

EL DESASTRE ECOLÓGICO DE DOÑANA

M. Simón; I. Ortiz; I. García; E. Fernández; J. Fernández; C. Dorronsoro y J. Aguilar.

Dpto. de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.

INTRODUCCION

El yacimiento minero de Aznalcóllar, localizado a unos 50 km del Parque Nacional de Doñana, forma parte de la Faja Pirítica Ibérica. Se origina por intrusiones volcánicas submarinas de carácter ácido y básico alternante que, durante el Hercínico, atraviesan materiales sedimentarios preexistentes de edad pre-Cámbrica y Paleozoica, precipitando finalmente como sulfuros metálicos sobre el fondo marino (Almodóvar et al., 1998).

Su composición mineralógica es: pirita (83,1%), blenda (5,4%), galena (2,1%), calcopirita (1,4%), arsenopirita (0,9%) y ganga (7,1%).

La explotación del yacimiento está a cargo de la empresa de Boliden-Apirsa y el residuo que genera en el proceso de concentración está constituido mayoritariamente por pirita (85,90%), con cantidades menores de otros sulfuros. La composición final del estéril contiene en torno a: 0,8-1,1% de Pb; 0,4-0,8% de Zn; 0,2-0,5% de As y 0,1-0,2% de Cu. Estos esteriles se almacenan en grandes balsas que el 25 de abril de 1998 sufrieron una rotura, y vertieron aproximadamente 3,62 Hm³ de agua contaminada y 0,88 Hm³ de lodos tóxicos a las cuencas de los ríos Agrio y Guadamar ([Fig.1](#)).

El lodo de la riada tóxica se extendió a lo largo de unos 40 km, deteniéndose en las proximidades del Puente de Don Simón. El agua llegó al Río Guadalquivir, aunque en los primeros días se construyó un muro de contención a la altura del Lucio del Cangrejo, a unos 50 km de la mina de Aznalcóllar, que detuvo la circulación de estas aguas tóxicas y las fue almacenando en el sector conocido como Entremuros. El total de la zona afectada tiene una extensión aproximada de 5.500 hectareas, de las cuales 293

corresponden al cauce fluvial y el resto se dedica a diversos usos: 1.225 de eucaliptales, 1.193 de cereales y oleaginosas, 985 de pastizales, 542 de arrozales, 485 son zonas palustres inundadas, 304 de frutales y olivares, 220 de algodón, 78 de vegetación de ribera, 77 de graveras, 52 de dehesa clara y 43 de cultivos hortícolas. La rápida construcción del muro del Lucio del Cangrejo impidió que el accidente afectara de forma considerable al Parque Nacional de Doñana; no obstante, dada su importancia ecológica (Patrimonio de la Humanidad desde 1994) terminó por dar nombre a este accidente, que es conocido como "El Desastre Ecológico de Doñana".

Con respecto a los suelos afectados se trata fundamentalmente de Fluvisoles calcáricos y eútricos (FAO, 1990), unidos a otros que ocupan mucha menor extensión, tales como Luvisoles cálcicos y crómicos, Vertisoles cálcicos, Regosoles calcáricos y Cambisoles calcáricos y vérticos (C.S.I.C.-I.A.R.A., 1989). En la parte distal de la cuenca, asociados a las zonas de marisma, aparecen Fluvisoles calcáricos y Solonchacks gléicos, cálcicos y/o gípsicos. Estos suelos, antes del accidente, ya estaban afectados en mayor o en menor medida por la actividad minera de Aznalcóllar, y así, diversos autores (Arambarri et al., 1984 y Ramos et al., 1994) han descrito procesos de acidificación de las aguas superficiales y removilización de metales a partir de los sedimentos del cauce.

En el presente trabajo llevamos a cabo un análisis de las aguas y lodos tóxicos vertidos, así como de los suelos contaminados y no contaminados, con el objetivo de caracterizar cuantitativa y cualitativamente la contaminación de los suelos afectados por la riada.

