

ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (Cd, Hg, Pb Y Zn) EN SUELOS IMPACTADOS POR PLANTA RECICLADORA DE PLOMO (ZACATECAS, MÉXICO), A UNA DÉCADA DE PARAR OPERACIONES

Potentially toxic elements (Cd, Hg, Pb and Zn) in impacted soils by recycling lead plant (Zacatecas, Mexico), a decade after stopping operations

Martín Federico SOTO JIMÉNEZ^{1*} y Daniel OLVERA-BALDERAS²

¹ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Joel Montes Camarena s/n, Centro, Mazatlán, Sinaloa, México. C.P. 82040

² Facultad de Medicina campus Mazatlán, Universidad Autónoma de Sinaloa, Eje 2, Fraccionamiento Pradera Dorada, Mazatlán, Sinaloa. CP. 82139

*Autor de correspondencia: martin@ola.icmyl.unam.mx

(Recibido febrero 2018; aceptado septiembre 2018)

Palabras clave: dispersión de contaminantes, factor de enriquecimiento, remediación, salud pública

RESUMEN

Se analizaron cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb) y zinc (Zn) en 75 muestras de suelo que circundan (7 km²) a una planta recicladora de Pb fuera de operación en Fresnillo, Zacatecas y cinco muestras de una zona no impactada para obtener los valores regionales. El aluminio (Al) fue usado como elemento de referencia para el cálculo de factores de enriquecimiento (FE). Se observó una elevada variabilidad en las concentraciones de Cd (0.02 - 9.11 µg/g), Hg (< L.D. - 2.91 µg/g), Pb (8.9 - 9216 µg/g) y Zn (31.2 - 465 µg/g). Una alta asociación fue observada entre Cd, Pb y Zn, pero no con Al y Hg. Hubo una asociación inversa con la distancia a la fundidora para las concentraciones de Cd y Pb, pero no para Hg y Zn. Esto indica que la fuente de Cd y Pb fue la planta recicladora, mientras que el Hg y el Zn pueden tener otras fuentes antrópicas o un comportamiento distinto. El Cd y el Pb muestran una clara tendencia a acumularse hacia la dirección oeste - noroeste. Hubo una significativa disminución de Pb respecto a los niveles máximos en 2004 (de 84 238 µg/g a 9216 µg/g) dentro de los terrenos de la planta. Aun así, los FE_{Cd} y FE_{Pb} variaron desde naturales hasta contaminados y la contaminación se extiende a ~ 0.5 km hacia el O - NO. Los FE_{Hg} y FE_{Zn} fueron de niveles naturales a enriquecidos. Las altas concentraciones de Cd y Pb dentro y fuera del terreno ocupado por la planta hacen necesario el monitoreo continuo del área impactada, dado al transporte potencial de los polvos hacia poblaciones aledañas.

Key words: pollutant dispersion, enrichment factor, remediation, public health

ABSTRACT

Cadmium (Cd), mercury (Hg), lead (Pb) and zinc (Zn) were analyzed in 75 samples of surrounding soils (7 km²) to a lead recycling plant out of operation in Fresnillo, Zacatecas, and five samples of a non-impacted soil to obtain the background regional values. Aluminum (Al) was used as a reference element for the calculation of

enrichment factors (EF). A high variability was observed in the concentrations of Cd (0.02 - 9.11 µg/g), Hg (< D.L., - 2.91 µg/g), Pb (8.9 - 9216 µg/g) and Zn (31.2 - 465 µg/g). A high association was observed between Cd, Pb and Zn, but not with Al and Hg. There was an inverse association with the factory distance for the concentrations of Cd and Pb, but not for Hg and Zn. This indicates that the source of Cd and Pb was the recycling plant, while Hg and Zn may have other anthropogenic sources and/or a different behavior. Cd and Pb show a clear trend to accumulate towards the west-northwest direction. There was a significant decrease in Pb with respect to the maximum levels in 2004 (from 84 238 µg/g to 9216 µg/g) within the factory land. Even so, the FE_{Cd} and FE_{Pb} varied from natural to contaminated and the contamination extends to ~ 0.5 km towards the W - NW. FE_{Hg} and FE_{Zn} were from natural to enriched levels. The high concentrations of Cd and Pb in and out of the occupied plant land make necessary the continuous monitoring of the impacted area given the potential transport of the dust to nearby populations.

INTRODUCCIÓN

En las diferentes etapas del proceso de extracción de minerales, molienda, concentración, transporte y en la fundición y refinación primaria o secundaria de metales, se producen diferentes tipos de emisiones ambientales de los metales explotados (hacia la atmósfera, suelos, aguas superficiales y subterráneas). En algunos sitios urbanos la acumulación histórica y el escaso control en las emisiones han resultado en niveles de concentración de metales de riesgo para la biota, incluyendo a los humanos. Existen múltiples reportes a nivel internacional (Bryan y Langston 1992, Salomons 1995, Ullrich et al. 1999, Bacon y Dinev 2005, Ettler et al. 2005, Alloway 2013) y nacional (Díaz et al. 1997, García et al. 2001, Pineda et al. 2004, Carrizales et al. 2006, Soto y Flegal 2011a, b, Ruelas et al. 2011, Páez et al. 2015) que señalan la degradación ambiental y el riesgo a la salud pública que ocasionan las actividades minero metalúrgicas, aún hoy en día.

En las últimas décadas se han informado problemas serios de altas concentraciones de metales en aguas subterráneas, en la atmósfera y en áreas urbanas alrededor de zonas de minas y metalúrgicas en México. Entre las regiones donde se ha informado de impactos ambientales o de salud pública, se incluyen diversas poblaciones de Zacatecas, San Luis Potosí, Hidalgo, Chihuahua, Coahuila, Sonora, Durango, Sinaloa, Nuevo León y Aguascalientes (**Cuadro I**). La mayoría de los sitios afectados se encuentran cerca de donde se localizan los principales depósitos de minerales y sus plantas de beneficio, los complejos metalúrgicos de fundición y refinación, y en plantas de fundición secundarias dedicadas al reciclamiento de los metales.

Uno de los casos de contaminación que llamó la atención en México a mediados del año 2000, fue el reportado por Manzanares-Acuña et al. (2006), relacionado con la operación de una planta recicladora de metales denominada “Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso”, localizada en la zona rural del municipio de Fresnillo, Zacatecas. Estos autores reportaron contaminación por plomo en suelos recolectados en 2004 en los terrenos aledaños a esta planta fundidora que variaban en un intervalo de 73 a 84 238 µg/g (4940 ± 14950 µg/g). En el estudio, los autores daban cifras de más 1500 familias afectadas por la contaminación de Pb, en particular niños, pertenecientes a las comunidades San Ignacio, Río Florido y José María Morelos. Los autores señalaron que, aunque la mayoría de los niños presentaba concentraciones de Pb en sangre < 10 µg/dL, constituían una población de alto riesgo de sufrir daños a su salud. Por otro lado, de acuerdo con los pobladores se habían producido graves episodios de muerte de ganado, con síntomas probables de intoxicación por plomo. A raíz del estudio mencionado y de quejas de los habitantes, la planta fue clausurada por la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente el 11 abril del 2006 y desmantelada un año más tarde, realizándose trabajos de limpieza y remediación en el terreno ocupado.

A pesar de que el citado estudio se refería solamente a la contaminación por Pb, basado en estudios sobre el proceso de reciclamiento de plomo y, a sabiendas que se mezcla con otros metales para formar aleaciones, se consideró que otros elementos potencialmente tóxicos (EPT), tales como Cd, Hg y Zn, pudieran haber sido simultáneamente emitidos. Dada la persistencia y elevada toxicidad del Pb y de los otros EPT mencionados, el objetivo de esta investigación fue evaluar el nivel de contaminación que representan estos elementos a

