

Estudio de la concentración de elementos traza tóxicos de los depósitos de lodos, los suelos y las plantas en Mina La Solana, Almería (España)

D. Caro-Moreno^{1,*}, F.A. Jiménez-Cantizano¹

(1) Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía – Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. C/ Johan G. Gutenberg, nº 1. Isla de la Cartuja. 41092 Sevilla, España.

* Autor de correspondencia: D. Caro-Moreno [dcarom@agenciamedioambienteyagua.es]

> Recibido el 15 de julio de 2013, aceptado el 13 de noviembre de 2013.

Caro-Moreno, D., Jiménez-Cantizano, F.A. 2013. Estudio de la concentración de elementos traza tóxicos de los depósitos de lodos, los suelos y las plantas en Mina La Solana, Almería (España). *Ecosistemas* 22(3):101-110. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-3.14

En ese trabajo se estudia la concentración de elementos traza tóxicos en los depósitos de lodos (relaves) abandonados por la industria minera en Almería (España), los suelos del entorno próximo y las plantas que los colonizan y representan una vía de incorporación de dichos elementos en la cadena trófica. La industria minera antigua dejó toda una serie de instalaciones abandonadas en diferentes zonas de Andalucía, entre las que destacan por presentar altos contenidos en metales, los depósitos de residuos en forma de lodos generados en el proceso de flotación. En este estudio se trata el caso concreto de los depósitos de lodos de Mina La Solana (Almócita, Almería), donde se ha realizado una caracterización geoquímica de los depósitos y de los suelos de su entorno, en función al contenido en algunos elementos traza. Se han caracterizado muestras de las plantas que enraizan en dichos residuos para determinar la concentración que presentan en los mismos elementos traza. Los resultados muestran que los lodos presentan altos contenidos en Pb (concentración media 6800 ppm) y Zn (concentración media 22 000 ppm). Estos elementos no aparecen en forma soluble en agua, los test de lixiviación dan valores de concentración muy bajos (≤ 10 ppm de Pb y ≤ 2 ppm de Zn). De la misma forma se ha determinado una concentración alta de los mismos elementos en los restos vegetales, con un valor del Pb hasta los 210 ppm y 1300 ppm de Zn. Este hecho pone de manifiesto la capacidad de las plantas para alterar la movilidad de los elementos presentes en el sustrato donde enraizan estableciéndose una transferencia hacia la cadena trófica.

Palabras clave: cadena trófica; depósitos de lodos; elementos traza; fitotoxicidad.

Caro-Moreno, D., Jiménez-Cantizano, F.A. 2013. Study of the concentration of toxic trace elements of sludge deposits, soils and plants in Mina La Solana, Almería (Spain). *Ecosistemas* 22(3):101-110. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-3.14

This work presents a study of the concentration of toxic trace elements in abandoned sludge deposits (tailings) by mining in Almería (Spain), soils and plants that colonize and represent a way to incorporate those elements in the food chain. The old mining industry left a number of abandoned facilities in different parts of Andalusia, with tailings standing out. They were generated in the flotation process, and usually deposited and left on streambeds. Tailings composition vary depending on the type of ore and treatment additives, but usually the contents of heavy metals are high, because recovery was not very good in the mineral processing technique used in the early 20th century facilities. In this study we analyze the case of Mina La Solana tailings, located in Almócita (Almería, SE Spain). We carried out a geochemical characterization of trace element content. Furthermore, we also studied the geochemical trace element content in plants that were rooted in the tailings. The results show that tailings have high Pb content (average concentration 6800 ppm) and Zn (average concentration 22 000 ppm). These elements are not mobile soluble fractions; leaching tests give very low concentration levels (≤ 10 ppm Pb and ≤ 2 ppm Zn) in water. We found high concentrations of the same elements in plants, with a value of up to 210 ppm Pb and 1300 ppm Zn. This demonstrates the ability of plants to alter the mobility of the elements present in the substrate where they are rooted and thus providing a transfer to the food chain through feeding species.

Key words: food chain; phytotoxicity; tailings; trace elements.

Introducción

Los depósitos de lodos de minas metálicas suelen presentar altos contenidos en elementos traza de carácter tóxico (como son los metales pesados) y por ello representan con frecuencia una fuente potencial de contaminación. Uno de los mayores problemas ambientales que se han descrito en relación con residuos de la minería metálica es la generación de drenajes ácidos y aguas sulfatadas con una importante concentración de elementos traza tóxicos, debido a la disolución oxidativa de los sulfuros (Salomons 1995), como ocurre en el entorno de numerosas minas de la Faja

Pirítica Ibérica, donde los suelos presentan elevadas concentraciones totales de As, Cu, Pb, Cd y Zn por la influencia de dichos drenajes ácidos (Fernández-Caliani et al. 2005). En otros casos el sustrato presenta una importante capacidad de neutralización por su naturaleza carbonatada. La propagación de elementos contaminantes sucede entonces por la dispersión de material por la acción del viento o el agua de escorrentía hacia los suelos y cauces de su entorno (Conesa et al. 2007).

Los metales pesados presentes en los suelos no se comportan como elementos estáticamente inalterables, sino que siguen unas pautas de movilidad generales (Navarro-Aviñó et al. 2007). Estas

pautas podrían resumirse de acuerdo con [García y Dorronsoro \(2005\)](#) en: 1) quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación; 2) pasar a la atmósfera por volatilización; 3) movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas y 4) ser absorbidos por las plantas y así, incorporarse a la cadena trófica. De estas diferentes vías de movilización este estudio se centra en la citada en último lugar por su incidencia directa en la comunidad biótica. En este sentido, cabe destacar que la incorporación a las plantas de los metales pesados presentes en los suelos se produce fundamentalmente a través de la raíz y está influenciada por la forma del metal retenido en el suelo, su especie química y los parámetros fisicoquímicos del suelo ([Galán-Huertos y Romero-Baena 2008](#)). Sin embargo, existen vías de movilización alternativas a los procesos estrictamente inorgánicos, ya que las plantas utilizan mecanismos para modificar la solubilidad y disponibilidad de los elementos en el suelo ([Marschner 1995](#)), modificando las condiciones biogeoquímicas en la zona de influencia directa de la actividad de la raíz o rizosfera ([Kosegarten et al. 2001](#)) de tal manera que pueden movilizar determinados elementos traza e incorporarlos a su estructura vegetal y, por tanto, a la cadena trófica.

Por otro lado, las cantidades totales de elementos traza presentes en un suelo constituyen una medida poco representativa de la posible disponibilidad para las plantas (biodisponibilidad) de un elemento traza, es necesaria la evaluación de la movilidad de estos elementos en el suelo, para cuantificar tanto su biodisponibilidad, como su movilidad por la acción de factores exógenos ([Aguilar-Ruiz et al. 1999](#)). Tradicionalmente el método empleado para llevar a cabo los estudios de movilización de metales pesados se basa en los estudios de especiación, a través de métodos de fraccionamiento operacional como son las extracciones químicas selectivas, simples y/o secuenciales ([Van Herreweghe et al. 2003](#)). No obstante, el comportamiento tan diferente de los reactivos más ampliamente utilizados como expresión de los asimilables en este tipo de extracciones, lleva a concluir en la necesidad de establecer ensayos biológicos paralelos para discernir entre potencialmente contaminado y contaminado ([Martínez-Sánchez et al. 1997](#)).

Adicionalmente, las plantas presentan cuatro respuestas típicas frente a la presencia de metales pesados en el suelo: exclusora,

indicadora, acumuladora e hiperacumuladora ([Adriano 2001](#)); de estas, quizás las más interesantes son las llamadas plantas hiperacumuladoras, debido a que tienen la capacidad de concentrar metales en sus tejidos a niveles muy por encima de los normales sin presentar síntomas de toxicidad, ya que han desarrollado elementos internos de tolerancia a la toxicidad por metales y pueden ser usadas en la descontaminación de suelos ([Llugany et al. 2007](#)).

Finalmente, se ha demostrado que si bien algunos elementos como Na, K, Mg, Ca, V, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn y Mo, son esenciales para el crecimiento de muchas formas de vida, también tienen efectos tóxicos sobre las células, esencialmente como resultado de su capacidad para alterar o desnaturar las proteínas ([Cañizares-Villanueva 2000](#)). En concreto el Pb es el metal con propiedades tóxicas que más se ha propagado en el ambiente en las últimas décadas, pudiendo causar en humanos alteraciones neurológicas, nefrotoxicidad, anemia y cáncer de riñón ([Navarro-Aviñó et al. 2007](#)).

