

## CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR OXIDACIÓN DE LODOS PIRÍTICOS

I. García, M. Simón, C. Dorronsoro, J. Aguilar, F. Martín e I. Ortiz  
Dpto. Edafología y Química Agrícola, Fac. de Ciencias, Univ. de Granada.

**Resumen.** Analizamos el comportamiento de 13 horizontes de suelos con diferentes propiedades, frente a una solución contaminante obtenida de la oxidación de lodos piríticos del vertido de Aznalcóllar. Los elementos contaminantes estudiados fueron Fe, Cu, Zn, As, Pb, Tl y Cd. El  $\text{CaCO}_3$ , fue el parámetro que fundamentalmente controló la precipitación de estos elementos contaminantes, excepto del Tl. En los horizontes no carbonatados, la precipitación del Fe, regulada por la capacidad de intercambio catiónico, fue la que controló la fijación del Cu, As y, parcialmente, Tl. El contenido en arcilla reguló la retención de Zn, Pb y Tl; en el caso del Pb conjuntamente con el pH y en el caso del Tl con el Fe.

### INTRODUCCION

En condiciones naturales, la concentración de determinados elementos en el suelo es relativamente baja, pero determinadas actuaciones antrópicas como fertilización excesiva, aplicación de lodos residuales, emisiones atmosféricas o accidentes mineros, pueden elevarla por encima de los niveles tóxicos. En este caso, el suelo realiza una serie de procesos de filtración, neutralización, adsorción y precipitación, entre otros, que actúan como inactivadores de la toxicidad potencial de estos elementos, impidiendo que pasen a sistemas más sensibles como el agua o el aire.

Los procesos principales asociados a la retención y movilidad de los elementos en suelos (Ross, 1994) son: a) alteración del material original; b) disolución y solubilización de minerales y complejos, acompañados por precipitación y co-precipitación de especies insolubles inorgánicas tales como carbonatos y sulfuros; c) absorción por las raíces de las plantas e inmovilización por organismos del suelo; d) procesos de intercambio de iones en la arcilla y la materia orgánica; e) quimisorción

específica y adsorción/desorción sobre óxidos e hidróxidos de Fe, Al y Mn; e) quelación y complejación por diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo y f) lavado y movilidad de iones y quelatos orgánicos solubles.

El contenido en materia orgánica, arcilla, carbonatos y óxidos e hidróxidos de Fe, a través de la regulación de las propiedades físicas (textura, estructura, permeabilidad y aireación) y físico-químicas (capacidad de intercambio iónico, pH y potencial redox) del suelo, son los principales componentes edáficos que controlan dichos procesos (Stigliani et al., 1993).

Nuestro objetivo es estudiar el comportamiento de horizontes de suelos con propiedades diferentes, frente a una solución contaminante procedente de la oxidación de lodos piríticos, a fin de avanzar en el conocimiento de los mecanismos de inmovilización de los contaminantes, única vía para establecer mecanismos efectivos de lucha contra la degradación del medio natural.

## **MATERIAL Y METODOS**

La solución contaminante se obtuvo poniendo en contacto 10 gramos de lodo, procedente del vertido de Aznalcóllar, con  $1000 \text{ cm}^{-3}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  al 15% durante 3 días (Urritia et al., 1992). Las muestras de suelo estudiadas se corresponden con los diferentes horizontes de un Luvisol Crómico-Cutánico (horizontes LL-A1, LL-A2, LL-E, LL-EB, LL-Bt1, LL-Bt2 y LL-C), de un Luvisol Cálcico-Crómico (horizontes SM-Bt, SM-Ck1 y SM-Ck2) y de un Arenosol (horizonte AR-C). Así mismo, con objeto de obtener muestras que variasen únicamente en el contenido en materia orgánica, llevamos a cabo la oxidación parcial con  $\text{H}_2\text{O}_2$  de los horizontes LL-A1 y LL-A2, obteniendo las muestras LL-A3 y LL-A4 respectivamente. Los métodos analíticos utilizados en el estudio de estos horizontes fueron: carbono orgánico, método de Tyurin (1951); carbonatos, método de Barahona et al. (1984); textura, método de la Pipeta de Robinson (Soil Conservation Service, 1972); capacidad de cambio, determinada con acetato sódico (1N, pH=8.2); óxidos de hierro libre, método de Holmgren (1967); pH, medido en una suspensión suelo:agua (1:2.5).