CUADRO I. ESTUDIOS REALIZADOS EN SITIOS IMPACTADOS POR ACTIVIDADES MINERAS Y METALÚRGICAS EN MÉXICO

Localidad (Estado)	Metal	Referencia
Torreón (Coahuila).	As, Cd, Pb, Zn.	Albert y Badillo 1991, Cebrian et al. 1994, Benin et al. 1999, Valdes y Cabrera 1999, Rosas et al. 1999, García et al. 2001, Moyeda 2007, Sánchez 2007, Olvera 2008, Soto y Flegal 2011a,b
Aguascalientes (Aguascalientes)	Cd, Cu, Pb, Zn.	Mitchell et al. 2016
Bermejillo, Cerro de Mercado (Durango).	As, Cd, Pb, Zn.	Moyeda 2007, Sánchez 2007, Olvera 2008, Morales et al. 2015.
Zimapán (Hidalgo).	As.	García 1997, Méndez y Armienta 2003, Armienta et al. 1997, 2004, Ongley et al. 2007.
San Luis Potosí, Villa de La Paz y Matehuala (San Luis Potosí).	Ag, As, Au, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Tl, V, Zn.	Díaz et al. 1993, Castro et al. 1997, Razo et al. 2004, Carrizales et al. 2006, Chiprés et al. 2008, Romero et al. 2007, 2008, Romero y Gutiérrez 2010, Pérez-Vázquez et al. 2015, Martínez et al. 2017.
Chihuahua, Parral, Naica, Sta. Barbara (Chihuahua).	Ag, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn.	Benin et al. 1999, Alarcón et al. 2005, Gutiérrez et al. 2007.
Monterrey (Nuevo León).	As, Cd, Pb.	Benin et al. 1999, Villalobos et al. 2010, Gutiérrez et al. 2012, Orta et al. 2016.
Zacatecas, Sombrerete, Fresnillo, Noria de Ángeles, Guadalupe (Zacatecas).	As, Cd, Cr, Hg, Pb, Zn.	Sánchez 2005, Carrillo y González 2006, Manzanares et al. 2006, Olvera 2008, Ramírez y Nuñez 2009, Rodríguez et al. 2010, Covarrubias et al. 2018.
Guanajuato (Guanajuato).	As, Cd, Co, Cu, Pb, Hg, Se, Zn.	García et al. 2004, Mendoza et al. 2006, Ramos y Siebe 2006, 2007, Loredó et al. 2017.
Taxco (Guerrero).	Ag, As, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Tl, V.	Armienta et al. 2003, Talavera et al. 2005, Arcega et al. 2009, Romero y Gutiérrez 2010, Romero et al. 2010.
Zacazonapan (Edo. de México).	Ag, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Si, Sr, Ti, V, Zn.	Lizárraga 2008.
Río Baluarte, Río San Lorenzo (Sinaloa).	Ag, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn.	Ruelas et al. 2011, Páez et al. 2015.
Nacozari (Sonora)	Mn, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Zr, Ba, Hg, Pb.	Meza et al. 2009.

más de una década de haberse parado la operación de la planta y suspendido las emisiones.

MÉTODOS

Toma de muestras

Se recolectaron 75 muestras de suelo circundante al área (1.4 - 1.7 km de radio, aprox. 7 km²) donde se encontraba la planta “Reciclado de Metales Gildardo Gómez Alonso” (23°19.774' N y 103°00.032' O), cercanas a las comunidades San Ignacio, José María Morelos y Río Florido en municipio de Fresnillo, Zacatecas (**Fig. 1**). Las muestras de suelo superficial (0 - 2 cm) se recolectaron empleando espátulas de plástico dentro de un círculo de acrílico de 0.07 m² para delimitar el área y para evitar corrientes de aire.

Además, se utilizó un tamiz 10 de 2 mm de poro para eliminar partículas mayores a ese tamaño. Para evitar un sesgo durante el proceso de normalización de los datos y cálculo de los factores de enriquecimiento (FE), debido a anomalías geoquímicas naturales por haber distritos mineros en la región, colectamos muestras de suelos no contaminados. Todas las muestras se colocaron en doble bolsa de sello hermético debidamente etiquetadas con clave de muestra, fecha, hora, posición geográfica y elevación registrados a través de sistemas de posicionamiento global (GPS, por sus siglas en inglés).

Procesamiento y análisis de muestras

Todo el material utilizado se lavó para metales traza con jabón libre de fosfatos, enjuague con abundante agua corriente, seguido de un triple

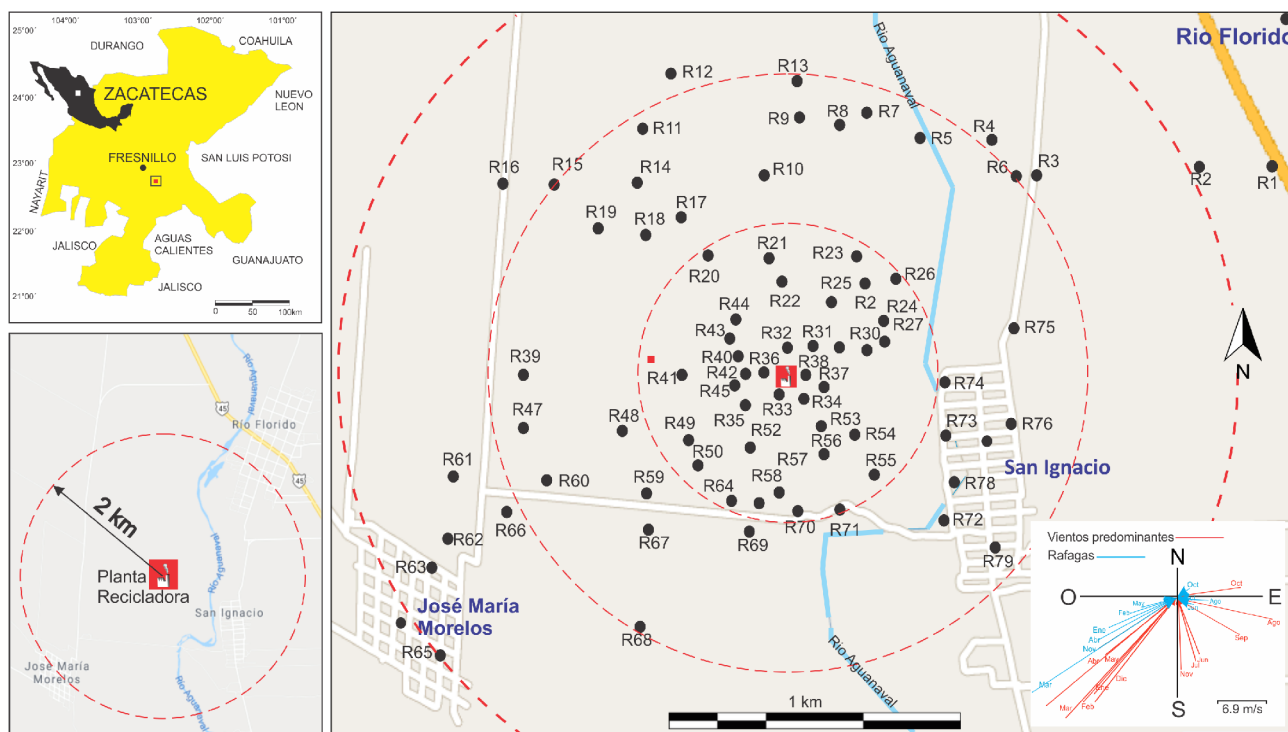


Fig. 1. Localización de la zona de estudio en el municipio de Fresnillo, Zacatecas (norte de México), ubicación del terreno ocupado por la planta recicladora “Gildardo Gómez Alonso” (23° 19' 46.35" – 23° 19' 46.38" N, 102° 59' 59.83" – 103° 00' 04.2" O), puntos de muestreo para la colecta de suelos superficiales y distribución de fuerzas eólicas con datos obtenidos del aeropuerto internacional General Leobardo C. Ruiz (22° 53' 49.60" N 102° 41' 12.80" O) (<http://www.wunderground.com>)

enuague con agua ultrapura Milli-Q® tipo I. Posteriormente, se sumergió en una solución de HCl 2 M preparada con ácido para análisis de metales traza (TMG, JT Baker) y agua tipo I, por lo menos tres días. El material fue enjuagado por triplicado con agua tipo I y sumergido en una solución de HNO₃ 2 M (TMG, JT Baker y agua tipo I). El secado del material y procesamiento de las muestras se realizó bajo una campana de flujo laminar con filtro de alta eficiencia para partículas en el aire (HEPA, por sus siglas en Inglés), clase 1000. Para la determinación de concentraciones de metales totales, las muestras de suelos y polvos se digirieron con una mezcla de HCl + HNO₃ + HF (10, 3, 1 ml) en bombas de teflón llevadas a altas temperaturas y presiones en un sistema Mod-Block (Soto et al. 2006).

Los contenidos de Al, Cd, Pb y Zn en las muestras digeridas se determinaron mediante un equipo de espectrometría de absorción atómica marca Varian Spectraa 220 - AA en modo de flama u horno de grafito (GFAAS). Las concentraciones de Hg se determinaron mediante el acoplamiento del equipo de espectrometría de absorción atómica a un generador de hidruros (HG - FAAS, Varian VGA - 77).

La exactitud y precisión de la técnica fue evaluada mediante el uso de material de referencia estándar polvo de interiores (SMR 2584) y de jales mineros (RTS - 3 Sulphide Ore Mill Tailings Reference Material, CCRMP) (**Cuadro II**).

Junto con el análisis de los EPT, se practicaron algunos análisis complementarios que incluyeron la granulometría, que consiste en oxidar la materia orgánica con H₂O₂ al 30 %, separar gravas y arenas con un tamiz de 62 µm y limos y arcillas por pipeteos secuenciales en probetas de 1 L (Folk 1974). Se analizó el contenido de CaCO₃ por titulación del exceso de HCl 1 N con NaOH 0.5 N añadido a una alícuota de suelo seco y molido (Rauret et al. 1987). El análisis de carbono orgánico se realizó mediante la oxidación con K₂CrO₇ 1 N (con la adición de H₂SO₄, NF y H₃PO₄) y titulando con NH₄Fe(SO₄)₂ 0.5 M en presencia de difenilamina (Loring y Rantala 1992). Además, se midió el potencial de hidrógeno (pH) (pHep waterproof, Hanna Instruments) en una suspensión sobrenadante de una mezcla de relación suelo:agua destilada 1:2 y la conductividad eléctrica se midió (EC / TDS Traceable Fisher Scientific) en el extracto de saturación del suelo (SEMARNAT 2002).