Mina La Solana se localiza en el relieve denominado El Pago de Las Cabras (Almócita, Almería) ([Fig. 1](#)) y pertenece al distrito minero de Sierra de Gádor, que fue históricamente uno de los más importantes de Europa ([Arboledas 2010](#)). En esta zona se explotó fundamentalmente galena para el aprovechamiento de Pb y fluorita en la última etapa de la actividad, debido a la depreciación que sufrió el Pb ([Ruiz 2003](#)). A consecuencia del tratamiento del mineral se generaron toda una serie de materiales estériles que fueron abandonados sin ningún tipo de tratamiento. Un caso particular de estériles son los lodos ("sludges") generados en el proceso de flotación, que fueron acumulados en balsas o simples depósitos.

Cabe citar que otros depósitos de lodos semejantes han sido estudiados desde otros puntos de vista como el geotécnico para el análisis de su estabilidad ([Cancela-Rey 1987](#)). Para ello se han adaptado los ensayos de caracterización geotécnica a la tipología de material de los lodos, ya que presentan un comportamiento mecánico muy diferente de los suelos naturales. Pero también se han realizado caracterizaciones geoquímicas y como en este caso, se ha puesto de manifiesto una composición de los lodos rica en metales pesados como Pb, Zn y otros elementos traza tóxicos como el As ([Navarro et al. 2008](#); [Acosta et al. 2011](#)), con la correspondiente evaluación de la movilidad de dichos elementos y el grado de afección al entorno próximo. Estos estudios ponen de manifiesto

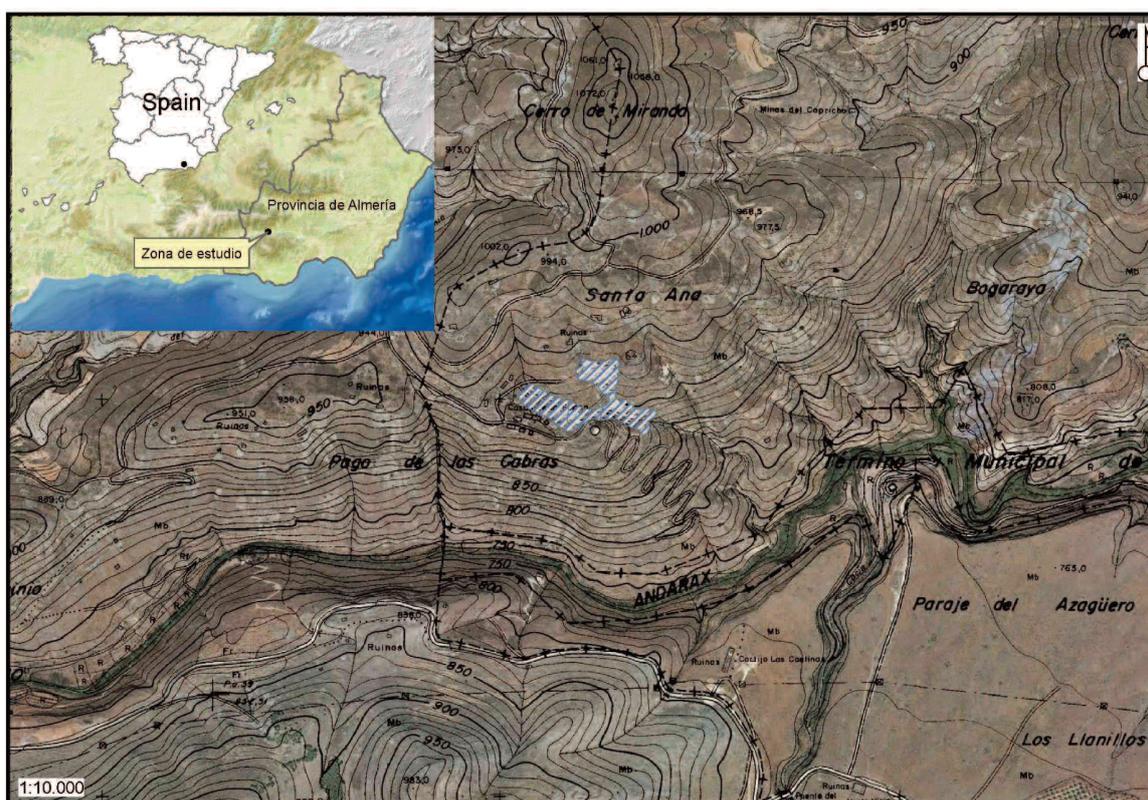


Figura 1. Localización del área de estudio.

la influencia de las características del medio en la movilidad de los elementos. Así por ejemplo, se ha demostrado que la presencia de carbonatos contribuye a la estabilización de los metales, en tanto que a pH básico la mayoría de los metales tienden a estar en formas no solubles, por lo cual la dispersión de la contaminación se produce preferentemente por el arrastre de las partículas sólidas (Navarro et al. 2008, Galán-Huertos y Romero-Baena A. 2008).

En definitiva, el objetivo del presente trabajo es contribuir al estudio de suelos potencialmente contaminados por elementos traza. Además, se destaca la importancia del estudio de la vegetación autóctona que crece espontáneamente sobre este tipo de suelos, dadas las limitaciones comentadas en los diferentes métodos químicos empleados comúnmente en el estudio de la movilidad de metales pesados. Por último, se pretende resaltar la importancia de la inclusión de este tipo de estudios en los análisis de riesgos y la realización de acciones de restauración ambiental, dado que las plantas representan, como productores primarios, una vía a través de la cual dichos elementos ingresan en la cadena trófica. Como señala Chaney (2005), la "fitodisponibilidad" de los elementos traza en los suelos es una parte clave de cualquier evaluación o decisión de remediación del suelo.

Material y métodos

El área de estudio se ubicaba en la mina La Solana, situada en la sierra de Gádor (Longitud: 2° 49' 6" W, Latitud: 36° 59' 28" N. Datum ED50 Zona 30), que desde el punto de vista geológico, constituye un gran bloque de carbonatos de más de 700 m de potencia, pertenece al complejo Alpujárride que forma parte de las Zonas Internas de las Cordilleras Béticas (Aldaya 1969). Mina La Solana se emplaza sobre las unidades del Manto de Lújar, en concreto sobre un nivel de dolomías oscuras (denominadas facies Franciscanas), calizas y brechas de edad Ladiniense (Triásico Medio). Este nivel se encuentra a su vez mineralizado, principalmente por galena y fluorita y como accesorios azurita, malaquita, cerusita y óxidos de hierro (IGME 1983). Como en el resto de la Sierra de Gádor, en Mina La Solana se explotó fundamentalmente galena para el aprovechamiento de Pb y en la última etapa de la actividad fluorita.

El desarrollo edáfico del entorno más próximo es muy pobre, aparecen leptosoles líticos, con un horizonte Ah de menos de 20 cm y en determinadas zonas ausente (Fig. 2a). Como horizonte diagnóstico encontramos el calcárico. Este bloque de carbonatos, calizas y dolomías del triásico configuran un importante acuífero denominado "Sierra de Gádor". El acuífero se encuentra compartimentado por fracturas y tramos menos permeables, de manera que consiste en una serie de bloques más o menos independientes. Se explota como aprovechamiento de riegos y abastecimientos me-

diantes sondeos y galerías, de forma especialmente intensa en su borde sur (Pulido et al. 2001).

En Minas de la Solana se encuentran restos de las instalaciones de un lavadero de mineral por flotación y varios cuerpos de lodos muy erosionados (Fig. 2b). Por la disposición de los lodos se intuye que configuran diferentes fases de un mismo vertido. Para realizar el vertido se construyeron diques de mampostería que interceptaban un pequeño barranco y estructuras de drenaje de fondo y a continuación se realizaba el vertido ocupando el espacio creado aguas arriba. Los depósitos se recrecieron más allá de la cota máxima de los diques, con un talud retranqueado hasta la pendiente máxima posible, que como se puede observar en la actualidad no resultó estable.

Se diferencian cuatro depósitos de diferente tamaño y en distinto grado de desmantelamiento por la erosión. Presentan formas de erosión en túneles verticales ("piping") en diferente grado de evolución hacia a cárcavas y taludes verticales en los que se producen desplomes. El material arrastrado alcanza el cauce del Río Andarax, localizado a menos de 1 km aguas abajo. Se observaron diferentes formas de modelado eólico, como "ripples" y pequeñas dunas en la cumbre de los depósitos. Son evidencias de la remoción de finos por parte del viento y su transporte a otras áreas del entorno.