MATERIAL Y METODOS

En primer lugar se seleccionaron 6 sectores a lo largo de las cuencas afectadas ([Fig. 1](#)): Mina (M), frente a la zona de rotura de la balsa, Soberbina (S), Puente de la Doblas (D), Pilas-Aznalcázar (PA), Quema (Q) y aguas abajo del Puente de Don Simón (PDS), al final de la zona afectada por los lodos. En cada sector se tomaron muestras de los suelos afectados y no afectados por el vertido a dos profundidades: 0-10 y 10-30 cm. En los suelos afectados se tomaron muestras del lodo depositado sobre su superficie, cuyo espesor variaba desde unos pocos milímetros hasta casi 10 cm. Igualmente se tomaron muestras de las aguas que habían quedado encerradas en pequeñas depresiones. La toma de muestras se llevó a cabo los días 4 y 5 de mayo de 1998, 10 días después del accidente.

En todas las muestras se procedió al análisis de 24 elementos mediante ICP-MS en un aparato Elan 5000A de Perkin Elmer. El resto de las determinaciones se llevaron a cabo de acuerdo con ISSS-ISRIC-FAO (1994).

RESULTADOS Y DISCUSION

Características de los suelos afectados y de los lodos

Los suelos afectados por el vertido tóxico se encuadran dentro de tres categorías de acuerdo con Soil Survey Staff (1997): Typic Xerofluvent (M, S, D and Q), Vertic Xerofluvent (PDS) y Typic Xerorthent (PA). En general son suelos relativamente homogéneos para determinadas propiedades y heterogéneos para otras ([Tabla 1](#)). Así, todos los suelos son neutros o medianamente alcalinos (pH entre 7 y 8), y con rangos no muy amplios tanto de carbono orgánico (0,5-1,7) como de hierro extraído con ditionito-citrato (Holmgren, 1967) (0,8-1,5). Por el contrario, mayor dispersión presenta el contenido en CaCO₃ equivalente (0-20%), capacidad de cambio de cationes (8-31 cmolc kg⁻¹), contenido en gravas (0-43 %) y textura de la tierra fina que varía de arcillosa (PDS) a franco arenosa (S), pasando por texturas arcillo limosa (PA y Q), franco arcillosa (D) y franco arcillo arenosa (M). La correlación múltiple entre La capacidad de intercambio de cationes (CIC) por un lado y el contenido en arcilla y Carbono orgánico (C.O.) de los suelos por otro, da el siguiente resultado:

$$\text{CIC (cmolc kg}^{-1}\text{)} = 0.446 \text{ Arcilla(\%)} + 1.848 \text{ C.O.(\%)} \quad r = 0.97$$

que pone de relieve que la fracción arcilla tiene un valor medio de capacidad de cambio de cationes en torno a 45 cmolc kg⁻¹ y la materia orgánica en torno a 185 cmolc kg⁻¹.

Con respecto a los lodos depositados sobre los suelos ([Tabla 1](#)), sus texturas están claramente dominadas por limo y tienden a hacerse más finas conforme el depósito se aleja del área fuente, variando de franco limosa en la parte alta de la cuenca (M y S) a limosa en el sector intermedio (D, PA y Q) y arcillo limosa al final del depósito (PDS). El pH, con valores menores de 7 en todos los casos, parece estar relacionado con la textura y tiende a disminuir al aumentar el limo (5,6 en la parte alta de la cuenca, 4,0-4,8 en el sector intermedio y 6,9 al final del depósito). El contenido en azufre del lodo es muy elevado (28-38 %) como corresponde a su naturaleza fundamentalmente pirítica, excepto al final del depósito (PDS) donde parece haberse mezclado con las fracciones finas del suelo, con el resultado de una disminución brusca

del contenido en S (5,5 %) y un incremento de los contenidos en arcilla edáfica y materia orgánica.