CUADRO II. COMPARACIÓN DE CONCENTRACIONES ($\mu\text{g/g}$) DE METALES OBTENIDAS DEL MATERIAL DE REFERENCIA ESTÁNDAR SMR 2584 (POLVO DE INTERIORES) Y DE JALES MINEROS RTS - 3 (CCRMP)

SMR 2584				
Metal	Concentración certificada	Concentración determinada	Recuperación (%)	Coefficiente de variación
Al	23 200 \pm 600	20 565 \pm 2260	89	11
Cd	10.0 \pm 1.10	9.86 \pm 1.1	99	9
Hg	4.1 \pm 1.3 *	5.72 \pm 0.74	139	13
Pb	9761 \pm 67	8375 \pm 115	86	1
Zn	2580 \pm 150 *	2211 \pm 119	86	5.4
RTS - 3				
Al	47 900 \pm 510	50 734 \pm 3044	106	6
Pb	146 \pm 15.6	143.8 \pm 6.40	99	4
Zn	1850 \pm 80	1820 \pm 24.3	98	1.3

* Valor de referencia o informativo (no certificado)

Análisis y procesamiento de los datos

Los datos obtenidos se procesaron con Excel 2015 (Microsoft, Redmond, WA, EUA) y JMP 13 (SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA). Se realizaron pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk GOF) y dado que la mayoría de variables no mostraron una distribución normal, se utilizaron pruebas estadísticas no paramétricas (Reimann et al. 2002, Soto y Páez 2008). Se realizó un análisis de correlación de Spearman (ρ , ρ) para conocer el grado de asociación o interdependencia de las concentraciones de metales con la distancia a la planta y entre ellos.

En el estudio se calculó el FE para cada uno de los EPT (Cd, Hg, Pb y Zn), utilizando aluminio (Al) como elemento de referencia. Se asume que Al es un elemento conservativo, con un flujo uniforme de la corteza a los suelos y que raramente es introducido antrópicamente en cantidades que alteren su concentración natural (Schropp et al. 1990, Soto y Páez 2001a). El cálculo del FE se realizó con la ecuación (Buat-Menard y Chesselet 1979, Soto y Páez 2001a, b):

$$FE = [(M / Al)_s / (M / Al)_r] \quad (1)$$

donde M representa el metal Cd, Hg, Pb o Zn, los términos s y r se refieren a la concentración del metal en la muestra y al valor de referencia. Frecuentemente se emplean los valores promedio de la corteza terrestre para la estimación del FE. Sin embargo, en zonas mineras se pueden presentar anomalías geoquímicas naturales, por tanto, el uso de estos valores de referencia puede suponer un sesgo hacia la obtención del

FE. Por tal motivo, en el análisis se emplearon las concentraciones de metales encontrados en suelos derivados de la roca madre de la región para el cálculo del FE. Esto evita el cálculo de FE anómalos, que no necesariamente indiquen que la contaminación es antrópica. Las muestras de suelo no contaminadas fueron recolectadas a más de 1 m de profundidad en una zona rural cercana al poblado de María de Jesús a 5 km de la planta hacia el NE.

Las concentraciones de metales determinados en las muestras de suelo profundo promediaron 38 864 \pm 878 $\mu\text{g/g}$ para Al, 0.04 \pm 0.003 $\mu\text{g/g}$ para Cd, 14.9 \pm 1.24 $\mu\text{g/g}$ para Pb, 0.38 \pm 0.06 $\mu\text{g/g}$ para Hg y 36.9 \pm 1.0 $\mu\text{g/g}$ para Zn. Al comparar con los valores promedio de la corteza terrestre, sólo los de Cd y Zn fueron significativamente menores (Al 3.5 %, Cd 0.2 $\mu\text{g/g}$, Hg 0.5 $\mu\text{g/g}$, Pb 11.2 $\mu\text{g/g}$ y Zn 70 $\mu\text{g/g}$; Berry y Mason 1959, Martín y Meybeck 1979).

A partir de los datos de concentración georreferenciados se construyeron mapas de isolíneas utilizando el programa Surfer versión 11 (Golden Software Inc., Colorado, EUA). El método de interpolación que se utilizó fue el Kriging que se basa en una serie de interpolaciones lineales no sesgadas con varianza mínimas (Cooper y Istok 1988).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El **cuadro III** presenta los resultados de los análisis físicos y químicos (materia orgánica, CaCO_3 , pH, CE y textura) de las muestras de suelo ordenados según su distancia y orientación con la ubicación de

CUADRO III. PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS DE LOS SUELOS RURALES CIRCUNDANTES A LA FUNDIDORA “RECICLADO DE METALES GILDARDO GÓMEZ ALONSO”

Radial #	Latitud (N)	Longitud (O)	Distancia (km) y Dirección	Mz	σ	% Arenas	% Limos	% Arcillas	Finos	% Mat. org.	% CaCO ₃	pH	CE (dS/m)
34	23.329	-102.999	0.0 SE	3.3	2.1	79.3	14.8	5.8	20.7	8.1	3.8	7.1	0.75
33	23.329	-103.000	0.1 SE	3.7	2.6	69.8	18.5	11.7	30.2	2.9	4.4	6.7	4.11
29	23.330	-102.999	0.1 E	4.3	2.4	54.5	34.2	11.3	45.5	7.0	3.1	6.9	0.41
35	23.329	-103.001	0.1 SO	4.5	2.5	54.7	32.1	13.1	45.3	6.0	4.2	6.8	0.52
31	23.330	-103.000	0.1 N	4.4	2.6	55.3	33.2	11.5	44.7	9.0	4.9	6.7	0.75
30	23.330	-102.999	0.1 NE	4.5	2.5	54.2	34.5	11.2	45.8	9.5	1.9	6.7	0.52
53	23.328	-102.999	0.2 S	3.6	2.2	71.4	28.6	0.0	28.6	2.0	3.1	6.2	0.41
32	23.330	-103.001	0.2 NO	3.5	2.4	76.8	13.8	9.4	23.2	4.2	3.3	6.8	0.35
28	23.330	-102.998	0.2 E	3.7	2.4	70.0	19.2	10.9	30.0	3.9	3.5	7.1	0.46
37	23.330	-103.002	0.2 O	2.6	1.7	84.5	15.5	0.0	15.5	7.8	2.9	6.5	0.37
38	23.330	-103.002	0.2 O	4.2	2.2	56.0	37.1	6.9	44.0	12.2	10.6	7.3	1.63
36	23.329	-103.002	0.2 O	4.1	2.9	62.9	24.5	12.5	37.1	9.2	5.7	6.5	0.53
42	23.329	-103.002	0.2 O	3.4	2.5	74.3	15.2	10.5	25.7	3.8	2.7	6.2	0.26
45	23.329	-103.002	0.2 O	3.0	2.2	82.1	12.7	5.2	17.9	9.7	4.8	6.4	0.85
56	23.327	-102.999	0.2 S	6.6	2.9	13.3	50.7	36.0	86.7	9.5	4.9	6.5	0.73
43	23.330	-103.002	0.3 O	2.8	2.1	86.6	8.1	5.3	13.4	6.4	9.3	6.0	0.44
25	23.332	-102.999	0.3 N	3.9	2.8	63.0	28.5	8.5	37.0	7.7	2.4	6.8	0.91
54	23.328	-102.998	0.3 SE	4.2	2.2	56.7	37.0	6.2	43.3	7.3	5.5	8.1	2.79
27	23.331	-102.998	0.3 NE	3.5	2.3	72.3	19.3	8.4	27.7	5.3	3.1	7.1	0.39
52	23.327	-103.002	0.3 SO	3.8	2.7	69.7	17.8	12.5	30.3	3.5	2.7	7.4	0.22
44	23.331	-103.003	0.3 NO	3.0	1.6	90.3	6.3	3.4	9.7	5.8	3.6	6.1	0.43
74	23.329	-102.996	0.3 E	2.5	1.5	93.3	4.3	2.4	6.7	6.3	4.3	7.3	0.65
22	23.332	-103.001	0.4 N	3.5	2.5	72.2	19.4	8.4	27.8	6.1	4.1	7.1	1.05
55	23.326	-102.998	0.4 SE	3.4	2.2	81.1	11.0	7.9	18.9	2.5	2.1	7.1	0.24
24	23.332	-102.998	0.4 NE	4.3	2.8	60.7	25.8	13.5	39.3	6.4	3.8	7.0	1.05
73	23.328	-102.996	0.4 SE	2.6	1.7	91.7	4.5	3.8	8.3	4.1	7.5	6.9	0.70
57	23.326	-103.001	0.4 S	5.5	2.5	41.9	36.8	21.3	58.1	6.0	3.4	7.4	1.06
71	23.326	-102.999	0.4 S	3.3	2.0	81.5	13.3	5.3	18.5	4.9	4.1	7.5	0.68
70	23.325	-103.000	0.4 S	3.1	2.2	81.1	12.3	6.6	18.9	5.7	5.2	6.9	0.63
21	23.333	-103.001	0.5 N	3.0	2.3	83.6	8.9	7.5	16.4	4.2	2.8	7.0	0.88
23	23.333	-102.998	0.5 N	3.5	2.4	75.4	14.5	10.1	24.6	6.7	3.3	7.1	0.44
41	23.329	-103.004	0.5 O	3.2	2.4	76.4	17.0	6.5	23.6	7.2	5.2	6.4	0.51
49	23.328	-103.004	0.5 SO	2.9	2.0	86.9	8.1	4.9	13.1	5.3	3.8	6.9	0.86
26	23.333	-102.997	0.5 NE	3.3	2.3	77.1	15.0	7.9	22.9	2.2	2.6	7.1	0.44
50	23.327	-103.004	0.5 SO	3.4	2.3	78.5	12.2	9.3	21.5	7.6	2.1	6.9	0.42
58	23.326	-103.003	0.5 SO	3.8	2.2	67.1	26.4	6.6	32.9	8.5	9.1	7.8	1.09
64	23.326	-103.003	0.5 SO	3.0	1.7	86.8	10.8	2.4	13.2	3.4	3.6	7.5	0.60
78	23.326	-102.996	0.5 SE	3.2	2.2	77.5	16.8	5.7	22.5	5.9	8.2	7.2	0.79
69	23.325	-103.002	0.5 S	3.8	2.4	74.1	25.7	0.2	25.9	2.7	2.8	7.7	0.36
20	23.333	-103.003	0.6 NO	3.0	2.1	83.8	10.1	6.1	16.2	7.0	3.1	6.3	0.49