A 2.5 g de suelo de cada horizonte, una vez secado al aire y tamizado con una luz de malla de 2 mm, se les adicionaron 25 ml de la solución contaminante, agitando la suspensión durante 72 horas (Alonso et al., 1997). Posteriormente, las suspensiones fueron centrifugadas a 3000 rpm durante 10 minutos, recogiendo el sobrenadante. La relación suelo:solución contaminante de 1:10 se eligió para intentar reproducir experimentalmente la contaminación producida en Aznalcóllar que, en los primeros 10 cm del suelo, llegó a ser de 100 g de lodo por kg de suelo (Simón et al. (1999). Tanto en la solución contaminante como en los sobrenadantes después de reaccionar con el suelo,

se determinaron: Fe por absorción atómica, y Zn, Pb, Tl, As, Cd y Cu mediante ICP-MS en un espectrómetro PE SCIEX ELAN-5000A. Por diferencia entre la concentración de los elementos en la solución contaminante y en los diferentes sobrenadantes, se obtuvo la cantidad precipitada.

## RESULTADOS Y DISCUSION

### *Características de los horizontes estudiados*

Todos están saturados o próximos a la saturación ([Tabla 1](#)) y, a excepción de aquellos en los que se destruyó parcialmente la materia orgánica con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, son básicos (pH>7). El resto de las propiedades difieren considerablemente de un horizonte a otro. El contenido en arcilla es particularmente alto en los horizontes Bt y muy bajo en los horizontes E y C; mientras que el contenido en materia orgánica supera el 4% en los hor. LL-A1 y LL-A2, está entre 1.5 y 3% en los hor. LL-A3, LL-A4, LL-E y LL-EB, y es inferior al 1% en los demás horizontes. El Fed está relacionado con la arcilla por la ecuación:

$$\text{Fed}(\%) = -1.32 + 1.14 \log \text{arcilla}(\%) \quad r=0.882, \quad p<0.0001 \quad (1)$$

por lo que es particularmente elevado en los horizontes Bt (>2.4%) y muy bajo en los horizontes C (<1%); en los horizontes oxidados con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> también es relativamente elevado (>2%) y los demás horizontes tienen valores intermedios. Únicamente los horizontes con subíndice k están carbonatados. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) está relacionada con el contenido en materia orgánica (MO) y arcilla (ARC) a través de la ecuación:

$$\text{CIC}(\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}) = 0.131 \text{ MO}(\text{g kg}^{-1}) + 0.024 \text{ ARC}(\text{g kg}^{-1}) \quad r=0.978, \quad p<0.0001 \quad (2)$$

### *Precipitación de elementos contaminantes*

La composición elemental de la solución contaminante y de los distintos sobrenadantes, revela que el contenido en CaCO<sub>3</sub> es el parámetro del suelo con mayor influencia en la

inmovilización de los elementos contaminantes, probablemente debido a su poder tampón que mantiene el pH del sobrenadante por encima de 7 (Tabla 2). Así, los coeficientes de distribución ( $K_d$ ), estimados por la razón entre la cantidad precipitada de cada elemento ( $\text{mol g}^{-1}$ ) y la cantidad que permanece en disolución ( $\text{mol dm}^{-3}$ ), son extremadamente altos en los horizontes con carbonatos y relativamente bajos en los descarbonatados (Fig. 1), excepto en el caso del Tl que puede precipitar en los horizontes Bt tanto o más que en los horizontes carbonatados; además, revelan que el hierro, Tl, As y Pb precipitan mucho más (valores más elevados de  $K_d$ ) que el Cu, Zn y, sobre todo, el Cd que no precipita ( $K_d=0$ ) en los horizontes sin carbonatados.

Este comportamiento se ve claramente reflejado en el análisis de componentes principales (Tabla 3), en el que únicamente se recogen los pesos superiores a 0.7 y donde la cantidad precipitada de cada elemento se expresa en  $\text{mg kg}^{-1}$  (Tabla 4). Cuatro factores explican el 97 de la varianza. El F1, que explica el 57% de la varianza, incluye el contenido en  $\text{CaCO}_3$  y la cantidad precipitada de los distintos elementos, excepto el Tl. El F2, que solo explica el 24% de la varianza, incluye el Tl precipitado, la CIC y el contenido en arcilla y  $\text{Fe}_d$  de los distintos horizontes. El F3 y el F4 solo incluyen la materia orgánica y el pH de los suelos, respectivamente. Estos resultados indican que, a excepción del Tl, la inmovilización de los elementos contaminantes por el suelo está regulada fundamentalmente por la presencia de  $\text{CaCO}_3$ ; mientras que la del Tl está regulada por el contenido en arcilla y por los parámetros del suelo relacionados con ella (Ecuaciones 1 y 2). La materia orgánica y el pH no parecen tener un papel relevante en la inmovilización de ninguno los elementos considerados, al menos dentro del rango de las muestras estudiadas.