A este respecto se señala que el clima es típicamente mediterráneo, con una precipitación media anual de unos 540 mm y una temperatura media anual de unos 14.5° C, caracterizado por unos totales pluviométricos muy bajos, un régimen térmico suavizado y una alternancia climática estacional bastante contrastada (Contreras-López 2006). Las lluvias suelen ser de carácter torrencial en cuyo caso genera una copiosa escorrentía superficial.

La vegetación presente en la actualidad en el entorno de los depósitos está caracterizada principalmente por formaciones de esparto (*Thymo gracile-Stipetum tenacissimae*), pastizal vivaz de gramíneas de cobertura media donde domina el esparto (*Stipa tenacissima*). Por su parte, la vegetación sobre los depósitos es escasa y circunscrita prácticamente al perímetro de los mismos (Fig. 2b). Está definida esencialmente por herbáceas de bajo porte y carácter ruderal como la triguera (*Piptatherum miliaceum*) o la hierba mosquera (*Dittrichia viscosa*), aunque también aparecen pies dispersos de matorrales como la retama (*Retama sphaerocarpha*). La fauna es típica de los ecosistemas mediterráneos esteparios, con predominio de las aves, que son el mayor valor ecológico de la zona (Manrique 1993). Los principales usos en el entorno de los depósitos son el ganadero extensivo (ovino y caprino) y el cinegético, dado que la mina se halla en un coto de caza. Por último, se destaca la abundante presencia de madrigueras de conejos en la zona.



Figura 2. (a) Detalle de los suelos del entorno próximo a los depósitos de lodos. (b) Vista parcial de los depósitos de lodos (se observa el grado de encajamiento por la erosión).

Minas de la Solana pertenece al Parque Natural de Sierra Nevada y forma parte de la red ecológica europea "Red Natura 2000". La legislación de referencia es la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas, y la Decisión de la comisión de 30 de abril de 2009, por la que se completan los requisitos técnicos para la caracterización de los residuos establecidos en la norma citada en primer lugar, así como el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas.

Para la evaluación preliminar del estado en que se encontraban los depósitos de lodos se realizó una inspección visual del terreno, acompañada de un levantamiento topográfico (Fig. 3) de detalle y un registro fotográfico de todos los elementos singulares encontrados. A partir de las observaciones in situ se planificó y se llevó a cabo una campaña de toma de muestras superficiales, tanto de los lodos mineros como de los suelos del entorno más próximo. Un total de 22 muestras superficiales, con una distribución espacial según una malla rectangular sistemática y en gradiente (Fig. 4). De las 22 muestras superficiales 12 son de lodos y 10 de los suelos del entorno.

Sobre las muestras se realizó una determinación en laboratorio del contenido pseudototal mediante extracción por digestión con agua regia a 95° C durante 1 h y el contenido en lixiviado mediante extracción de 100 gramos de muestra en un litro de agua, de los siguientes elementos: As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Ta, Ti, V y Zn. Las determinaciones se hicieron con ICP-OES (plasma de acoplamiento inductivo/ espectroscopia de emisión óptica) y EAA (espectroscopia de absorción atómica).

De forma particular se tomaron tres muestras alineadas en una de las cuencas ocupadas por los lodos. Se le denominó perfil 1 (Fig. 4). Se tomó una muestra de suelo aguas arriba, una muestra del lodo y una muestra de suelo aguas abajo. Se realizaron las mismas determinaciones de laboratorio antes descritas además de la medida del pH en base volumétrica de pasta saturada. Los resultados obtenidos se han comparado con los valores del fondo regional definidos como el valor del percentil 95 de las concentraciones de cada elemento en la parte más superficial de los suelos (0 – 20 cm), en las

Zona Internas de las Cordilleras Béticas en el *Estudio de Elementos Traza en Suelos de Andalucía* (Junta de Andalucía 2004).

Además de los ensayos descritos, se tomaron varias muestras de material vegetal en algunas de las plantas arraigadas sobre los depósitos de lodos (Fig. 4). La especie vegetal seleccionada fue la triguera (*Piptatherum miliaceum*) por su mayor interés pascícola y sistema radicular más superficial (Conesa et al. 2009). Las muestras se tomaron de las partes aéreas y estaban exentas de polvo. La época del año en que se realizaron las muestras fue en primavera. Sobre estas muestras se determinó el contenido total en As, Ba, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, Tl, V y Zn, mediante extracción por digestión en microondas con agua regia a 200 °C durante 20 minutos y determinación en ICP-OES y EAA.

Resultados

El valor medio del contenido en Pb y Zn respectivamente es de 6604.600 ppm y 17 457.400 ppm para las muestras de lodo y de 7183.200 ppm y 27 508.700 ppm para las muestras de suelo. El valor mínimo de Pb analizado es de 2418.700 ppm y el mínimo de Zn de 1096 ppm. Para la concentración en Co, Cr, Ni, Sn y V, más del 10 % de las muestras quedan por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada y por tanto no ofrecen una información relevante. As, Ba y Mn se detectan en una concentración media de 38.500, 80 y 408 ppm respectivamente en los suelos, para las muestras de los lodos los valores de concentración media son de 36.200, 61 y 340 ppm respectivamente. Solo en el caso del Cd, Cu y Hg los valores medios son superiores en las muestras de lodos que en las de suelos, con valores de 57, 72 y 10 ppm frente a 49, 61 y 5 ppm., respectivamente (Tabla 1).

Los valores de la concentración media para Cu, Pb y Zn superan el nivel del fondo geoquímico que se establece en 42, 86 y 123 ppm respectivamente (Junta de Andalucía 2004). La concentración media obtenida para el As, tanto en suelos como en el lodo es inferior al nivel del fondo, que se establece en 53 ppm, pero sucede que en determinadas muestras sí se supera, con valores máximos

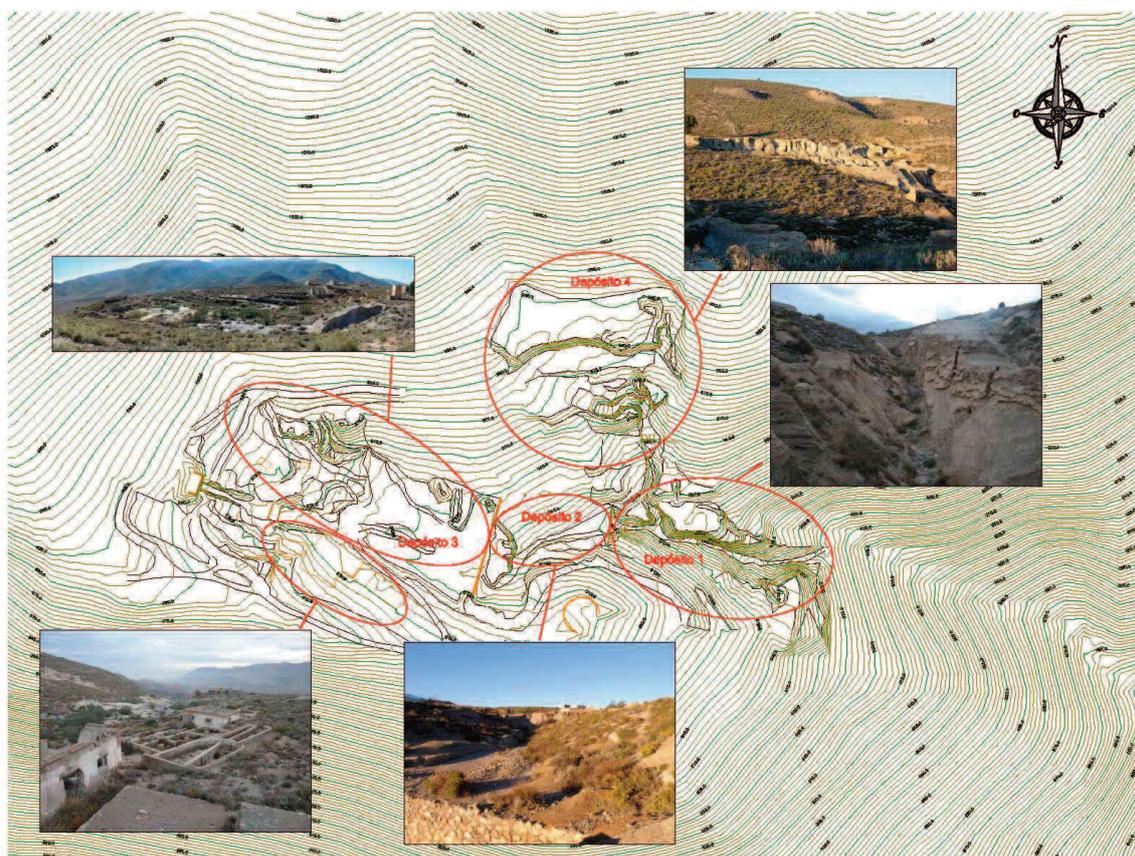


Figura 3. Levantamiento topográfico del área de estudio.