CUADRO III. PARÁMETROS FÍSICOS Y QUÍMICOS DE LOS SUELOS RURALES CIRCUNDANTES A LA FUNDIDORA “RECICLADO DE METALES GILDARDO GÓMEZ ALONSO”

Radial #	Latitud (N)	Longitud (O)	Distancia (km) y Dirección	Mz	σ	% Arenas	% Limos	% Arcillas	Finos	% Mat. org.	% CaCO ₃	pH	CE (dS/m)
72	23.325	-102.996	0.6 SE	3.4	2.0	73.4	23.2	3.4	26.6	4.9	8.6	8.0	1.00
76	23.328	-102.994	0.6 E	4.6	3.2	57.3	19.5	23.2	42.7	6.4	7.3	7.1	6.96
75	23.331	-102.994	0.6 E	3.6	2.1	70.8	25.8	3.4	29.2	6.0	6.3	6.8	0.81
48	23.328	-103.006	0.7 O	2.6	1.5	87.4	12.6	0.0	12.6	6.9	3.4	6.8	0.94
59	23.326	-103.005	0.7 SO	6.1	2.4	23.4	62.6	14.0	76.6	4.6	3.9	5.7	0.34
17	23.334	-103.004	0.7 NO	4.6	2.7	55.7	31.5	12.7	44.3	5.0	5.1	7.1	0.84
10	23.336	-103.001	0.7 N	3.7	2.8	73.8	13.2	12.9	26.2	9.5	4.7	7.1	0.47
67	23.325	-103.005	0.8 SO	4.7	2.6	50.9	39.6	9.6	49.1	7.2	5.7	7.1	0.99
79	23.324	-102.995	0.8 SE	2.6	2.1	85.0	9.5	5.5	15.0	5.6	10.6	6.5	0.64
18	23.334	-103.005	0.8 NO	6.0	2.3	20.5	66.6	12.9	79.5	10.3	4.6	7.0	1.65
9	23.337	-103.000	0.9 N	3.9	2.7	66.3	18.9	14.8	33.7	3.9	4.0	7.2	0.44
8	23.337	-102.999	0.9 N	2.1	2.6	68.6	1.4	30.1	31.4	5.9	4.4	7.4	0.09
14	23.335	-103.006	0.9 NO	6.0	3.1	32.5	43.9	23.6	67.5	6.4	4.5	6.6	1.13
19	23.334	-103.007	0.9 NO	6.4	2.4	17.3	60.9	21.9	82.7	4.6	2.4	6.7	0.50
5	23.337	-102.996	0.9 NE	3.5	2.3	71.9	28.1	0.0	28.1	8.5	4.7	7.5	1.30
7	23.338	-102.998	0.9 N	3.9	3.1	67.0	15.6	17.4	33.0	2.3	3.1	7.4	0.39
60	23.326	-103.009	1.0 SO	3.0	2.6	69.1	24.2	6.7	30.9	5.4	7.1	6.2	0.55
6	23.336	-102.993	1.0 NE	3.7	2.7	68.5	22.4	9.0	31.5	5.2	6.4	7.2	0.80
39	23.329	-103.009	1.0 O	4.4	2.9	59.0	24.7	16.3	41.0	4.7	3.9	6.9	0.61
47	23.328	-103.009	1.0 O	3.4	1.9	79.3	16.7	3.9	20.7	4.4	1.2	6.6	0.68
13	23.338	-103.000	1.0 N	3.9	2.7	65.8	23.4	10.7	34.2	10.1	2.7	7.8	1.39
3	23.336	-102.993	1.0 NE	3.4	2.5	78.5	11.2	10.3	21.5	4.2	0.5	7.0	0.50
4	23.337	-102.994	1.0 NE	6.0	2.7	26.4	49.5	24.1	73.6	7.1	4.3	7.5	2.22
68	23.322	-103.006	1.0 SO	3.0	1.9	80.9	16.8	2.3	19.1	9.7	4.1	7.0	0.83
11	23.337	-103.006	1.1 NO	6.4	2.6	20.8	57.6	21.7	79.2	13.0	8.5	6.5	0.79
15	23.335	-103.008	1.1 NO	7.5	1.8	5.8	73.0	21.2	94.2	5.4	3.8	7.1	0.63
66	23.325	-103.010	1.1 SO	4.1	2.3	63.1	31.0	5.9	36.9	8.1	6.9	6.6	0.74
12	23.339	-103.004	1.2 NO	3.5	2.8	74.0	14.2	11.8	26.0	2.7	2.4	6.8	0.50
16	23.335	-103.010	1.3 NO	4.7	2.9	55.2	27.3	17.5	44.8	4.3	5.5	6.8	0.72
61	23.326	-103.012	1.3 O	2.9	1.8	83.2	12.9	3.8	16.8	4.8	5.0	5.8	0.72
62	23.324	-103.012	1.4 SO	2.6	1.6	89.0	8.5	2.5	11.0	5.2	0.6	7.5	0.84
63	23.324	-103.013	1.4 SO	2.7	1.6	87.3	10.4	2.3	12.7	4.3	4.5	6.5	1.13
2	23.336	-102.987	1.5 NE	3.4	2.1	79.8	13.0	7.1	20.2	4.6	5.5	5.8	0.72
65	23.321	-103.012	1.6 SO	4.7	2.2	57.5	29.1	13.4	42.5	6.9	5.4	7.6	2.26
1	23.336	-102.984	1.7 NE	7.7	2.0	5.0	59.6	35.4	95.0	7.1	9.6	6.7	1.37

la planta fundidora. El contenido de materia orgánica varió desde 2 a 13 % (6 ± 2 %), CaCO_3 desde 0.5 a 11 % (4.53 ± 2.17 %) y el pH de 5.68 a 8.02 (6.90 ± 0.49). La conductividad eléctrica (CE) varió desde 0.09 a 6.96 dS/m (0.87 ± 0.93 dS/m). En los análisis granulométricos se encontró una mayor predominancia del contenido de arena (66 %), seguido de limo (24 %) y arcilla (10 %). De acuerdo con los valores obtenidos y la clasificación que describe la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), mediante la NOM-021-SEMARNAT-2000, estos suelos se pueden clasificar como suelos con contenidos de MO desde muy bajos hasta muy altos (SEMARNAT 2002). En cuanto al contenido de CaCO_3 se encuentran dentro de los intervalos de bajo y mediano contenido. Los valores de pH fueron de moderadamente ácido a ligeramente alcalino. La CE sitúa las muestras dentro de los intervalos con efectos despreciables de salinidad en suelos salinos. De acuerdo con la clasificación de Sheppard (1954), los suelos tienen textura areno-limosa y arenosa, mientras que los polvos son arcillo-limo-arenosos y limo-arcillosos.