El contenido de S en los suelos, si bien varía considerablemente de un sector a otro, con frecuencia es relativamente bajo y tiende a decrecer claramente con la profundidad; por lo que la penetración del lodo en el suelo, aunque muy heterogénea, en general no parece haber sido elevada y se detuvo en los primeros centímetros. Únicamente en los sectores con alto contenido en grava (D), presumiblemente con mayor proporción de poros gruesos, es donde cabe esperar que la penetración del lodo haya sido mayor al tiempo que más profunda.

Valores medios y desviación estandar (DE) de la composición en elementos minoritarios de los suelos y lodos

De los 24 elementos analizados ([Tabla 2](#)), el contenido medio en Mn, V, Cr, Ni, Y, Be, U, Th y Sc de los lodos fué similar o incluso inferior al de los suelos no contaminados, por lo que se pueden excluir como elementos contaminantes en este tipo de vertidos. El contenido medio en Ba y Co de los lodos se incrementa entre 2 y 3 veces y el Sn y Hg entre 8 y 12, con respecto a los suelos no contaminados; no obstante, su contenido en los suelos contaminados es muy similar al de los suelos no contaminados, al menos diez días después del vertido, por tanto tampoco parecen haber causado una clara contaminación en los suelos.

Por el contrario, otros elementos mucho más concentrados en los lodos como Zn, In y Mo (entre 25 y 35 veces más que en los suelos no contaminados), Cu y Cd (entre 50 y 60 veces más) y Bi, Tl, As, Pb y Sb (más de 100 veces), se incrementan claramente en los suelos contaminados con respecto a los no contaminados y se podrían considerar como los realmente contaminantes del proceso. En cualquier caso, la concentración de In y Mo en los suelos contaminados es relativamente pequeña (0,2 y 0,7 mg kg⁻¹ respectivamente); al igual que la del Se, que si bien no se presenta en los suelos no contaminados, en los contaminados no supera la concentración de 0,5 mg kg⁻¹. Por lo tanto, los 8 elementos más altamente contaminantes en este tipo de procesos, ordenados de menor a mayor respecto a su incremento en los suelos contaminados en relación a los no contaminados, serían: Cu, Zn, Tl, Cd, Bi, As, Pb y Sb.

Por otra parte, las desviaciones estandar de estos elementos se elevan considerablemente en los suelos contaminados en relación a los no contaminados, llegando a superar en muchos casos al valor medio; lo que

vuelve a poner de manifiesto la alta heterogeneidad de este tipo de contaminación, afectando de forma muy irregular a las distintas superficies.

Valores máximos, medios y mínimos y desviación estandar (DE) de la composición en elementos minoritarios de las aguas del vertido

La composición elemental de las aguas ([Tabla 3](#)) pone de relieve su carácter tóxico, superando claramente las concentraciones máximas permitidas de As, Cd, Co, Se y Cu de las aguas que pueden ser utilizadas para riego (Crook and Bastian, 1992). Por el contrario, otros elementos como Cr, Mo, Sn y Bi, no fueron detectados.

Si comparamos la composición de elementos existentes en el agua en relación a los lodos, se obtienen resultados variables en función del elemento. Los más solubles son Zn y Cd, cuyas concentraciones en las aguas representan entre el 1,0 y el 2,3% de sus contenidos respectivos en el lodo. Por el contrario, los más insolubles son el As, Cu y Pb, cuyas concentraciones en las aguas no superan el 0,03% de sus porcentajes en el lodo.

Contaminación de los suelos el 4 de mayo y su posible evolución en el tiempo

La concentración media en los suelos de todos los elementos considerados como contaminantes supera claramente los valores de referencia de los suelos no contaminados; no obstante, no todos ellos alcanzan niveles peligrosos o de intervención.