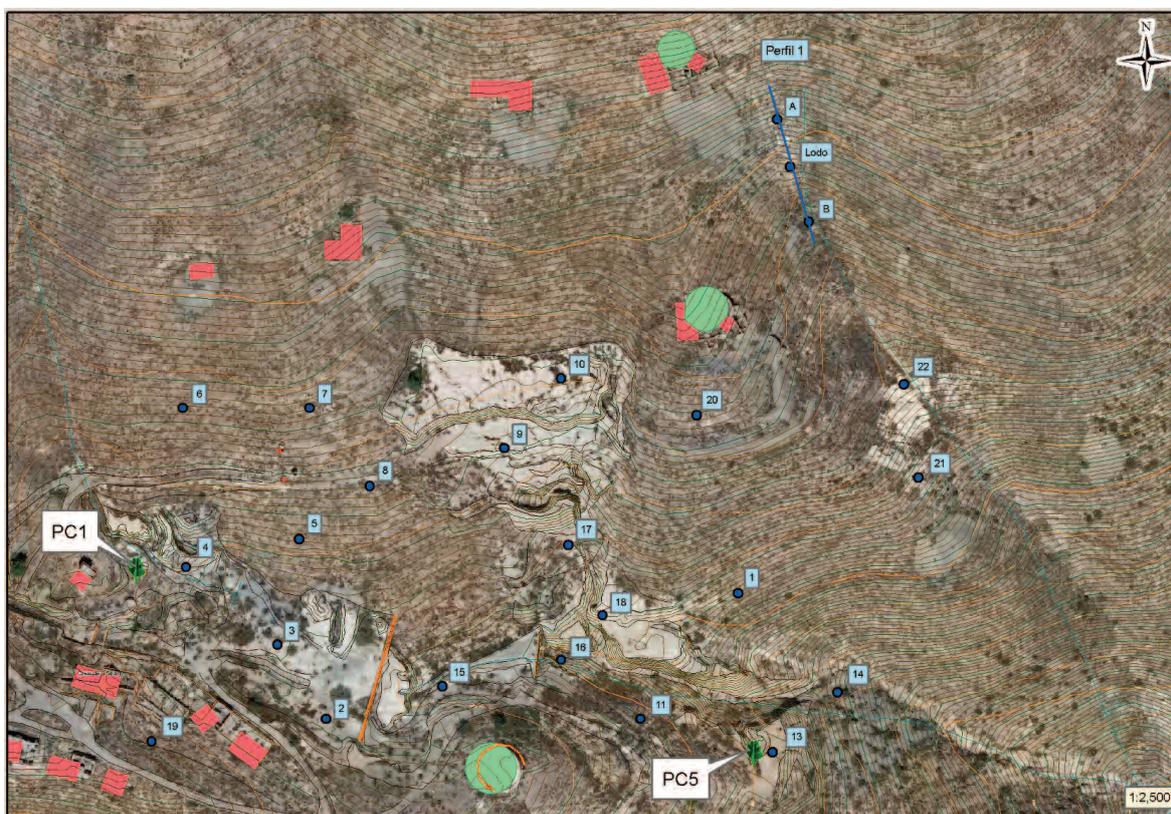


Figura 4. Localización de los puntos de muestreo.

Tabla 1. Concentración pseudototal en ppm de los diferentes elementos analizados. Valor medio, mediana y desviación típica (St) de cada elemento. Los valores precedidos del símbolo < indican el límite de detección instrumental.

Muestra	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sn	V	Zn
PAGO ME-1	38.510	18.290	64.520	0.500	<7.460	82.810	6.240	422.510	<4.470	3825.830	19.290	<74.560	29 428.870
PAGO ME-2	29.880	18.650	46.030	0.580	<7.190	57.780	6.440	407.600	<4.320	7953.730	4.460	<71.930	18 751.800
PAGO ME-3	20.480	126.790	22.700	0.390	<7.260	46.600	3.820	300.040	<4.360	9998.060	5.570	<72.590	7936.510
PAGO ME-4	39.900	24.810	35.820	<0.230	<6.970	72.390	6.810	246.000	<4.180	5310.840	<2.320	<69.700	9710.990
PAGO ME-5	35.500	27.830	48.340	<0.240	<7.220	74.870	6.980	322.580	4.910	6422.730	3.470	<72.220	16 971.590
PAGO ME-6	33.890	87.720	4.570	0.240	23.230	43.440	1.880	650.150	26.010	3353.910	10.790	<70.670	1326.200
PAGO ME-7	34.500	53.050	26.960	<0.240	11.810	59.000	5.280	387.220	8.420	3864.470	3.730	<72.600	8412.390
PAGO ME-8	34.720	<2.470	18.740	<0.240	33.090	47.590	2.010	431.550	18.250	3711.280	11.150	<73.980	7114.320
PAGO ME-9	41.720	44.190	21.150	<0.240	<7.100	80.090	11.120	302.770	<4.260	2691.830	11.400	<70.960	5653.330
PAGO ME-10	12.060	19.700	5.120	0.250	7.780	28.080	11.220	418.720	5.760	2418.720	<2.460	<73.890	1096.060
PAGO ME-11	8.460	134.470	120.780	<0.240	<7.260	21.820	4.060	430.490	11.510	13 084.070	<2.420	<72.560	71 103.800
PAGO ME-12	60.040	96.030	77.480	0.250	11.340	110.010	7.990	387.910	9.400	11 667.000	4.680	<74.600	32 325.440
PAGO ME-13	32.790	201.250	221.070	<0.240	<7.390	24.450	<0.375	414.040	22.130	17000.200	1.870	<73.940	117 926.850
PAGO ME-14	41.520	147.310	30.030	<0.240	<7.130	60.350	5.760	384.910	11.690	11 794.340	1.380	<71.280	68 333.020
PAGO ME-15	79.720	26.650	68.500	<0.240	<7.220	154.750	9.960	355.980	<4.330	7677.510	1.490	<72.160	7696.750
PAGO ME-16	68.200	29.760	66.850	0.380	<7.140	118.270	13.460	276.160	<4.290	13 846.300	1.710	<71.420	21 307.490
PAGO ME-17	27.740	34.480	20.270	<0.05	<7.330	79.740	11.650	278.350	<4.400	2656.510	<2.440	<73.250	4639.120
PAGO ME-18	35.760	91.380	41.890	<0.240	<7.270	71.800	12.990	310.260	4.360	3034.710	4.650	<72.720	10 665.120
PAGO ME-19	76.690	112.350	75.730	<0.240	9.950	65.740	5.950	355.600	8.550	9000.480	2.400	<72.080	31 355.120
PAGO ME-20	21.580	40.500	19.780	<0.240	7.570	44.030	4.460	305.420	4.370	5107.600	<2.250	<70.480	8716.290
PAGO ME-21	10.990	7.030	12.790	<0.240	<7.380	42.530	7.210	309.860	<4.430	1977.180	<2.460	<73.780	2778.870
PAGO ME-22	34.810	101.850	122.620	<0.240	9.090	89.910	11.020	456.690	<4.420	4689.650	<2.460	<73.660	1325.870
Media	37.248	68.766	53.261	0.370	14.233	67.093	7.443	370.673	11.280	6867.589	5.869	-	22 026.173
Mediana	34.765	44.190	38.855	0.380	10.645	63.045	6.810	370.445	8.975	5209.220	4.460	-	9213.640
St	19.228	53.395	50.047	0.134	9.115	31.950	3.455	86.950	7.194	4354.090	5.090	-	28 900.410
Percentil 95	76.266	147.310	122.528	0.556	29.639	117.857	12.990	455.433	23.876	13 808.189	13.767	-	70 965.261
Valor medio lodos	36.171	60.545	57.068	-	-	72.199	9.609	339.706	-	6604.603	-	-	17457.397
Valor medio suelos	38.541	79.728	48.693	-	-	60.966	5.061	407.834	-	7183.171	-	-	27508.704

de 80 ppm en las muestras de lodo y de 77 ppm en las de suelo. Para el caso del Ba, Cd, Hg y Mn, no existe un valor tipificado equivalente (Tabla 2).