Los resultados de las concentraciones de Cd, Hg, Pb y Zn en los suelos se presentan en el **cuadro IV**, ordenados según la distancia y dirección de la fundidora. Las concentraciones de Cd variaron de 0.02 a 9.11 $\mu\text{g/g}$ (0.43 ± 1.23 $\mu\text{g/g}$) en la zona considerada impactada. Los niveles máximos se encontraron alrededor de la planta con una clara tendencia a disminuir con la distancia y a dispersarse hacia el oeste-noroeste y en menor proporción hacia el este-sureste (**Fig. 2**). Se observaron áreas de mayor concentración a 0.5 km en ambas direcciones. Más allá de esa distancia los niveles de Cd, 0.04 ± 0.003 $\mu\text{g/g}$, fueron los naturales de suelos rurales. De acuerdo con las concentraciones encontradas en los suelos, el Cd está dentro del intervalo informado por la Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) para zonas urbanas (> 0.01 a 8 $\mu\text{g/g}$), pero significativamente más elevado que los niveles naturales de la región (0.04 $\mu\text{g/g}$) y de la corteza terrestre (0.2 $\mu\text{g/g}$) (Martin y Meybeck 1979, USEPA 1997). Según USEPA (1997), un suelo contaminado por encima de 3 $\mu\text{g/g}$ de Cd requiere de ser remediado (Superfund cleanup goal) ya que representa riesgo para la salud humana. Sin embargo, SEMARNAT (2007) establece que los suelos agrícolas, residenciales y comerciales que requieren remediación son aquellos con concentraciones de Cd mayores a 37 $\mu\text{g/g}$. Con base en el criterio de la USEPA, el terreno ocupado por la planta hace una década requiere ser remediado hoy en día. Pero según el criterio de la

SERMANAT no es necesaria ninguna intervención.

Las concentraciones de Hg fueron desde $< \text{L.D.}$ (de 0.006 $\mu\text{g/g}$) hasta 2.91 $\mu\text{g/g}$ (0.91 ± 0.47 $\mu\text{g/g}$). Aunque no se observa una tendencia de asociación clara entre la concentración del metal y la distancia o dirección a la planta, en general los valores están por encima de los niveles naturales en la región (0.38 ± 0.06 $\mu\text{g/g}$). Se aprecia una zona de mayor acumulación a menos de 1.2 km hacia el noroeste con niveles de 1.2 a 2.1 $\mu\text{g/g}$ (**Fig. 3**). El Hg estuvo por debajo de la norma para suelos agrícolas y residenciales del Consejo Canadiense Ambiental (CCME, por sus siglas en inglés) que estipula como concentraciones de riesgo las mayores a 6 $\mu\text{g/g}$ (CCME 1999). También por debajo de los límites de la SEMARNAT (2007) de remediación de suelos agrícolas, residenciales y comerciales con 23 $\mu\text{g/g}$ y para uso industrial de 310 $\mu\text{g/g}$. Según la USEPA (1997), concentraciones mayores 23 $\mu\text{g/g}$ requieren de remediación. Los niveles de Hg estuvieron en la zona estudiada por debajo de los límites canadienses, mexicanos y de la USEPA, sin embargo, significativamente más altos a los niveles de la corteza de 0.5 $\mu\text{g/g}$ (Berry y Mason 1959) y al regional medido en este estudio (0.38 $\mu\text{g/g}$).

El Pb mostró la mayor variabilidad, desde < 10 hasta 9 216 $\mu\text{g/g}$ (354 ± 1351 $\mu\text{g/g}$). Los niveles más elevados se encuentran en las inmediaciones del terreno ocupado por la planta, con una clara tendencia a dispersarse hacia el oeste-noroeste, alcanzando niveles < 250 $\mu\text{g/g}$ cerca de 1 km de distancia de la planta (**Fig. 4**). En estas áreas el Pb presentó valores muy superiores a los valores naturales de la región (14.9 ± 1.24 $\mu\text{g/g}$) y al promedio de la corteza terrestre (< 30 $\mu\text{g/g}$; Martin y Meybeck 1979). Más allá de esas distancias los niveles de Pb fueron los naturales de suelos rurales en la región. Al comparar con los resultados de las muestras analizadas en 2004, la máxima concentración de Pb en este estudio (9216 $\mu\text{g/g}$) encontrada dentro del perímetro de la planta, fue significativamente menor al máximo reportado por Manzanares et al. (2006) (de 8 4238 $\mu\text{g/g}$). Asimismo, la media geométrica (354 ± 1351 $\mu\text{g/g}$) fue significativamente menor a la encontrada en noviembre de 2004 (4940 ± 14950 $\mu\text{g/g}$) con la planta en funcionamiento.

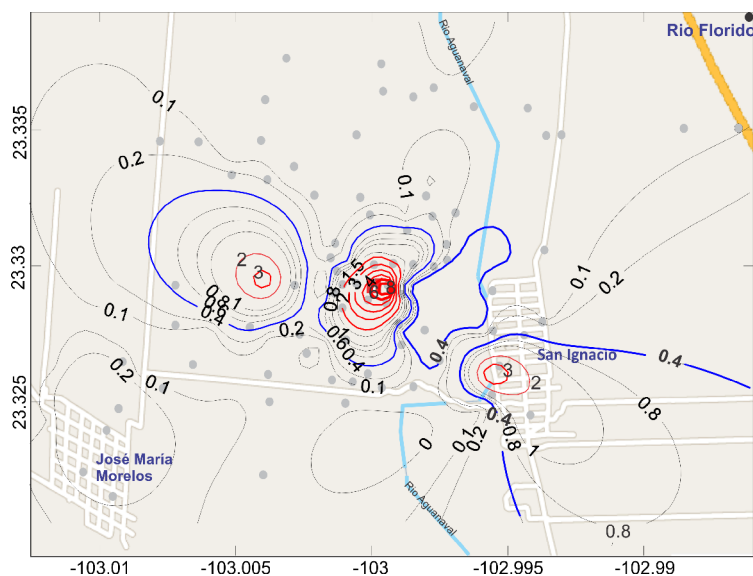
De acuerdo con la USEPA (1997), las concentraciones de Pb en suelos no contaminados oscilan entre 10 y 50 $\mu\text{g/g}$. Concentraciones de Pb en suelos urbanos mayores a 250 $\mu\text{g/g}$ se consideran de riesgo para el ser humano, mientras que el nivel máximo para considerar que un sitio está contaminado y que requiere ser remediado es de 500 $\mu\text{g/g}$. De acuerdo

CUADRO IV. CONCENTRACIONES DE METALES ($\mu\text{g/g}$) Y FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO (FE) EN LOS SUELOS RURALES CIRCUNDANTES A LA FUNDIDORA “RECICLADO DE METALES GILDARDO GÓMEZ ALONSO”.

Radial #	Al	Cd	FE _{Cd}	Hg	FE _{Hg}	Pb	FE _{Pb}	Zn	FE _{Zn}
34	42 164	0.52	4.8	0.79	1.9	454.3	27.9	51.86	1.3
33	43 050	9.11	82.3	1.07	2.5	9216	554.7	465.3	11.4
29	31 168	0.50	6.3	0.51	1.7	369.1	30.7	59.70	2.0
35	51 109	4.77	36.3	2.26	4.5	5935	300.9	219.4	4.5
31	39 117	1.51	15.0	0.77	2.0	4824	319.5	132.9	3.6
30	29 137	1.46	19.5	0.94	3.3	921.8	82.0	92.38	3.3
53	40 142	0.05	0.5	0.81	2.1	17.13	1.1	39.26	1.0
32	49 820	0.53	4.1	0.91	1.9	858.3	44.6	64.32	1.4
28	51 880	0.11	0.8	1.12	2.2	171.0	8.5	46.80	0.9
37	44 998	0.66	5.7	1.25	2.8	286.6	16.5	55.78	1.3
38	32 642	0.22	2.6	0.44	1.4	86.18	6.8	76.38	2.5
36	51 046	0.30	2.3	1.04	2.1	317.0	16.1	57.45	1.2
42	55 784	0.08	0.6	0.76	1.4	108.8	5.1	46.62	0.9
45	37 047	0.23	2.4	0.48	1.3	204.5	14.3	48.82	1.4
56	53 687	0.41	2.9	0.00	0.0	131.8	6.4	127.0	2.5
43	37 849	0.24	2.4	0.86	2.3	455.8	31.2	50.71	1.4
25	47 050	0.11	0.9	1.07	2.3	74.85	4.1	41.44	0.9
54	35 304	0.08	0.9	0.64	1.8	23.18	1.7	55.03	1.6
27	30 570	0.05	0.7	0.92	3.1	27.42	2.3	39.08	1.3
52	61 958	0.05	0.3	1.46	2.4	24.86	1.0	43.25	0.7
44	53 147	0.18	1.3	0.92	1.8	194.9	9.5	34.83	0.7
74	88 000	0.06	0.3	1.10	1.3	47.00	1.4	82.83	1.0
22	47 528	0.06	0.5	0.88	1.9	26.22	1.4	35.81	0.8
55	49 200	0.04	0.3	1.68	3.5	21.47	1.1	37.02	0.8
24	44 984	0.20	1.7	0.86	2.0	134.9	7.8	46.08	1.1
73	31 859	0.06	0.7	0.78	2.5	17.01	1.4	30.70	1.0
57	39 921	0.12	1.1	0.54	1.4	28.76	1.9	54.40	1.4
71	36 690	0.06	0.6	0.66	1.8	19.46	1.4	45.17	1.3
70	44 150	0.04	0.3	0.83	1.9	18.66	1.1	40.41	1.0
21	47 818	0.05	0.4	1.03	2.2	29.59	1.6	36.11	0.8
23	52 264	0.22	1.6	1.78	3.5	36.21	1.8	39.63	0.8
41	44 799	2.39	20.8	0.63	1.4	529.5	30.6	84.91	2.0
49	44 179	0.06	0.6	0.86	2.0	23.53	1.4	34.53	0.8
26	53 522	0.08	0.6	0.74	1.4	31.26	1.5	35.62	0.7
50	55 329	0.07	0.5	0.90	1.7	23.10	1.1	36.98	0.7
58	38 617	0.06	0.7	0.66	1.8	39.94	2.7	59.95	1.6
64	40 496	0.07	0.7	0.47	1.2	20.25	1.3	44.58	1.2
78	37 950	2.72	27.8	0.46	1.2	34.59	2.4	56.20	1.6
69	46 237	0.02	0.1	0.24	0.5	8.85	0.5	39.56	0.9
20	30 666	0.04	0.5	1.44	4.8	26.13	2.2	40.23	1.4
72	31 147	0.08	1.0	0.53	1.7	19.35	1.6	55.76	1.9
76	39 730	0.06	0.6	0.74	1.9	14.70	1.0	63.96	1.7
75	30 444	0.06	0.8	0.49	1.6	19.90	1.7	41.60	1.4
48	34 326	0.06	0.7	0.50	1.5	20.79	1.6	38.57	1.2
59	46 914	0.08	0.6	1.23	2.7	18.72	1.0	72.31	1.6
17	22 051	0.07	1.3	0.85	4.0	25.99	3.1	48.37	2.3
10	28 979	0.05	0.7	0.72	2.6	36.01	3.2	44.75	1.6
67	40 835	0.13	1.2	0.64	1.6	30.11	1.9	81.73	2.1
79	26 002	1.25	18.7	0.31	1.2	18.75	1.9	39.54	1.6
18	49 205	0.04	0.3	0.97	2.0	162.0	8.5	52.12	1.1
9	44 888	0.04	0.4	1.14	2.6	19.23	1.1	38.92	0.9
8	29 736	0.02	0.3	0.68	2.3	18.81	1.6	30.88	1.1
14	43 604	0.06	0.5	0.82	1.9	20.77	1.2	62.28	1.5
19	52 668	0.19	1.4	1.24	2.4	23.49	1.2	69.36	1.4
5	46 518	0.07	0.6	1.14	2.5	21.09	1.2	56.86	1.3