El As supera el nivel de 20 mg kg⁻¹ que es el de intervención en suelos agrícolas de Canadá (Sheppard et al., 1992) e Italia (GRER, 1996) y el nivel máximo para parques y jardines del Reino Unido (ICRCL, 1987). También supera el nivel de 45 mg kg⁻¹ que es el de intervención en Bélgica (Stringer, 1990), e incluso el de 50 mg kg⁻¹ que es el nivel de intervención en Holanda (NMHPPE, 1991) y el de toxicidad establecido por Kabata Pendias y Pendias (1992).

El nivel de Zn es superior a los 600 mg kg⁻¹, que es el de intervención para parques y jardines en Bélgica (Proust, 1997) y el de suelos agrícolas en Canadá (Sheppard et al., 1992). Igualmente supera, aunque está muy próximo a él, el límite de 720 mg kg⁻¹ que es el de intervención en Holanda (NMHPPE, 1991) y el ecotoxicológico de Van der Berg (1993).

El valor medio de los demás elementos, al menos a la fecha del 4 de mayo, no superaba los niveles de intervención establecidos en los diferentes países. Así, el nivel de intervención en Holanda (NMHPPE, 1991) y el ecotoxicológico de Van der Berg (1993) para el Cd se sitúa en 12 mg kg⁻¹; para el Cu ambos niveles están en 190 mg kg⁻¹. En el caso del Pb, el nivel de intervención en Holanda (NMHPPE, 1991) es de 530 mg kg⁻¹. No obstante, estos metales podrían alcanzar e incluso superar dichos niveles de intervención en un futuro más o menos próximo, ya que cabe esperar que conforme se produzca la oxidación de los lodos, parte de los metales contenidos en ellos pasen al estado soluble y sean arrastrados al interior del suelo.

Este proceso de oxidación y su velocidad, se puede ya intuir con los resultados de las muestras tomadas el 4 de mayo. Las concentraciones de SO₄²⁻, Cd²⁺ y Pb²⁺ solubles en los lodos en esta fecha, obtenidas mediante extracto de saturación, se incrementan logarítmicamente al disminuir el contenido en humedad del lodo ([Fig. 2A-B-C](#)); mientras que en el caso del Zn no existe una relación entre ambos parámetros, manteniéndose su concentración entre 18 y 25 mg kg⁻¹ ([Fig. 2D](#)). Estos resultados implican que, conforme se seque el lodo, se va a producir un proceso de oxidación de los sulfuros a sulfatos, según un proceso biogeoquímico complejo (Nordstrom, 1982), con la consiguiente acidificación y solubilización de elementos tóxicos que, hasta ese momento, se encontraban insolubles.

Dado que entre el 25 de abril, fecha del vertido, y el 4 de mayo, fecha de la recogida de muestras, no se registraron precipitaciones en la zona, estos elementos solubilizados permanecieron en el lodo y no pasaron al suelo; no obstante, con las primeras lluvias previsiblemente serán arrastrados al interior del suelo incrementando su nivel de contaminación. Este proceso y la rapidez del mismo (en apenas diez días se ha multiplicado por 10 el contenido en Pb y Cd soluble de los lodos), es lo que justificó en su momento la urgencia en la retirada de los mismos.

CONCLUSIONES

Los elementos altamente contaminantes en este tipo de procesos son: Cu, Zn, Tl, Cd, Bi, As, Pb y Sb.

La contaminación inicial se produjo tanto por la entrada de lodo en el suelo como por la infiltración de agua tóxica. La infiltración de lodo fué muy irregular y, en general, poco profunda. Zn y Cd son los elementos más

solubles y, por tanto, los que en mayor proporción entraron disueltos en las aguas.

La concentración media en el suelo de todos los elementos contaminantes supera los valores de referencia de los suelos no contaminados, pero únicamente Zn y, especialmente, As llegan a superar los niveles de intervención o peligrosos.

La desecación y consiguiente aireación del lodo da lugar a una rápida oxidación de los sulfuros y solubilización de los elementos contaminantes, los cuales serían susceptibles de lavarse con las aguas de lluvia e incrementar el nivel de contaminación de los suelos.