Los resultados de los análisis para el contenido pseudototal en metales sobre las muestras del perfil 1 muestran para los elementos As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn, una concentración mayor aguas abajo respecto de las muestras de aguas arriba. En los casos de Ba, Cr, Mn, Ni y Sn, las máximas concentraciones se obtienen en las muestras de aguas arriba y las mínimas se dan en las muestras del lodo. Por último Co y V quedan por debajo del límite de detección instrumental. El lodo presenta las mayores concentraciones en: As, Cd, Cu, Hg y Zn, con valores de 158, 13.700, 108.700, 14, 1202 ppm respectivamente. Se determinó un pH básico para las tres muestras, con valores de 8.2 para la muestra de suelo de aguas arriba, 8.1 para la muestra de aguas abajo y 8.4 para la muestra de lodo. (Tabla 3).

Las concentraciones obtenidas en el eluato (lixiviado obtenido mediante extracción con agua) son en comparación con el contenido pseudototal muy bajas. Así, para el Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Hg, Ni, Sn y V, las medidas quedan casi todas por debajo del límite de detección de los equipos empleados. De Pb, Ba y Zn se obtienen los valores máximos con 10.600, 6 y 2.700 ppm respectivamente (Tabla 4). En el caso de la muestra de lodos del perfil se detecta cierta concentración de algunos elementos en el eluato: Ba, Cd, y Zn con valores de 0.700; 0.300 y 1.500 ppm respectivamente (Tabla 5).

Las plantas analizadas directamente (sin lavar), tal como serían ingeridas por los animales, presentan concentraciones altas de algunos elementos traza en tejidos de tallos y hojas maduras (Tabla 6). En concreto, se han encontrado valores altos de Cd (0.940 y 3.670 ppm), Cr (0.630 y 4.900 ppm), Cu (en una de las muestras) (110 ppm), Hg (0.123 y 0.261 ppm) y, especialmente,

Pb (34 y 210 ppm) y Zn (331 y 1379 ppm). Por el contrario, los valores encontrados para el Cu (en otra de las muestras) (10 ppm) y Mn (11 y 31.900 ppm) son normales. Por último, los valores encontrados para As, Bi, Co, Ni y Tl (en todas las muestras) y para Sn y V (en la mitad de las mismas) han quedado por debajo del límite de detección instrumental. Se han observado contenidos superiores a los niveles fitotóxicos (Tabla 7) y máximos tolerados por el ganado (Tabla 8) de Cu, Pb y Zn en los restos vegetales analizados.

Las muestras de suelo 4 y 13 se corresponden aproximadamente con las muestras de plantas 1 y 5. La concentración pseudototal en ppm para los elementos traza Cu, Pb y Zn, superan los niveles de fondo regional (Junta de Andalucía 2004), para la muestra 4 fue 72.400, 5311 y 9711 ppm respectivamente y para la muestra 13 de 24.500, 17 000 y 117 927 ppm. Por su parte, en el eluato tenemos para el Pb y Zn que la muestra 4 presentaba los valores 2.400 y 1.100 ppm respectivamente y la muestra 13 de 1.200 y 0.800 ppm respectivamente. Los valores encontrados en el eluato para Cu han quedado por debajo del límite de detección instrumental.

Como ocurre para todas las muestras, las concentraciones obtenidas en el eluato son en comparación con el contenido pseudototal muy bajas, aunque destaca que en la muestra 4, a pesar de presentar menores concentraciones pseudototales los valores en el eluato son mayores. Las concentraciones de Cu, Pb y Zn en los tejidos de las plantas en la muestra 1 fueron respectivamente 110, 34 y 331 ppm y en la muestra 5 de 10.600, 210 y 1379 ppm respectivamente. Con estos datos se aprecia una correlación significativa entre el contenido de los elementos traza antes indicado en el suelo y el contenido de los mismos en los tejidos vegetales ya que se ha obtenido un valor del coeficiente de correlación (r) de 0.971 con un error estándar (p) de 0.121.

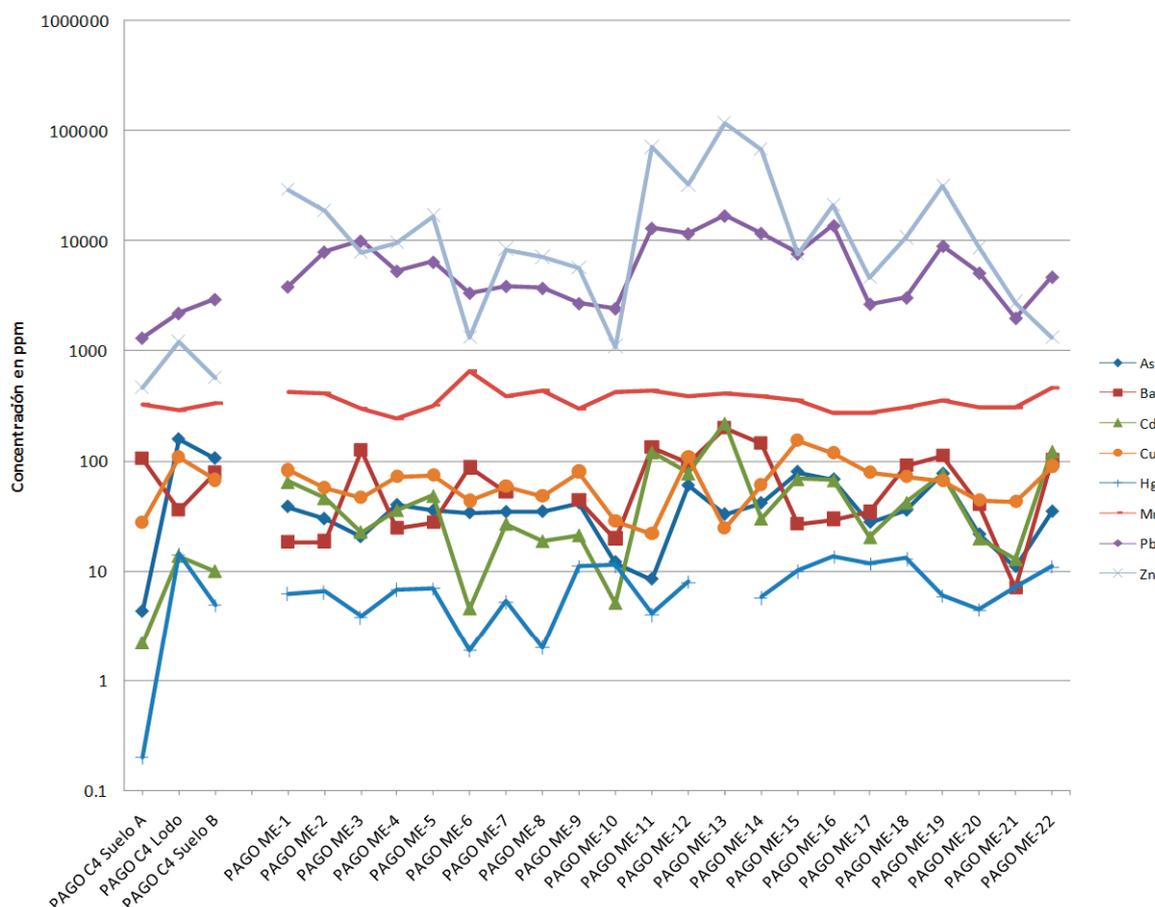


Figura 5. Representación gráfica de las concentraciones pseudototales de los elementos detectados en mayor abundancia. Destaca el Zn y el Pb, en una posición intermedia se sitúa el Ba y todos los demás en concentraciones algo menores.

Tabla 2. Comparación entre los resultados del análisis estadístico básico de los resultados obtenidos en la secuencia de 22 muestras para el contenido pseudototal en elementos traza y los valores del Fondo Geoquímico Regional como referencia. En negrita y cursiva se muestran los valores que superan al de referencia, establecido como el percentil 95° para los suelos del correspondiente dominio geológico.

Contenidos pseudototales	As	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Media	37.250	0.370	14.230	67.090	11.280	6867.590	22 026.170
Mediana	34.770	0.380	10.650	63.050	8.980	5209.220	9213.640
Percentil 95	76.270	0.560	29.640	117.860	23.880	13 808.190	70 965.260
Percentil 95 para suelos superficiales (0 – 20 cm) en las Zona Internas de las Cordilleras Béticas (Junta de Andalucía, 2004)	54	36	193	62	95	109	145

Tabla 3. Valores en ppm del contenido pseudototal en los elementos analizados en las muestras del perfil 1. PAGO C4 Suelo A se corresponde con la muestra de suelo aguas arriba del depósito de lodos. PAGO C4 Lodo es una muestra del depósito de lodos y PAGO C4 Suelo B es la muestra aguas abajo del depósito de lodos. Los valores precedidos del símbolo <, indican el límite de detección instrumental.