CUADRO IV. CONCENTRACIONES DE METALES ($\mu\text{g/g}$) Y FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO (FE) EN LOS SUELOS RURALES CIRCUNDANTES A LA FUNDIDORA “RECICLADO DE METALES GILDARDO GÓMEZ ALONSO”.

Radial #	Al	Cd	FE _{Cd}	Hg	FE _{Hg}	Pb	FE _{Pb}	Zn	FE _{Zn}
7	29959	0.14	1.9	0.30	1.0	15.80	1.4	44.37	1.6
60	35810	0.07	0.8	0.54	1.6	30.49	2.2	75.91	2.2
6	17315	0.07	1.6	0.35	2.1	9.70	1.5	38.55	2.3
39	50876	0.21	1.6	1.01	2.0	314.8	16.0	76.85	1.6
47	34817	0.04	0.4	0.81	2.4	16.63	1.2	37.97	1.1
13	43490	0.09	0.8	1.18	2.8	25.14	1.5	57.75	1.4
3	47025	0.05	0.4	0.91	2.0	20.47	1.1	31.16	0.7
4	61328	0.09	0.6	0.81	1.3	24.48	1.0	66.38	1.1
68	51676	0.06	0.5	0.42	0.8	18.45	0.9	46.87	1.0
11	43667	0.09	0.8	0.69	1.6	32.66	1.9	66.17	1.6
15	44525	0.11	1.0	0.97	2.2	28.00	1.6	66.93	1.6
66	35162	0.77	8.5	1.01	2.9	21.61	1.6	55.64	1.7
12	47550	0.07	0.6	0.98	2.1	22.08	1.2	48.10	1.1
16	34123	0.16	1.8	2.91	8.7	13.08	1.0	47.76	1.5
61	28323	0.08	1.1	1.28	4.6	19.57	1.8	47.65	1.8
62	26984	0.09	1.2	0.58	2.2	21.49	2.1	50.96	2.0
63	33716	0.10	1.2	0.84	2.6	22.77	1.7	39.47	1.2
2	19013	0.06	1.2	0.96	5.1	13.66	1.9	37.88	2.1
65	36906	0.07	0.8	0.59	1.6	15.58	1.1	82.79	2.4
1	23436	0.21	3.5	1.19	5.2	22.03	2.4	174.4	7.8



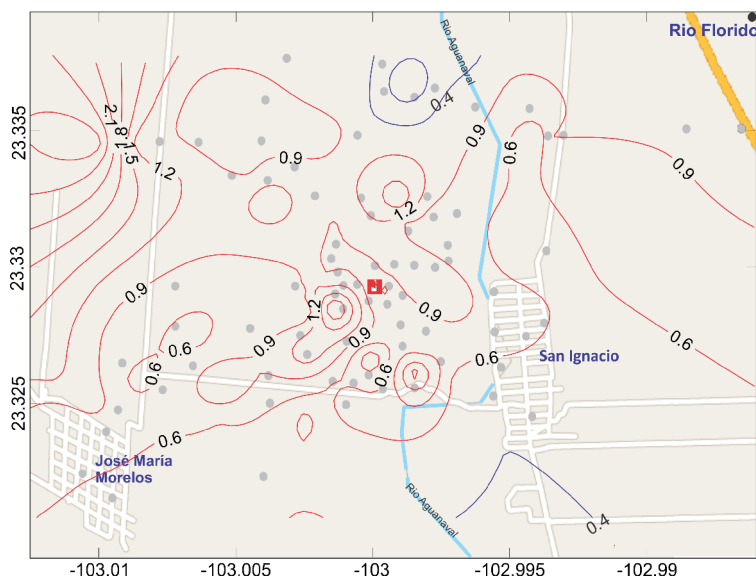


Fig. 3. Mapa de distribución de isóneas de la concentración de mercurio en suelos superficiales colectados en un radio de 1.7 km en torno al terreno ocupado por la planta recicladora “Gildardo Gómez Alonso”

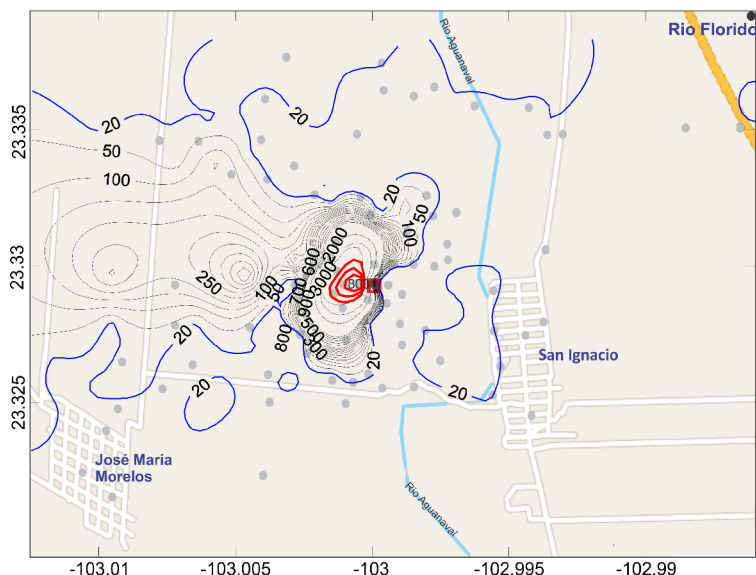


Fig. 4. Mapa de distribución de isóneas de la concentración de plomo en suelos superficiales colectados en un radio de 1.7 km en torno al terreno ocupado por la planta recicladora “Gildardo Gómez Alonso”

concentraciones de Zn fueron observadas en los terrenos ocupados por la planta, mientras que se observaron valores bajos ($40 - 60 \mu\text{g/g}$) más allá de 200 m de la planta en todas las direcciones (**Fig. 5**). El contenido de Zn en los suelos naturales fue de $36.9 \pm 1.0 \mu\text{g/g}$. No hay valores límite establecidos para realizar alguna intervención por parte de la SEMARNAT ni de las agencias canadiense y estadounidense.