REFERENCIAS

Almodovar, G.R.; Saez, R.; Pons, J.M. y Maestre, A. 1998. Geology and genesis of the Aznalcóllar massive sulphide depots, Iberian Pyrite Belt, Spain. *Mineralium Deposita*. 33:111- 136.

Arambarri, P.; Cabrera, F. y Toca, C. 1984. Estudio de la contaminación del río Guadamar y su zona de influencia (Marismas del Guadalquivir y Coto de Doñana) por residuos de industrias mineras y agrícolas. Ed. CSIC. Madrid. España.

Crook, J. y Bastian, R.K. 1992. Guidelines for water reuse. US EPA. Washington D.C. USA.

CSIC-IARA. 1989. Mapa de suelos de Andalucía. Ed. Junta de Andalucía. Sevilla.

FAO - UNESCO. 1990. Leyenda revisada del Mapa Mundial de Suelos. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos. Roma. Italia.

GRER. 1996. Giunta Regionale dell'Emilia-Romagna. n. 1183 del 24/5/96. LR 27/94. art.33. Roma. Italia.

ICRCL. 1987. Interdepartmental Comitte on the Redevelopment of Contaminated Land. Guidance on the assessment and redevelopment of contaminated land. Guidance Note 59/83. Department of the Enviroment. London

ISSS-ISRIC-FAO. 1994. World Reference Base for Soil Resources. Draft. Wageningen/Rome.

Kabata Pendias, A y Pendias, H. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. 2nd. Ed. CRC Press, Boca Raton. FLA.

NMHPPE. 1991. Netherlands Ministry of Housing, Physical Planning and Environment. Leidschendam, Netherlands.

Nordstrom, D.K. 1982. "Aqueous pyrite oxidation and consequent formation of secondary iron minerals". En: Acid sulfate weathering. SSSA. Eds. Kitrick, J.A.; Fanning, D.S. y Hossner. 37-56. Madison. Wi. USA.

Prost, R. 1997. Contaminated Soils. 3rd International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Ed. INRA Editions. Paris.

Ramos, L.; Hernández, M.; Gonzalez, M.J. 1994. "Sequential fractionation of copper, lead, cadmium and zinc in soils from or near Doñana National Park". J. Environ. Qual. 23:50-57.

Sheppard, S.C.; Gaudet, C.; Sheppard, P.I.; Cureton, P.M. y Wong, M.P. 1992. "The development of assessment and remediation guidelines for contaminated soils- a review of the science". Can. J. Soil Sci. 72:359-394.

Soil Survey Staff. 1977. Keys to Soil Taxonomy. 7th ed. Pacohontas Press Inc. Blacksburg, Virginia. USA.

Stringer, D.A. 1990. "Hazard assessment of chemical contaminants in soil". ECETOC Technical. Rep. No. 40. Aneme Louise 250. Bruselas. Bélgica.

Van Den Berg, R., Dennenman C.A.J. and Roels J.M.. 1993. "Risk assessment of contaminated soil: Proposal for adjusted, toxicologically based Dutch soil cleanup criteria". En: Contaminated Soil '93, 349-364. Fourth Int. KfK/TNO Conference on Contaminated Soil. F. Arendt, G.J. Annokké, R. Bosman & W.J. van den Brink (eds). Kluwer Academic Publishers.

Figuras y Tablas.