Muestra	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sn	V	Zn
PAGO C4 Suelo A	4.300	106.400	2.200	<0.250	36.300	27.600	0.200	328.300	27.600	1303.100	9.100	<74.30	464.400
PAGO C4 Lodo	157.900	35.900	13.700	<0.230	<7.00	108.700	14.300	288.100	<4.200	2190.400	<2.30	<69.70	1201.600
PAGO C4 Suelo B	106.000	79.000	10.000	<0.250	18.900	67.400	4.900	336.000	6.200	2932.500	5.100	<73.40	570.300

Tabla 4. Concentración eluato en ppm de los diferentes elementos analizados. Los valores precedidos del símbolo < indican el límite de detección instrumental.

Muestra	As S	Ba S	Cd S	Co S	Cu S	Cr S	Mn S	Hg S	Ni S	Pb S	Sn S	V S	Zn S
PAGO ME-1	<0.020	<0.500	<0.200	0.130	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	10.600	<0.500	<15	0.540
PAGO ME-2	<0.020	<0.500	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.150	<0.500	<15	0.930
PAGO ME-3	<0.020	<0.500	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.300	<0.500	<15	0.680
PAGO ME-4	0.025	<0.500	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	2.360	<0.500	<15	1.100
PAGO ME-5	<0.020	<0.500	<0.200	0.120	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	<1.00	1.050	<15	<0.40
PAGO ME-6	<0.020	<0.500	<0.200	0.070	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	<1.00	<0.500	<15	0.480
PAGO ME-7	0.024	<0.500	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.680	<0.500	<15	1.240
PAGO ME-8	0.024	<0.500	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.020	<0.500	<15	1.030
PAGO ME-9	0.027	1.380	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	<1.00	<0.500	<15	0.400
PAGO ME-10	<0.020	<0.500	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	<1.00	<0.500	<15	0.400
PAGO ME-11	<0.020	3.640	<0.200	0.050	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.480	<0.500	<15	1.040
PAGO ME-12	0.025	<0.500	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.970	<0.500	<15	2.720
PAGO ME-13	<0.020	<0.500	<0.200	0.090	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.220	<0.500	<15	0.810
PAGO ME-14	<0.020	<0.500	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	<1.00	<0.500	<15	1.360
PAGO ME-15	<0.020	<0.500	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.000	<0.500	<15	1.430
PAGO ME-16	<0.020	<0.500	<0.200	0.070	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.020	<0.500	<15	0.470
PAGO ME-17	<0.020	3.290	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.000	<0.500	<15	<0.40
PAGO ME-18	<0.020	6.090	<0.200	0.160	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	<1.00	<0.500	<15	<0.40
PAGO ME-19	<0.020	2.550	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.390	0.500	<15	0.460
PAGO ME-20	<0.020	2.000	<0.200	0.120	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.090	<0.500	<15	0.410
PAGO ME-21	<0.200	3.850	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	1.050	<0.500	<15	<0.40
PAGO ME-22	<0.200	3.650	<0.200	<0.05	<0.300	<1.500	<0.300	<0.01	<0.900	<1.00	<0.500	<15	<0.40
Media	0.025	3.306	-	0.101	-	-	-	-	-	1.955	0.775	-	0.912
Mediana	0.025	3.465	-	0.105	-	-	-	-	-	1.220	0.775	-	0.810
St	0.001	1.427	-	0.037	-	-	-	-	-	2.424	0.389	-	0.585

Tabla 5. Valores en ppm del contenido eluato en los elementos analizados en las muestras del perfil 1. PAGO C4 Suelo A se corresponde con la muestra de suelo aguas arriba del depósito de lodos. PAGO C4 Lodo es una muestra del depósito de lodos y PAGO C4 Suelo B es la muestra aguas abajo del depósito de lodos. Los valores precedidos del símbolo <, indican el límite de detección instrumental.

Muestra	As S	Ba S	Cd S	Co S	Cu S	Cr S	Mn S	Hg S	Ni S	Pb S	Sn S	V S	Zn S
PAGO C4 Suelo A	<0.020	<0.500	<0.200	<0.050	<1.500	<0.300	<0.010	<0.300	<0.900	<1	<0.500	<15	<0.400
PAGO C4 Lodo	<0.020	0.670	0.270	<0.050	<1.500	<0.300	<0.010	<0.300	<0.900	<1	<0.500	<15	1.490
PAGO C4 Suelo B	0.020	<0.500	<0.200	<0.050	<1.500	<0.300	<0.010	<0.300	<0.900	<1	<0.500	<15	0.500

Tabla 6. Valores de concentración de elementos minerales encontrados en muestras de plantas sin lavar (mg kg⁻¹, materia seca).

Muestra	As inorg.	Ba	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sn	Ti	TI	V	Zn
PC1	<5.715	57	<11.500	0.940	<0.715	4.900	110	0.261	11	<2.860	34	6	10.400	<1.715	<0.575	331
PC5	<5.715	27.500	<11.500	3.670	<0.715	0.630	10.600	0.123	31.900	<2.860	210	<2.575	13	<1.715	0.820	1379

Tabla 7. Intervalos normales en plantas y concentraciones excesivas o fitotóxicas ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, materia seca) de los elementos traza detectados en las plantas analizadas (según diversos autores especificados a pie de tabla).

Elementos	Niveles suficientes o normales	Niveles excesivos o fitotóxicos
Ba	—	500 ^f
Cd	0.050–0.200 ^f	5–30 ^f
	0.050–0.700 ^b	5–700 ^a
Cr	0.100–1 ^a	5–30 ^f
	0.100–0.500 ^f	5–30 ^f
Cu	3–20 ^a	20–30 ^c
	5–20 ^b	25–40 ^a
	3–30 ^e	10–70 ^d
	5–30 ^f	20–100 ^{f,y,e}
Hg	—	1–3 ^f
Mn	15–150 ^a	400–1000 ^f
	30–300 ^f	400–2000 ^a
Pb	2–5 ^a	
	0.500–10 ^e	30–300 ^{b,f,y,e}
	5–10 ^f	
	10 ^b	
Sn	—	60 ^f
Ti	—	50–200 ^f
V	0.200–1.500 ^f	5–10 ^f
	10–150 ^e	>100 ^e
	15–150 ^a	300 ^c
	27–150 ^f	100–400 ^f
Zn	25–150 ^b	500–1500 ^a

(a) Chaney 1989

(b) Barceló y Poschenrieder 1992

(c) Marschner 1995

(d) Gupta y Gupta 1998

(e) Levy et al. 1999

(f) Kabata-Pendias 2001

Discusión

Las concentraciones pseudototales de los elementos As, Cu, Pb y Zn obtenidas para las muestras de suelos representan una anomalía respecto de su entorno ya que superan ampliamente el nivel del fondo geoquímico (Junta de Andalucía 2004) como se ha visto antes. Esto significa que existe un origen antropogénico, relacionado con la actividad minera en esta zona. Este hecho se confirma en los resultados de la concentración pseudototal de los mismos elementos que presentan los depósitos de lodos, de los que se puede decir que actúan como foco de contaminación.

Aunque no se dispone de un nivel de referencia equivalente al caso anterior, las concentraciones pseudototales antes citadas de Ba, Cd, Hg y Mn probablemente representan también una anomalía respecto de los suelos no afectados del entorno. A modo de ejemplo, valores de concentración representativa en calizas han sido determinados en 0.035 ppm de Cd según Kabata-Pendias (2001) y 0.04 ppm de Hg según Adriano (2001).

El valor medio de la concentración en el suelo de As, Ba, Mn, Pb y Zn es superior al valor medio de la concentración en los lodos, pero la desviación estándar de los datos es bastante alta y no sucede lo mismo con los demás elementos, de manera que se interpreta como un avanzado estado de la dispersión de los contaminantes (Fig. 5) (Margui et al. 2011) y en parte también por el efecto de lavado por la movilización preferente de la fracción granulométrica más fina de los lodos por el viento (Aguilar-Ruiz et al. 1999).

La proporción relativa de los elementos analizados en fases solubles en agua es prácticamente nula, así se muestra en los resul-

Tabla 8. Niveles máximos tolerados por el ganado (ovejas y cabras) y la fauna silvestre (conejos) con mayor presencia en la zona de estudio ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, sobre dieta seca), para los elementos traza detectados en las plantas analizadas (según diversos autores especificados a pie de tabla).