Fuente de los elementos

Se realizó un análisis de correlaciones múltiples entre las concentraciones de metales y las propiedades físicas y químicas y con la distancia a la planta. El análisis reveló una alta correlación entre las concentraciones totales de Cd, Pb y Zn ($\rho \geq 0.40$, $p < 0.0005$). Al correlacionar las concentraciones de los metales con la distancia, Cd ($\rho = -0.36$,

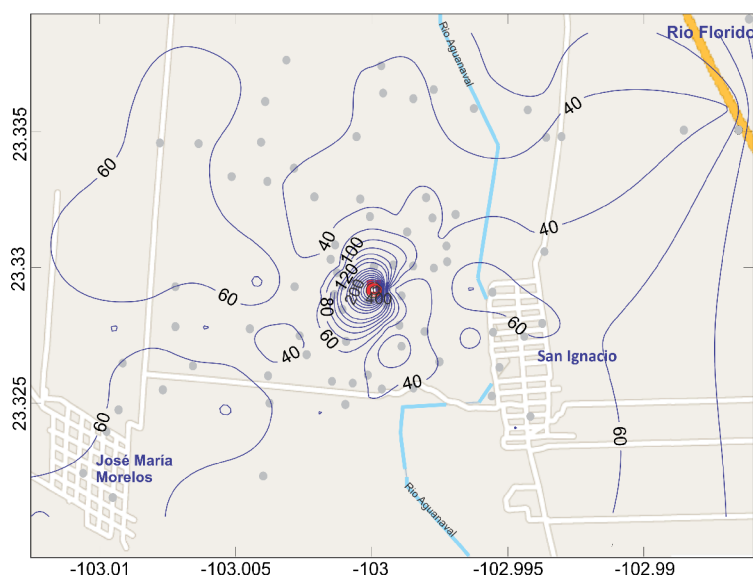


Fig. 5. Mapa de distribución de isolíneas de la concentración de zinc en suelos superficiales colectados en un radio de 1.7 km en torno al terreno ocupado por la planta recicladora “Gildardo Gómez Alonso”

$p = 0.0013$) y Pb ($p = -0.61$, $p < 0.0001$) presentaron una relación inversa significativa. Al, Zn y Hg no mostraron ninguna correlación significativa con la distancia a la planta, ni entre ellos, ni con Cd y Pb. La dispersión comparable de las concentraciones de Cd y Pb, su elevada correlación entre ellos y con la distancia a la planta, son un claro indicativo de que fueron originados y emitidos por la planta fundidora. En tanto que el comportamiento distinto del Hg y el Zn revela que tienen una fuente distinta o que participan en procesos geoquímicos distintos a los del Cd y el Pb. Con respecto al Al no se esperaba ninguna asociación, dado que se asume un origen natural.

Por otro lado, hubo pocas correlaciones significativas entre las concentraciones de los EPT con las características físicas y químicas. Excepciones fueron observadas para el Zn que correlacionó positivamente con la CE ($\rho = 0.29$, $p = 0.01$); con el Al ($\rho = -0.39$, $p = 0.0005$) y el Hg ($\rho = -0.29$, $p = 0.01$) inversamente y el Cd ($\rho = 0.25$, $p = 0.03$) y el Zn ($\rho = 0.29$, $p = 0.01$) directamente con el contenido de CaCO_3 . Excepto la CE que mostró una correlación positiva con la distancia ($\rho = 0.24$, $p = 0.038$), el resto de las variables físicas y químicas no mostraron ninguna interdependencia con la distancia a la planta. La falta de correlación del Cd y el Pb con las variables físicas y químicas revela la poca o nula influencia de las fuentes naturales sobre las concentraciones y distribuciones de tales elementos, confirmando la

influencia antrópica que las pasadas operaciones de la planta fundidora tuvieron en la región.

De acuerdo con las estimaciones de FE para los tres EPT, los valores máximos fueron observados en el terreno ocupado por la planta, siendo de 82 para Cd, 4.5 para Hg, 554 para Pb, y 11.4 para Zn. Fuera de los límites del terreno, la media geométrica del FE para Cd fue de 1.0 (< 1 hasta 28), para Hg de 1.84 (< 1 hasta 8.7), para Pb de 2.2 (< 1 hasta 31) y para Zn de 1.3 (< 1 a 7.8). Las **figuras 6 y 7** presentan los mapas de isolíneas de FE para Cd y Pb. Se puede observar que la mayor contaminación está junto al predio ocupado por la planta, pero con áreas de enriquecimiento o contaminación por Cd hacia el oeste-noroeste (ej. radiales 36, 41 y 66) y hacia el sureste (ej. radiales 78 y 79). En el caso del Pb, las áreas contaminadas están dentro del predio y hacia la dirección oeste-noroeste, con áreas enriquecidas y contaminadas hacia el oeste (ej. radiales 36 - 38 y 41). Los FE mostraron la misma tendencia de las concentraciones de Cd y Pb, con valores de FE más altos en las zonas cercanas a la planta fundidora.

Dispersión de la contaminación

En este estudio realizamos un análisis vectorial de vientos en la región y los resultados muestran que la dirección y velocidad cambia en el año, con dominancia del este-sureste (3 - 5 m/s) y ráfagas de vientos (11 ± 4 m/s) llegando a causar tolvaneras

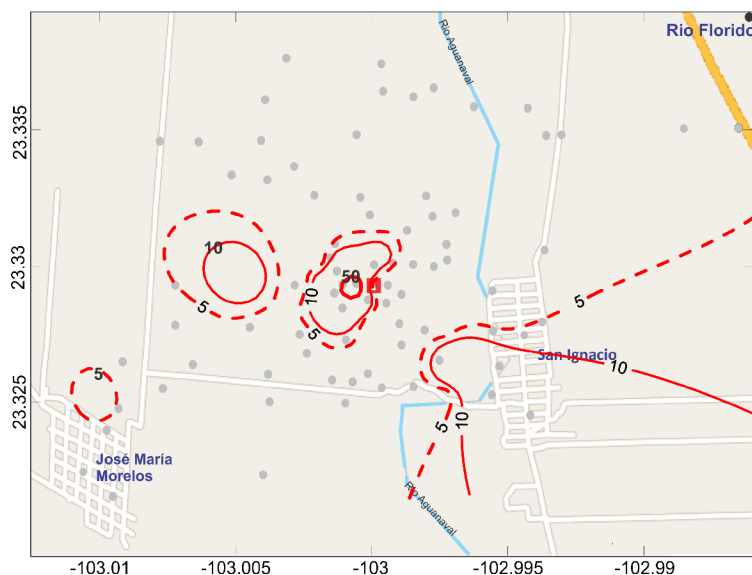


Fig. 6. Mapa de distribución de isolíneas de los factores de enriquecimiento de cadmio en suelos superficiales colectados en un radio de 1.7 km en torno al terreno ocupado por la planta recicladora “Gildardo Gómez Alonso”.

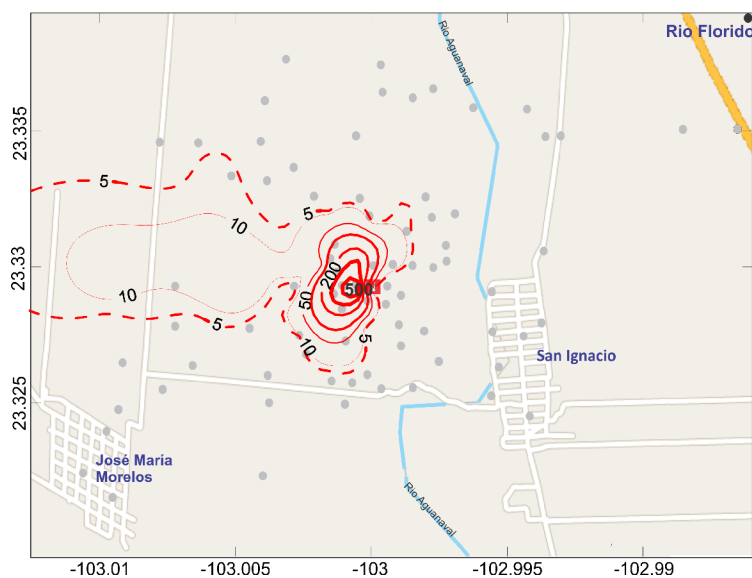


Fig. 7. Mapa de distribución de isolíneas de los factores de enriquecimiento de plomo en suelos superficiales colectados en un radio de 1.7 km en torno al terreno ocupado por la planta recicladora “Gildardo Gómez Alonso”.

de más de 30 m/s (**Fig. 1**). De acuerdo con los resultados, se observa que el transporte de partículas emitidas por la planta ocurrió predominantemente hacia el oeste-noroeste a distancias que variaron desde menos de 0.2 km hasta máximos de 1.2 - 1.4 km de la planta. La distribución espacial de las concentraciones de Cd y Pb revela esta dispersión

prevalente hacia el oeste-noroeste, lo cual concuerda con el régimen de vientos que ejerce influencia sobre las partículas emitidas por la planta.

La dispersión de un contaminante emitido atmosféricamente desde una fuente puntual frecuentemente presenta una relación inversa entre la distancia y la concentración y es influenciada por el patrón de

vientos predominantes y ráfagas (Skinner y Salin 1995, Yeh et al. 1996). En este estudio se observaron los mismos patrones de distribución de los metales, con una tendencia a disminuir hacia la dirección opuesta a la proveniencia del viento. Esto ha sido reportado en estudios realizados en Torreón (Benin et al. 1999, Moyeda 2007, Sánchez 2007, Soto y Flegal 2011a, b), en donde los valores naturales se alcanzan a aproximadamente a 4 km, y en Monterrey y Chihuahua (Benin et al. 1999) donde existe una relación significativa entre la distancia de los complejos y la disminución de las concentraciones de Cd y Pb.