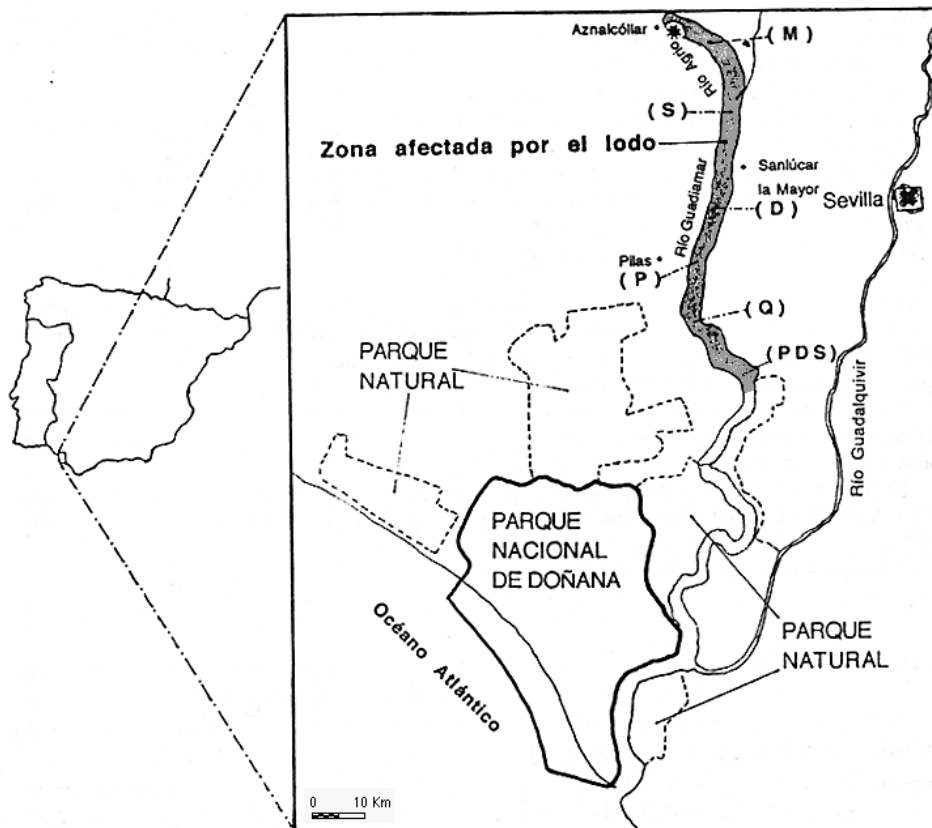


Tabla 1. Características de los suelos contaminados a la profundidad de 0-10 y 10-30 cm y de los lodos (L) depositados sobre ellos.

Muestras	pH	CaCO ₃	C.O	Fed	%					CIC
					S	Grava	Arena	Limo	Arcilla	
M-L	5,0	0,0	0,50	-	28,60	0,0	9,6	72,9	17,5	2,4
M 0-10	7,6	2,9	0,50	1,29	0,15	12,3	39,6	22,0	26,1	16,5
M 10-30	7,9	2,5	0,43	1,15	0,02	9,6	51,3	16,6	22,5	15,3
S-L	4,4	0,0	0,30	-	38,30	0,0	9,6	75,9	14,5	2,4
S 0-10	7,3	0,3	0,80	0,89	0,06	0,8	68,0	18,5	12,7	9,4
S 10-30	7,4	0,0	0,65	1,00	0,02	1,2	71,2	16,6	11,0	8,2
D-L	4,9	0,0	0,21	-	37,70	0,0	2,0	89,0	9,0	1,2
D 0-10	7,6	18,6	0,93	0,96	0,51	29,7	22,5	21,4	26,4	12,9
D 0-10	7,4	19,6	0,61	1,12	1,34	42,8	16,1	22,2	18,9	12,9
PA-L	4,8	0,0	0,23	-	35,00	0,0	0,6	83,0	16,4	4,7
PA 0-10	7,7	14,8	1,65	0,81	0,09	0,0	1,9	52,5	45,6	25,9
PA 0-10	7,8	14,6	1,34	0,92	0,02	0,0	1,7	54,8	43,5	30,6
Q-L	4,3	0,0	0,22	-	38,00	0,0	5,2	81,9	12,9	4,7
Q 0-10	7,9	9,4	1,36	1,15	0,18	0,0	21,9	37,7	40,4	18,8
Q 10-30	8,1	7,0	0,92	1,44	0,02	0,0	19,4	45,1	35,5	20,0
PDS-L	6,9	0,0	2,17	-	5,50	0,0	6,9	42,2	50,9	21,2
PDS 0-10	8	13,8	1,16	1,10	0,05	0,0	15,9	35,0	49,1	25,9
PDS 10-30	8	14,6	1,33	1,13	0,03	0,0	14,7	37,5	47,8	24,8