Esta gran influencia que el  $\text{CaCO}_3$  tiene en la inmovilización de la mayoría de los elementos, oculta el efecto de los otros parámetros en este proceso. Para conocer este efecto, eliminamos los dos horizontes carbonatados y, con los restantes, establecimos una matriz de correlación en la que se incluyen las propiedades de los suelos y la cantidad de elementos precipitados por cada uno de ellos (Tabla 5), solo se incluyen los coeficientes de correlación iguales o superiores a 0.60 y  $p < 0.05$ .

Los resultados indican que la fijación de Fe en los suelos está relacionada con la CIC y, por su relación con la arcilla (ecuación 2), también con esta última. La mejor ecuación para estimar la cantidad de Fe precipitado fue:

$$\text{Fe}(\text{mg kg}^{-1}) = 358.4 \text{ CIC}(\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}) \quad r=0.991, \quad p<0.0001 \quad (3)$$

que indica que cada  $\text{mmol}_c$  de CIC adsorbe unos 36 mg de Fe.

Dado que el Fe precipitado puede adsorber o coprecipitar a los otros elementos contaminantes (Nordstrom, 1982; Bowell & Bruce, 1995), lo consideraremos como un parámetro más en el proceso de fijación de los contaminantes.

En orden a conocer los parámetros que regulan fundamentalmente esta fijación, establecimos ecuaciones de regresión entre la cantidad precipitada de cada elemento y aquellos parámetros del suelo con los que mantenía una correlación alta, incluido el Fe precipitado de la solución contaminante ([Tabla 5](#)). Las ecuaciones con mayor coeficiente de regresión y nivel de significación fueron:

$$\text{Cu}(\text{mg kg}^{-1}) = 0.003 \text{ Fe}(\text{mg kg}^{-1}) \quad r=0.990, \quad p<0.0001 \quad (4)$$

$$\text{As}(\text{mg kg}^{-1}) = -350.0 + 138.9 \log \text{Fe}(\text{mg kg}^{-1}) \quad r=0.972, \quad p<0.0001 \quad (5)$$

$$\text{Tl}(\text{mg kg}^{-1}) = -0.166 + 0.358 \log \text{ARC}(\text{g kg}^{-1}) + 0.626 \cdot 10^{-4} \text{Fe}(\text{mg kg}^{-1}) \quad r=0.960, \quad p<0.0001 \quad (6)$$

$$\text{Pb}(\text{mg kg}^{-1}) = -20.07 + 4.18 \text{pH} + 0.033 \text{ARC}(\text{g kg}^{-1}) \quad r=0.963, \quad p<0.0001 \quad (7)$$

$$\text{Zn}(\text{mg kg}^{-1}) = 76.45 + 0.137 \text{ARC}(\text{g kg}^{-1}) - 41.18 \log \text{ARC}(\text{g kg}^{-1}) \quad r=0.950, \quad p<0.0001 \quad (8)$$

El análisis de estas ecuaciones indica que el Cu (ecuación 4) y el As (ecuación 5) precipitan conjuntamente con el Fe (McLaren et al., 1981; O'Neill, 1995), el primero en forma lineal y el segundo logarítmica. En cualquier caso, la cantidad de As precipitado es muy superior a la de Cu; así, un gramo de Fe precipitaría 3 mg de Cu y 67 mg de As. La cantidad de Tl fijada está relacionada tanto con el Fe precipitado como con el contenido en arcilla del suelo, con esta última en forma logarítmica, y, aunque el hierro siempre precipita algo más que con la arcilla, las diferencias no son muy acusadas. Así, para 10 gramos de Fe, el valor del término correspondiente en la ecuación 6 sería de 0.626; mientras que, para esa misma cantidad de arcilla, el valor de su término sería de 0.358. En la inmovilización del Pb interviene el pH (Griffin and Sheimp, 1976) y la arcilla (Harter, 1979) y en la de Zn únicamente la arcilla.