Elementos	Ovejas	Cabras*	Roedores
Ba	—	—	250 ^c
	0.5 ^b	—	10 ^c
Cd	10 ^c	—	—
	—	—	—
Cr	Cr ³⁺ soluble	100 ^c	100 ^c
	CrO	3000 ^c	—
Cu	15 ^c	15 ^c	500 ^c
	25 ^b	25 ^b	—
Hg	inorgánico	—	0.2 ^c
	orgánico	—	1 ^c
Mn	1000 ^b	—	2000 ^c
	2000 ^c	—	—
Pb	30 ^b	30 ^b	10 ^c
	100 ^c	100 ^c	—
Sn	100 ^c	—	—
Ti	—	—	—
V	50 ^c	—	—
	300 ^b	300 ^b	500 ^c
Zn	300 ^c	300 ^c	—
	1000 ^a	1000 ^a	—

(a) Annenkov 1982

(b) Chaney 1989

(c) U.S. NRC 2005

*Se han tomado como niveles máximos tolerados por cabras los correspondientes a ovejas

tados del ensayo de extracción con agua. Este hecho está en relación con las características fisicoquímicas del emplazamiento. Se ha determinado un pH básico en las muestras del perfil tanto para el suelo como el lodo, lo que es de esperar dada la naturaleza de la roca de caja (carbonatos). Se ha apreciado una correlación entre el contenido pseudototal de metales en el suelo, con el contenido en elementos traza en los tejidos vegetales. No se aprecia esta correlación con la concentración en el eluato.

Aunque las fases solubles se corresponden normalmente con las formas más fácilmente bioasimilables (Galán-Huertos y Romero-Baena A. 2008), en este caso no es determinante y se ha podido constatar, indirectamente mediante los resultados de los análisis sobre las muestras de plantas, la existencia de otras vías de movilización que ponen a los elementos traza en formas bioasimilables. Estos resultados están en consonancia con lo observado en otros estudios de vegetación sobre depósitos de lodos de minas con altas concentraciones pseudototales de elementos trazas tóxicos y muy bajas en fases solubles en agua y en climas semiáridos, como los llevados a cabo en el distrito minero de La Unión (Murcia, España) por Conesa et al. (2007).

Es de suponer que la incorporación a las plantas de los metales pesados presentes en los suelos, se ha producido fundamentalmente a través de la raíz, como ya se ha indicado, principal tejido de entrada de metales pesados en las plantas (Navarro-Aviñó et al. 2007). Además, es muy probable que entre los mecanismos que hayan aumentado la disponibilidad de los metales, se encuentren la acidificación de la rizosfera mediante la liberación de protones (H^+) y la exudación de agentes quelantes naturales por parte de las raíces y/o la asociación con microorganismos rizosféricos como bacterias y hongos (Diez-Lázaro 2008; Moreno-Jiménez 2010). En especial, las bacterias presentan una mayor resistencia que los hongos a la toxicidad de los metales pesados (Carrasco et al. 2010). En este sentido, se ha descrito que la exudación de mucílagos que forman una capa externa a la raíz (mucigel), también fa-

vorece la complejación de metales pesados como el Cd, Cu y Pb (Navarro-Aviñó et al. 2007). Asimismo, estudios como el llevado a cabo por Abou-Shanab et al. (2003), en relación al efecto de ciertas rizobacterias en la absorción de níquel, concluyeron que las rizobacterias facilitaron la liberación de Ni de la fase no soluble en el suelo, aumentando así la disponibilidad de este metal para *Alyssum murale* (Diez-Lázaro 2008; Sarabia-Ochoa et al. 2010). Por último, para el caso concreto de *Piptatherum miliaceum* se ha determinado que existe una relación entre la composición de la comunidad microbiana asociada a la rizosfera y el contenido en metales tóxicos de la planta (Carrasco et al. 2010). Sin embargo, y dado que poco se sabe todavía acerca de los mecanismos de alteración activa de la disponibilidad de elementos tóxicos en el suelo (Moreno-Jiménez 2010), nada puede concluirse al respecto en el caso de estudio.

En cualquier caso, si se comparan los valores recopilados en la bibliografía como contenidos medios de metales pesados en plantas (Tabla 7) con los obtenidos en los resultados, se ve un alto grado de contaminación en las partes aéreas de los vegetales analizados para Cu, Pb y Zn. De hecho, las concentraciones de estos elementos traza se presentan en valores normalmente tóxicos para las plantas (Tabla 7). No obstante, las plantas que se desarrollan sobre estos depósitos de lodos tienen la capacidad de concentrar metales en sus tejidos aéreos a niveles muy por encima de los normales y sin presentar aparentemente síntomas de toxicidad. No puede hablarse estrictamente de plantas hiperacumuladoras, entendiéndose a éstas como las plantas que toleran y acumulan concentraciones de metales por encima de 10 000 mg kg⁻¹ de Mn y Zn, 1000 mg kg⁻¹ de Co, Cu, Ni y Pb y 100 mg kg⁻¹ de Cd (Kidd et al. 2007). Los valores obtenidos en la muestra de plantas 1 para los elementos Pb y Zn, son similares a los conseguidos por Conesa et al. (2006 y 2007), tanto en estudios de campo como de laboratorio, en muestras aéreas de *Piptatherum miliaceum* que crecían sobre lodos de minas de carácter neutro y con contenidos en esos elementos muy parecidos a los analizados en este trabajo. Por su parte, los valores obtenidos en la muestra de plantas 5 son especialmente altos, al serlo también los contenidos pseudototales en los elementos traza aludidos en los lodos que las albergaban, de acuerdo con la correlación mencionada. En cualquier caso, corroboran la conocida capacidad de la triguera para tolerar y acumular Pb y Zn en sus tejidos (García et al. 2004). Sin embargo, los valores obtenidos en esa misma muestra 1 para el Cu son, en comparación con los estudios citados, elevados.

Finalmente, hay que destacar que las especies vegetales que crecen en el lugar son consumidas preferentemente por especies ganaderas extensivas, como ovejas y cabras, y probablemente también por la fauna silvestre, conejos (en mayor medida), ciervos y jabalíes. De igual modo, si se comparan los valores recopilados en la bibliografía como niveles máximos tolerados en la dieta de la fauna presente (Tabla 8), se observa que los contenidos en Cu, Pb y Zn de las plantas analizadas superan ampliamente estos límites de tolerancia. Destaca la sensibilidad al Pb, que puede causar efectos tóxicos en ovejas, cabras y conejos cuando la concentración en su dieta sobrepasa los 30 mg kg⁻¹, 30 mg kg⁻¹ y 10 mg kg⁻¹ respectivamente (Tabla 8). Por todo ello, puede hablarse de la existencia de una fuente de contaminantes de carácter tóxico y accesible para los seres vivos, mediante la ingesta continuada de estas plantas por parte del ganado y/o la fauna silvestre. En esta línea es interesante destacar estudios como los llevado a cabo por Rodríguez-Estival et al. (2011) y por Reglero et al. (2008), que constataron la transferencia de metales pesados de plantas a ganado vacuno y ovino, el primero, y a ciervos, el segundo, en el entorno de antiguas minas de Pb.

Conclusiones

Los resultados que se presentan en este trabajo ponen de relieve la importancia que tiene la caracterización de las plantas que enraízan sobre estructuras mineras abandonadas, en este caso depósitos de lodos, para una evaluación ambiental completa del impacto ambiental de la actividad minera. Se ha comprobado que aunque los elementos traza no aparezcan en fases móviles, las

plantas son capaces de movilizar una fracción de los mismos y assimilarlos en sus tejidos, estableciéndose una transferencia hacia la cadena trófica.

Por último, plantear la necesidad de estudiar en futuros trabajos la composición mineralógica y la distribución de los elementos traza tóxicos en las diferentes fracciones geoquímicas del suelo y de los lodos para una mejor comprensión de los procesos, los mecanismos de alteración activa de la disponibilidad de elementos tóxicos en la rizosfera de forma experimental, así como un estudio de la concentración de los mismos elementos en los tejidos de los organismos que forman parte de la cadena trófica afectada, todo ello con el objetivo de lograr una evaluación más exhaustiva de la incidencia de este proceso de transferencia de elementos trazas tóxicos a la cadena trófica.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por La Consejería de Economía, Innovación, Ciencia y Empleo de la Junta de Andalucía, como parte de los estudios previos para el proyecto de "Redacción de estudios y proyectos de análisis, diagnóstico, clausura, abandono y rehabilitación de espacios degradados por la actividad minera en Andalucía".