C.O.= Carbono Orgánico; Fed= Hierro extraído con citrato-ditionito; S= Azufre; CIC= Capacidad de intercambio de cationes

Tabla 2. Concentración en elementos minoritarios de los suelos contaminados y no contaminados entre 0-10 y 10-30 cm y de los lodos.

Elem.	Suelos No Contaminados mg kg ⁻¹				Lodos mg kg ⁻¹		Suelos Contaminados mg kg ⁻¹			
	0-10 cm		10-30 cm		VM	DS	0-10 cm		10-30 cm	
	VM	DS	VM	DS			VM	DS	VM	DS
Mn	845,5	275,6	816,1	203,4	787,7	144,3	681,9	172,8	721,9	249,2
Zn	230,8	123,1	194,7	96,8	7187,0	613,4	747,9	705,7	457,6	329,2
Pb	41,8	16,4	39,5	8,7	7996,1	2364,1	370,4	627,6	176,6	225,0
Cu	42,2	18,8	43,1	9,9	1993,2	195,4	132,8	124,2	112,6	68,4
As	18,1	6,5	21,0	6,1	3113,5	1066,4	127,0	211,1	52,1	45,0
Sb	2,2	0,7	1,8	0,3	699,8	214,6	27,7	52,1	10,3	13,3
Ba	292,9	58,2	293,4	43,4	639,9	152,7	292,1	55,4	294,1	16,7
V	100,6	31,3	98,6	21,9	43,8	15,6	94,7	17,4	95,4	11,9
Tl	0,5	0,1	0,6	0,1	54,2	12,6	2,1	3,1	1,4	1,5
Cr	68,5	25,4	70,1	23,3	61,0	14,6	68,5	18,8	66,5	11,3
Co	14,4	4,2	15,8	3,2	47,3	7,9	15,9	3,8	15,0	3,0
Bi	0,4	0,2	0,4	0,1	68,6	20,7	2,6	4,4	1,4	1,4
Cd	0,5	0,4	0,4	0,1	29,4	5,3	2,2	1,8	1,6	1,2
Ni	32,1	12,3	29,6	9,0	20,3	5,1	29,1	7,5	29,5	6,6
Sn	0,8	1,3	0,0	0,0	10,1	6,5	1,0	1,8	0,0	0,0
Y	16,1	7,7	17,9	5,6	7,6	3,2	18,3	3,6	18,3	3,5
Be	1,9	0,7	1,7	0,4	0,8	0,4	1,8	0,6	1,8	0,3
U	1,8	0,7	1,7	0,3	2,0	0,3	1,7	0,4	1,6	0,2
Th	11,7	4,4	12,6	2,7	5,0	1,4	13,9	4,1	15,9	3,9
Sc	11,9	5,4	10,9	4,4	4,0	2,7	10,9	3,3	10,5	3,1
Hg	0,4	0,1	0,4	0,1	3,3	0,9	0,4	0,1	0,3	0,1
Mo	0,2	0,3	0,3	0,3	6,8	2,2	0,7	0,7	0,6	0,3
In	0,1	0,1	0,1	0,1	2,4	0,6	0,2	0,2	0,1	0,1
Se	0,0	0,1	0,0	0,0	3,1	2,4	0,5	1,3	0,0	0,0

Elem= Elemento; VM= Valor medio; DS= Desviación estandar

Tabla 3. Concentración máxima, mínima, media y desviación estandar (DE) de elementos minoritarios en las aguas contaminadas.