El Cd soluble, si bien disminuye en presencia de  $\text{CaCO}_3$  (Alloway et al., 1988), no parece verse afectado por ningún otro parámetro del suelo. Con respecto al ion  $\text{SO}_4^{-2}$ , la cantidad precipitada no parece estar relacionada con ninguno de los parámetros considerados ([Tabl](#)

a 5). Probablemente esté relacionada, entre otros parámetros, con la presencia de  $\text{Ca}^{2+}$  en la solución, que lo precipitaría como  $\text{CaSO}_4$ ; de hecho, nosotros hemos podido constatar la presencia de yeso en todos los suelos afectados por el vertido tóxico de Aznalcóllar.

En cualquier caso, todas estas correlaciones hay que analizarlas dentro del rango de los parámetros de los horizontes estudiados y del nivel de contaminación aplicado. Así, la fijación de Cd se incrementa con el pH (Christensen, 1984) y con la capacidad de intercambio catiónico (Levi-Minzi et al., 1976), la materia orgánica adsorbe Cd (Levi-Minzi et al., 1976) y Zn (Shuman, 1985) y los óxidos de Fe adsorben Pb (Mckenzie, 1980). No obstante, estos efectos no se aprecian en las ecuaciones anteriores, bien porque el rango de pH, contenido en materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico sea pequeño, o bien por las características de la solución contaminante (p. ej., la alta concentración de Zn y Pb en la solución contaminante podrían inhibir la adsorción del Cd por el complejo de cambio (Christensen, 1987)).

## CONCLUSIONES

Dentro del rango de los parámetros estudiados y de la composición de la solución contaminante utilizada, el  $\text{CaCO}_3$  es el principal parámetro del suelo que controla la inmovilización de los elementos contaminantes, excepto del Tl. En los horizontes no carbonatados, el Fe precipitado, relacionado por la capacidad de intercambio catiónico, adsorbe o coprecipita al Cu y al As. La inmovilización de Tl, Pb y Zn está controlada por el contenido en arcilla; en el caso del Tl conjuntamente con el Fe precipitado y en el caso del Pb con el pH del suelo.

## BIBLIOGRAFIA

Alloway, B.J., Thorton, I., Smart, G.A., Sherlock, J. and Quinn, M.J. (1988). Metal availability. *Sci. Total Environ.*

Alonso Romera, E; Pérez Carreras, L.; Moreno García, A.M. y González Parra, J. (1997). Retención de cinc, cadmio, plomo y cobre en suelos. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, 3-1, 65-73.

Barahona Fernández, E. y col. (1984). Determinaciones analíticas en suelos. Normalización de métodos. V. Determinación de carbonatos totales y caliza activa

(Grupo de Trabajo de Normalización de Métodos Analíticos). I Congreso de la Ciencia del Suelo, 1, 53-67. Madrid.

Bowell, R.J. and Bruce, I. (1995). Geochemistry of iron ochres and mine waters from Levant Mine, Cornwall. *Applied Geochem.*, 10, 237-250.

Christensen, T.H. (1984). Cadmium sorption at low concentrations, I- Effect of time, cadmium load pH and calcium. *Water, Air and Soil Poll.*, 21, 105-114.

Christensen, T.H. (1987). Cadmium sorption at low concentrations, V- Effect of competition by others heavy metals. *Water, Air and Soil Poll.*, 34, 239-303.

Griffin, R.A. and Shrimp, N.F. (1976). Effect of pH on exchange-adsorption or precipitation of lead from landfill leachates by clay minerals. *Environ. Sci. and Technol.*, 10, 1256-1261.

Harter, R.D. (1979). Adsorption of copper and lead by A<sub>p</sub> and B<sub>2</sub> horizons of several northeastern United States soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 43, 679-683.

Holmgren, G.S. (1976). A rapid citrate-dithionite extractable iron procedure. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 31, 210-211.

Levi-Minzi, R., Soldatini, G.F. and Riffaldi, R. (1976). Cadmium sorption by soils. *J. Soil Sci.*, 27, 10-15.

McKenzie, R.M. (1980). The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Aust. J. Soil Res.*, 18, 61-73.