Referencias

- Abou-Shanab, R.A., Angle, J.S., Delorme, T.A., Chaney, R.L., van Berkum, P., Moawad, H., Ghanem, K., Ghazlan, H.A. 2003. Rhizobacterial effects on nickel extraction from soil and uptake by *Alyssum murale*. *New Phytologist* 158: 219-224.
- Acosta, J.A., Martínez-Martínez, S., Martínez-Pagan, P., Zornoza, R., Carmona, D.M., Faz, A. 2011. Estudio de estabilidad en depósitos de lodos del Distrito Minero de Mazarrón (SE España): Riesgos potenciales sobre la Rambla de Las Moreras. *Boletín Geológico y Minero* 122(2): 145-160.
- Adriano, D.C. 2001. *Trace Elements in the Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. 2nd Edition. Springer-Verlag, Nueva York, USA.
- Aguilar-Ruiz, J., Dorronsoro-Fernandez, C., Galán-Huertos, E. Gómez-Ariza, J.L. 1999. Los criterios y estándares para declarar un suelo como contaminado en Andalucía y la metodología y técnica de toma de muestras y análisis para su investigación. En: *Investigación y Desarrollo Medioambiental en Andalucía*, pp. 61-64. OTRI. Universidad de Sevilla, España.
- Aldaya, F. 1969. *Los mantos alpujarrides al sur de Sierra Nevada*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada. España.
- Annenkov, B.N. 1982. Mineral feeding of pigs. En: Georgievskii, V.I., Annenkov, B.N., Samokhin, V.I. (eds.). *Mineral Nutrition of Animals*. pp. 355-389. Butterworths, Londres, Reino Unido.
- Arboleda, L. 2010. Minería y metalurgia Romana en el Sureste Peninsular: La Provincia de Almería. *SAGVNTVM (P.L.A.V.)* 42: 87-102.
- Barceló, J., Poschenrieder, Ch. 1992. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta* 2: 345-361.
- Cancela-Rey, M. D. 1987. *Comportamiento geotécnico de presas de residuos bajo acciones estáticas y dinámicas*. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid. España
- Cañizares-Villanueva, R.O. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 42: 131-143.
- Carrasco, L., Gattinger, A., Fließbach, A., Roldán, A., Schloter, M., Caravaca, F. 2010. Estimation by PLFA of Microbial Community Structure Associated with the Rhizosphere of *Lygeum spartum* and *Piptatherum miliaceum* Growing in Semiarid Mine Tailings. *Microbial Ecology* 60(2): 265-271.
- Chaney, R.L. 1989. Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food-chains. En: Bar-Yosef, B., Barrow N.J., Goldshmid. *Inorganic Contaminants in the Vadose Zone*. pp.140-158. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Chaney, R.L. 2005. Soil metal bioavailability to plants. Partners in Environmental Technology Technical Symposium and Workshop [abstract]. *Proceedings of Partners in Environmental Technology Technical Symposium and Workshop*. D-15 (T420), Washington DC, USA..
- Conesa, H. M., Faz, Á., Arnaldos, R., 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Unión mining district (SE Spain). *Science of the Total Environment* 366: 1-11.

- Conesa, H.M., Schulin, R., Nowack, B. 2007. A Laboratory Study on Revegetation and Metal Uptake in Native Plant Species from Neutral Mine Tailings. *Water Air Soil Pollut* 183: 201-212
- Conesa, H.M., Moradi, A.B., Robinson, B.H., Kühne, G., Lehmann, E., Schulin, R. 2009. Response of native grasses and *Cicer arietinum* to soil polluted with mining wastes: Implications for the management of land adjacent to mine sites. *Environmental and Experimental Botany* 65: 198-204.
- Contreras-López, S. 2006. *Distribución Espacial del Balance Hídrico Anual en Regiones Montañosas Semiáridas Aplicación en Sierra de Gádor (Almería)*. Tesis Doctoral, Universidad de Almería, España.
- Díez-Lázaro, F. J. 2008. *Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: Evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas*. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, España.
- Fernández-Caliani, J.C., González-Díez, I., Aparicio-Fernandez, P., Barba-Brioso, C., Galán-Huertos, E. 2005. Niveles de concentración de arsénico y metales pesados en los suelos del entorno de las minas abandonadas de la Faja Pirítica Ibérica. *Macla* 3: 73-74.
- Galán-Huertos, E., Romero-Baena, A. 2008. Contaminación de Suelos por Metales Pesados. *Macla* 10: 48-60.
- García, G., Faz, Á., Cunha, M. 2004. Performance of *Piptatherum miliaceum* (Smilo grass) in edaphic Pb and Zn phytoremediation over a short growth period. *International Biodeterioration and Biodegradation* 54: 245-250.
- García, I., Dorronsoro, C. 2005. Contaminación por metales pesados. En: *Tecnología de Suelos*. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada. Granada. España. Disponible en: <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>.
- Gupta, U.C., Gupta, S.C. 1998. Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: implications for management. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29: 1491-1522.
- IGME 1983. *Mapa geológico de España*, serie MAGNA 50, pp. 1044 – Alhama de Almería. Instituto Geológico Minero de España. Madrid, España.
- Junta de Andalucía 2004. *Estudio de Elementos Traza en Suelos de Andalucía*. Serie Informes, Estudios, Trabajos y Dictámenes. Consejería de Medio Ambiente. Disponible en: http://www.cma.junta-andalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/Estado_Y_Calidad_De_Los_Recursos_Naturales/Suelo/Suelo.pdf
- Kabata-Pendias, A. 2001. *Trace Elements in Soils and Plants* Third Edition. CRC Press, Florida, USA.
- Kidd, P.S., Becerra-Castro, C., García-Lestón, M., Monterroso, C. 2007. Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum* L. *Ecosistemas* 16(2): 26-43.
- Kosegarten, H., Appel, T., Mengel, K., Kirkby, E.A. 2001. *Principles of Plant Nutrition*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Levy, D.B., Redente, E.F., Uphoff, G.D. 1999. Evaluating the phytotoxicity of Pb-Zn tailings to big bluestem (*Andropogon gerardii* vitman) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.). *Soil Science* 164: 363-375.
- Lugany, M., Tolrà, R., Poschnrieder, C., Barceló, J. 2007. Hiperacumulación de metales: ¿una ventaja para la planta y para el hombre?. *Ecosistemas* 16(2): 4-9.
- Manrique, J. 1993. *Las Aves de Almería*. Instituto de Estudios Almerienses Diputación de Almería, Almería, España.
- Margui, E., González-Fernández, O., Hidalgo, M., Pardini, G., Queralt, I. 2011. Aplicación de la técnica de espectrometría de fluorescencia de rayos-X en el estudio de la dispersión de metales en áreas mineras. *Boletín Geológico y Minero* 122(2): 273-286
- Marschner, H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants* (2nd ed.). Academic Press, Nueva York, EE.UU.
- Martínez-Sánchez, J., Pérez-Sirvent, C., García-Rizo, C. 1997. La problemática del Zn y Pb en el estudio de la posible contaminación por metales pesados en suelos agrícolas de zonas áridas. *Recursos naturales y medio ambiente en el sureste peninsular* 445-454.
- Moreno-Jiménez, E. 2010. *Recuperación de suelos mineros contaminados con arsénico mediante fitotecnologías*. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, España.
- Navarro-Aviñó, J.P., Aguilar, I. López-Moya, J.R. 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas* 16: 10-25.
- Navarro, M.C., Pérez-Sirvent C., Martínez-Sánchez M.J., Vidal, J., Tovar, P.J., Bech, J. 2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals. A case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration* 96: 183-193.
- Pulido, A., Pulido, P.A., Calaforra, J.M. 2001. *Problemática de la gestión del agua en regiones semiáridas*. Instituto de Estudios Almerienses, Almería, España.
- Reglero, M.M., Monsalve-González, L., Taggart, R. 2008. Transfer of metals to plants and red deer in an old lead mining area in Spain. *Science of the total environment* 406: 287-297.
- Rodríguez-Estival, J., Barasona, J.A., Mateo, R. 2011. Blood Pb and δ -ALAD inhibition in cattle and sheep from a Pb-polluted mining area. *Environ Pollut* 160(1):118-24.
- Ruiz, J.L. 2003. La minería en Berja (Almería) (II): política industrial y rentabilidad municipal (1950-1985). *Revista del Centro Virgiano de Estudios Históricos* 6: 119-154.
- Salomons, W. 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration* 52: 5-23.
- Sarabia-Ochoa, M., Madrigal-Pedraza, R., Martínez-Trujillo, M., Carreón-Abud, Y. 2010. Plantas, hongos micorrízicos y bacterias: su compleja red de interacciones. *Biológicas* 12(1): 65-71
- United States National Research Council 2005. *Mineral Tolerance of Animals*, 2nd Revised Edition. The National Academies Press, Washington D.C., USA.
- Van Herreweghe, S., Swennen, R., Vandecasteele, C., Cappuyns, V. 2003. Solid phase speciation of arsenic by sequential extraction in standard reference materials and industrially contaminated soil samples. *Environmental Pollution* 122: 323-342.