Elem.	mg kg ⁻¹				Elem.	mg kg ⁻¹			
	Máximo	Mínimo	Media	DE		Máximo	Mínimo	Media	DE
Mn	11,56	10,93	11,21	0,32	Sc	7,07	5,00	5,69	1,19
Zn	74,81	71,38	72,77	1,81	Se	4,86	2,94	3,92	0,96
Pb	2,6	2,05	2,26	0,29	As	4,3	1,74	2,79	1,34
Co	1,48	1,11	1,29	0,19	Sb	2,96	2,40	2,62	0,30
Ni	1,01	0,97	0,01	0,02	Be	1,87	1,23	1,53	0,32
Cd	0,75	0,64	0,68	0,06	U	1,83	1,49	1,63	0,18
Cu	0,4	0,24	0,31	0,08	V	0,49	0,28	0,36	0,11
Y	0,16	0,10	0,13	0,03	Th	0,37	0,27	0,31	0,05
Tl	0,07	0,07	0,07	-	Hg	0,19	0,15	0,17	0,02
Ba	0,01	0,01	0,01	-	In	0,06	0,03	0,04	0,01

Elem.= Elemento.

Cr, Mo, Sn y Bi no fueron detectados

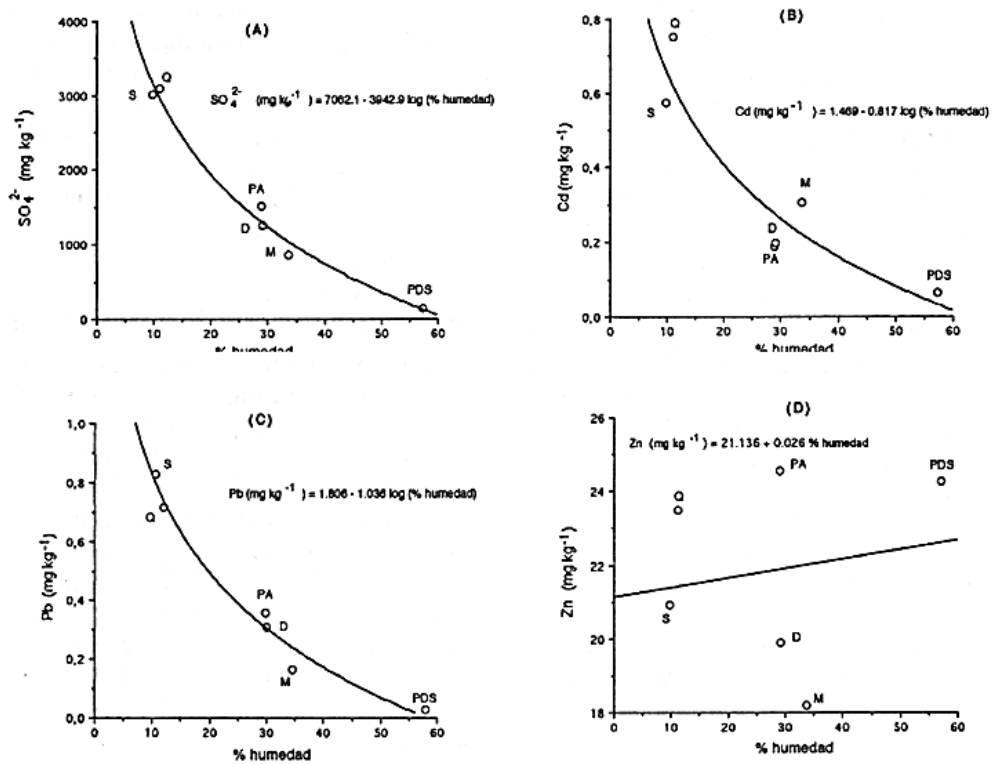


Figura 2. Relación entre la humedad (%) del lodo y su contenido en SO_4^{2-} , Cd^{2+} , Pb^{2+} y Zn^{2+} solubles