McLaren. R.G., Swift, R.S. and Williams, J.G. (1981). Sorption and desorption of copper by soils materials at low equilibrium solution concentrations. *J. Soil Sci.*, 32, 247-256.

Nordstrom, D.K. (1982). Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. En *Acid sulfate weathering*. Kitrich, J.A., Fanning, D.S. and Hossner, L.R.(eds.). Soil Science Society of America, Madison, 37-65.

O'Neill, P. (1995). Arsenic. En *Heavy metals in soils*. Alloway, B.J. (ed.). Blackie Academic & Professional. London, 368 pp.

Ross, S.M. (1994). *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*. John Wiley & Sons ed., 469pp.

Shuman, L.M. (1985). Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci.*, 140, 11-12.



Simón, M.; Ortiz, I.; García, I.; Fernández, J.; Fernández, E.; Dorronsoro, C.; Aguilar, J. (1999). Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). *The Sci. of the Total Environ.*, 242, 105-115.

Soil Conservation Service (1972). Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soils samples. *Soil Surv. Report*, 1. USDA, Washington (USA).

Stigliani, W. (1993). Overview of the Chemical time Bomb Problem in Europe. En: Meulen, G.R.B.; Stigliani, W.M.; Salomons, W.; Brides, E.M. and Imeson, A.C. (eds). *Chemical Time Bombs. Proceedings of the Europea State-of-the-Art Conference on Delayed Effects of Chemicals in Soils and Sediments*, 13-29.

Tyurin, I.V. (1951). Analytical procedure for a comparature study of soil humus. *Trudy. Pochr. Inst. Dokuchaeva*, 38, 5.

Urritia, M.M.; García-Rodeja, E. and Macías, F. (1992). Sulphide oxidation in coal-mine dumps: Laboratory measurement of acidifying potential with H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and its application to characterize spoil materials. *Environ. Manag.*, 16, 81-89.

## Tablas y Figuras.

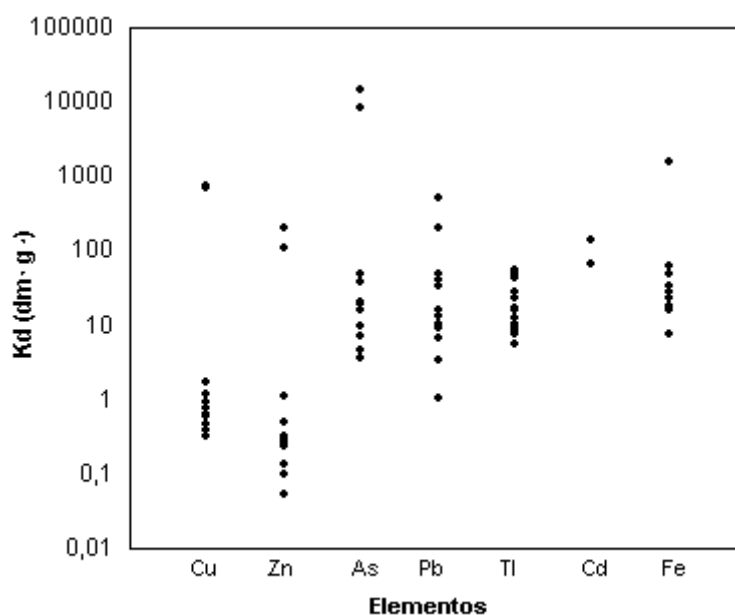


Figura 1. Coeficientes de distribución ( $K_d$ ) de los distintos elementos.

Tabla 1. Características analíticas de los distintos horizontes ensayados.

Muestra	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	pH	CaCO <sub>3</sub> (%)	MO (%)	Fe <sub>d</sub> (%)	CIC cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	V %
Ll-A1	60,9	25,8	13,3	7,56	0,00	5,20	1,08	10,23	100
Ll-A2	61,8	25,0	13,2	7,41	0,00	4,24	1,18	8,03	100
Ll-A3	60,6	26,4	13,0	5,72	0,00	1,59	2,50	5,00	100
Ll-A4	61,0	25,7	13,3	4,86	0,00	1,93	2,15	5,49	100
Ll-E	67,1	24,7	8,2	7,25	0,00	2,83	1,70	5,48	95
Ll-EB	54,3	26,0	19,7	7,86	0,00	1,69	1,37	7,30	100
Ll-Bt1	46,6	20,3	33,1	7,20	0,00	0,69	2,47	7,30	100
Ll-Bt2	28,1	14,3	57,6	7,09	0,00	0,79	3,63	13,50	100
Ll-C	80,8	13,7	5,5	8,86	0,00	0,45	0,74	2,56	100
SM-Bt	56,1	9,9	34,0	8,45	0,00	0,96	2,63	12,40	100
SM-Ck1	76,4	18,4	5,2	9,04	22,04	0,55	0,32	2,56	100
SM-Ck2	74,4	19,7	5,9	8,68	16,00	0,46	0,39	2,19	100
AR-C	86,9	8,0	5,1	8,60	0,00	0,55	0,55	2,56	100

