una ruptura de los complejos órgano-metálicos.

CONCLUSIONES

El efecto de la aplicación de las cenizas fue diferente de acuerdo a la molécula orgánica evaluada y el elemento considerado. En los AH se indujo un descenso en la concentración, el cual fue claro y significativo en los casos de Zn y Ni, aunque no consistente para Cr, Cu y Pb. En los AF se observó básicamente un incremento de las concentraciones de los elementos, especialmente en el suelo subsuperficial, que parece estar asociado a la movilidad de los complejos formados entre los distintos elementos y la MOS, y a su estabilidad en el tiempo desde el punto de vista químico. Este comportamiento es deseable desde el punto de vista del crecimiento de las plantas por cuanto disminuiría las concentraciones de tales elementos en la zona de absorción de nutrientes, no obstante deja la interrogante de su bondad desde el punto de vista ambiental.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Universidad de Florida (USA) y al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad Central de

Venezuela por el soporte para la ejecución de esta investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alva, A.K.; B. Huang; S. Paramasivam. 2000. Soil pH affects copper fractionation and phytotoxicity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 955-962.
- Bolton, K.A.; L.J. Evans. 1991. Elemental composition and speciation of some landfill leachates with particular reference to cadmium. *Water Air Soil Pollut.* 60: 43-53.
- Cruz-Guzmán, M.; R. Celis; M.C. Hermosín; P. Leone; M. Négre; J. Cornejo. 2003. Sorption-desorption of lead (II) and mercury (II) by model associations of soil colloids. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1378-1387.
- Chen, Y.; N. Senesi; M. Schnitzer. 1977. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 352-358.
- Chirenje, T.; L.Q. Ma. 1999. Effects of acidification on trace metal mobility in a papermill ash amended soil. *J. Environ. Qual.* 28: 760-766.
- Chirenje, T.; L.Q. Ma. 2002. Leachability of Cu and Ni in wood ash-amended soil as impacted by humic and fulvic acid. *Geoderma* 108: 31-47.
- Chirenje, T.; C. Rivero; L.Q. Ma. 2002. Leaching of As and Cr in wood-ash-amended soil columns. *Soil Sediment Contam.* 11:359-375.
- Dupuy, N.; F. Douay. 2001. Infrared and chemometrics study of the interaction between heavy metals and organic matter in soils. *Spectrochim. Acta* 57: 1037-1047.
- Furukawa, K.; Y. Takahashi. 2008. Effect of complexation with humic substances on diffusion of metal ions in water. *Chemosphere* 73: 1272-1278.
- Gerritse, R.G.; W. Van Driel. 1984. The relationship between adsorption, organic matter and pH in temperate soils. *J. Environ. Qual.* 13:197-203.
- Gondar, D.R.; R. López; S. Fiol; J.M. Antelo; F. Arce. 2006. Cadmium, lead, and copper binding to humic acid and fulvic acid extracted from an ombrotrophic peat bog. *Geoderma* 135: 196-203.
- Harter, R.D.; R. Naidu. 2001. An assessment of environmental and solution parameter impact on trace-metal sorption by soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 597-612.
- Jeong, Ch.; S.D. Young; S.J. Marshall. 2007. Competitive adsorption of heavy metals in humic substances by a simple ligand model. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71:515-528.
- Lair, G.; M. Gerzabek; G. Haberhauer. 2007. Sorption of heavy metals on organic and inorganic soil constituents. *Environ. Chem. Letters* 5: 23-27.

- Lo, K.S.L.; W.F. Yang; Y.C. Lin. 1992. Effects of organic matter on the specific adsorption of heavy metals by soil. *Toxicol. Environ. Chem.* 34:139-153.
- McBride, M. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective. *J. Environ. Qual.* 24: 5-18.
- Pandey, A.K.; S.D. Pandey; V. Misra. 2000. Stability constants of metal-humic acid complexes and its role in environmental detoxification. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 47: 195-200.
- Rivero, C.; N. Senesi; J. Paolini; V. D'Orazio. 1998. Characteristics of humic acids of some Venezuelan soils. *Geoderma* 81: 227-239.
- Spark, K.M.; J.D. Wells; B.B. Johnson. 1997. The interaction of a humic acid with heavy metals. *Australian J. Soil Res.* 35: 89-102.
- Sparks, D.L. 2003. *Environmental Soil Chemistry*. 2nd ed. Academic Press. San Diego. EUA.
- Strawn, D.G.; D.L. Sparks. 2000. Effects of soil organic matter on the kinetics and mechanisms of Pb (II) sorption and desorption in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 144-156.
- Temminghoff, E.J.M.; S.E.A. Van der Zee; F.A.M. de Haan. 1997. Copper mobility in a copper-contaminated sandy soil as affected by pH and solid and dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 31: 1109-1115.
- Toribio, M.; J. Romanyá. 2006. Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. *Sci. Total Environ.* 363:11-21.
- Trubetskoj, O.; O. Trubetskaya; O. Reznikova; G. Afanas'eva. 1999. Weight and optical differences between soil humic acids fractions obtained by coupling SEC-PAGE. *Geoderma* 93: 277-287.
- Van Herwijnen, R.; T. Laverye; J. Poole; M.E. Hodson; T.R. Hutchings. 2007. The effect of organic materials on the mobility and toxicity of metals in contaminated soils. *Appl. Geochem.* 22: 2422-2434.
- Zhang, M.K.; Z.L. He; D.V. Calvert; P.J. Stoffella; Y.C. Li. 2003. Phosphorus and heavy metal attachment and release in sandy soil aggregate fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1158-1167.
- Zhou, P.; H. Yan; B. Gu. 2005. Competitive complexation of metal ions with humic substances. *Chemosphere* 58:1327-1337.