Tabla 2. Composición elemental y pH de la solución contaminante (S.C) y de los diferentes sobrenadantes en mg  $\text{dm}^{-3}$ .

Muestra	Fe	Cu	Zn	As	Pb	Tl	Cd	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	pH
S.C	1400	8,93	42,2	20,2	3,20	0,13	0,15	6120	1,65
LL-A1	1050	8,17	40,9	6,59	1,94	0,06	0,15	5880	1,85
LL-A2	1090	7,96	41,1	7,05	1,69	0,05	0,15	5432	1,81
LL-A3	1300	8,53	40,8	11,8	2,41	0,07	0,15	5160	1,79
LL-A4	1200	8,54	41,6	10,3	2,95	0,07	0,15	5520	1,81
LL-E	1210	8,39	41,2	10,2	1,67	0,06	0,15	6120	1,75
LL-EB	1180	8,41	42,0	7,8	1,26	0,05	0,15	6120	1,81
LL-Bt1	1130	8,28	40,2	7,0	0,79	0,03	0,15	4920	1,87
LL-Bt2	950	7,65	38,1	4,1	0,56	0,02	0,15	5172	2,00
LL-C	1300	8,57	40,9	13,8	1,42	0,07	0,15	5160	1,97
SM-Bt	870	7,63	40,2	3,4	0,66	0,02	0,15	5760	2,25
SM-Ck1	84	0,12	3,5	0,03	0,07	0,04	0,02	3360	7,50
SM-Ck2	84	0,13	2,0	0,01	0,15	0,02	0,01	3600	7,70
AR-C	1300	8,58	41,0	14,8	1,61	0,08	0,15	5280	1,69

Tabla 3. Análisis de componentes principales (matriz de pesos).

Variable	F1	F2	F3	F4
pH				0.75
CaCO <sub>3</sub> (%)	0.962			
Fed (%)		0.752		
CIC (cmolc kg <sup>-1</sup> )		0.855		
Arcilla (%)		0.933		
M.O (%)			0.877	
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	0.986			
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	0.981			
As (mg kg <sup>-1</sup> )	0.753			
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	0.776			
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0.974			
Tl (mg kg <sup>-1</sup> )		0.794		
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	0.963			
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	0.906			
Varianza acumulada (%)	57	81	90	97

Tabla 4. Elementos precipitados ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) por los diferentes horizontes.

Muestra	Fe	Cu	Zn	As	Pb	Tl	Cd	SO <sub>42-</sub>
LL-A1	3500	7,6	13,1	136,2	13,1	0,73	0,00	2400
LL-A2	3100	9,7	10,7	131,6	15,6	0,84	0,00	7200
LL-A3	1000	4,0	4,1	84,2	8,4	0,61	0,00	9600
LL-A4	2000	3,9	5,6	99,3	3,1	0,63	0,00	600
LL-E	1900	5,4	9,4	100,2	15,8	0,68	0,00	0,00
LL-EB	2200	5,2	2,3	123,7	19,9	0,82	0,00	0,00
LL-Bt1	2700	6,5	20,1	132,2	24,9	0,97	0,00	12000
LL-Bt2	4500	12,8	41,3	161,1	27,0	1,07	0,00	9480
LL-C	1000	3,6	13,0	64,5	18,3	0,58	0,00	9600
SM-Bt	5300	13,0	20,1	168,4	25,9	1,10	0,00	3600
SM-Ck1	13160	88,1	387,2	201,9	31,9	0,92	1,30	27600
SM-Ck2	13160	88,0	402,1	202,2	31,0	1,12	1,40	25200
AR-C	1000	3,4	11,8	54,5	16,4	0,48	0,00	8400