IMPPLICACIONES Y CONCLUSIONES

Como ha ocurrido en otros países de economías emergentes, en México la actividad minera y metalúrgica se ha llevado a cabo sin las medidas adecuadas de prevención de contaminación, lo que ha resultado en problemas ambientales por metales. La mayoría de los sitios afectados se encuentran cerca de donde se localizan los principales depósitos de minerales y los complejos metalúrgicos. Considerando que las actividades minero metalúrgicas se practican en grandes extensiones del país (en 12 estados: Chihuahua, Michoacán, Zacatecas, Durango, Sonora, Coahuila, Guanajuato, San Luis Potosí, Hidalgo, Sinaloa, Colima y Jalisco) (SGM 2011a), aún son muy pocos sitios en los que se ha hecho un diagnóstico de la contaminación. Tan solo en Zacatecas se tienen concesionadas 2.741 millones de hectáreas para explotación minera (62 % de su superficie total), contando hoy en día con 48 minas, 31 plantas de beneficio y al menos 95 compañías mineras explorando los recursos mineros del estado (SGM 2011b). Por lo que el caso de estudio que nos compete, es sólo uno entre probablemente cientos de sitios impactados en el país.

Entre las conclusiones a destacar en nuestro estudio, enlistamos las siguientes:

1. Se observa una drástica reducción en la contaminación del Pb dentro del predio ocupado por la planta recicladora, a más de una década de haberse suspendido las emisiones. Tal disminución se debe a una serie de factores combinados, incluyendo: a) clausura de la planta y eliminación de la fuente emisora del metal, b) actividades de limpieza y remediación realizadas en los alrededores aplicando compuestos químicos y removiendo las capas superficiales de suelos; c) la perturbación de los suelos debido a las actividades agropecuarias, de excavaciones y mezcla de suelo superficial enriquecido con capas menos

concentradas; d) la redistribución del metal por procesos de erosión de suelos por la acción del viento y del agua, lo cual produce importantes perturbaciones acentuadas por el clima árido, la falta de vegetación y por los frecuentes eventos de tolvaneras. No se tienen datos de estudios previos de los otros elementos para ser comparados.

2. Pocos sitios mineros y metalúrgicos han sido remediados en México. Este estudio presenta un caso de éxito donde las acciones de remediación lograron disminuir los niveles máximos de Pb al 10 % de sus concentraciones en 2004. A pesar de la disminución de Pb, los suelos dentro del predio y de un área significativa más allá de los límites del predio (0.2 - 0.5 km dirección O - NO), siguen estando contaminados.

3. Aunque se cumple con los criterios de la legislación mexicana, en algunos sitios se encontraron niveles de Cd y Pb mayores a los límites establecidos por la USEPA (1997) en los que se ha encontrado riesgos para la salud. Sin embargo, cabe señalar que ambos criterios se contraponen. Según SEMARNAT (2007), los niveles actuales no requieren de una posterior remediación, pero siguiendo los criterios de la USEPA (1997) la contaminación por Cd y por Pb obligarían a una remediación de los suelos. Ante esta controversia, la decisión sobre la remediación o no del sitio debiera basarse en resultados de pruebas de bioaccesibilidad de los metales para el ser humano y en estudios actuales de plomo en la sangre de la población más vulnerable, los niños.

4. La dispersión de Cd y Pb es principalmente con dirección oeste-noroeste. El área más afectada está conformada mayormente por suelos con matorral natural, pero que también incluyen varias decenas de hectáreas agrícolas. Por otro lado, no hay un transporte prevalente del Pb hacia las poblaciones de San Ignacio, Río Florido y José María Morelos, que se encuentran a 500 m ó más de distancia de la planta hacia otras direcciones. Por tanto, se concluye que el riesgo de exposición por parte de la población es bajo. Manzanares et al. (2006) observaron que incluso en los tiempos en que la planta operaba no se producía un transporte directo de Pb hacia la comunidad de San Ignacio (al este) y por ende, tampoco hacia Río Florido (al noreste) que está más alejado. Los niveles actuales de Pb en las muestras de suelos analizadas en esas comunidades estuvieron entre 20 y 47 y menos de 15 mg/g, respectivamente. Sin embargo, se debe poner atención a la contaminación de los suelos agrícolas por Cd y Pb y también se suma el Hg que presenta una zona de acumulación hacia los mismos suelos agrícolas. Esto por el potencial de ser transferidos

a los frutos de los cultivos o a los animales que eventualmente utilizan estas tierras para agostadero. Por ello, es recomendable que se realicen estudios de monitoreo de los productos agrícolas, lácteos y cárnicos producidos en la región, para vigilar que no se encuentren contaminados y que no representen riesgos a la salud pública.

5. A diferencia del Pb, el Cd presenta una segunda zona de acumulación hacia la comunidad de San Ignacio, donde se alcanzan concentraciones de 2 a 3 mg/g (vs 0.04 mg/g el valor natural de la región). Esto resulta en una zona de enriquecimiento y contaminación por Cd (FE entre 5 y 10) que cubre gran parte de la citada comunidad. Dada la alta toxicidad del Cd y su elevado potencial de movilidad, es necesario poner atención a este elemento para potenciales efectos a la salud.

6. Finalmente, se recomienda un estudio para evaluar el potencial de movilización ecológica de estos elementos. Los resultados podrían ser útiles para evaluar la probable movilización de estos EPT por transporte eólico o hídrico de polvos contaminados hacia zonas no contaminadas y eventual el potencial de lixiviación y transporte de estos EPT a aguas superficiales y subterráneas.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue realizada bajo el Proyecto de Fondos Mixtos del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) - Zacatecas 1 6273, y con el apoyo del Programa de Apoyos para la Superación del Personal Académico (PASPA) de la Universidad Nacional Autónoma de México y del Programa de Apoyo al Fortalecimiento y Desarrollo de la Infraestructura Científica y Tecnológica del CONACyT 2014 (proyecto 23 0061). Los autores agradecen al personal de la Secretaría de Salud del estado de Zacatecas por el apoyo logístico brindado en esta investigación. A H. Bojórquez-Leyva, V. Montes-Montes y Y. Montañón-Ley por el apoyo con el análisis de muestras, realización de mapas, y procesamiento de datos.

REFERENCIAS

- Alarcón H. y Flores T. (2005). Plantas tolerantes al arsénico y al plomo. *Agrofaz*. 5 (1), 751-754.
- Albert L. y Badillo F. (1991). Environmental lead in Mexico. *Reviews Environ. Contam. Toxicol.* 117, 1-49. DOI: 10.1007/978-1-4612-3054-0_1
- Alloway B. (2013). Sources of heavy metals and metalloids in soils. En: *Heavy metals in soils* (B. Alloway, Ed.). Springer, Dordrecht, Holanda, pp. 11-50.
- Arcega F., Armienta M., Daesslé L., Castillo S., Talavera O. y Dótor A. (2009). Variations of Pb in a mine-impacted tropical river, Taxco, Mexico: use of geochemical, isotopic and statistical tools. *Appl. Geochem.* 24 (1), 162-171. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2008.09.015
- Armienta M., Rodríguez R., Aguayo A., Cenicerós N., Villaseñor G. y Cruz O. (1997). Arsenic contamination of groundwater at Zimapán, Mexico. *Hydrogeology J.* 5 (2), 39-46. DOI: 10.1007/s100400050111
- Armienta M., Talavera O., Morton O. y Barrera M. (2003). Geochemistry of metals from mine tailings in Taxco, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71 (2), 387-0393. DOI: 10.1007/s00128-003-0176-0
- Armienta M., Rodríguez R., Cruz O., Aguayo A., Cenicerós N., Villaseñor G., Ongley L. y Mango H. (2004). Environmental behavior of arsenic in a mining zone: Zimapán, México. En: *Natural arsenic in groundwater: Occurrence, remediation and management*. (J. Bundschuh, P. Bhattacharya y D. Chandrasekharam, Eds.). Taylor and Francis/Balkema, Leiden, Holanda, pp 125-130.
- Bacon J. y Dinev N. (2005). Isotopic characterisation of lead in contaminated soils from the vicinity of a non-ferrous metal smelter near Plovdiv, Bulgaria. *Environ. Pollut.* 134 (2), 247-255. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.07.030
- Benin A. Sargent J., Dalton M. y Roda S. (1999). High concentrations of heavy metals in neighborhoods near ore smelters in northern Mexico. *Environ. Health Perspect.* 107 (4), 279-284. DOI: 10.2307/3434594
- Berry L. y Mason B. (1959). *Mineralogy, concepts, descriptions, determinations*. W.H. Freeman, San Francisco, EUA, 630 pp.
- Bryan G. y Langston W. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to united kingdom estuaries: A review. *Environ. Pollut.* 76 (2), 89-131. DOI: 10.1016/0269-7491(92)90099-V
- Buat-Menard P. y Chesselet R. (1979). Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth Planet. Sci. Lett.* 42 (3), 399-411. DOI: 10.1016/0012-821X(79)90049-9
- CCME (1999). Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health, mercury (inorganic). Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Canadá, 8 pp.
- Carrillo R. y González M. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes, Mexico. *Environ. Pollut.* 144, 84-92. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.01.006

- Carrizales L., Razo I., Téllez I., Torres R., Torres A., Batres L., Cubillas A. y Díaz F. (2006). Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosí, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environ. Res.* 101 (1), 1-10. DOI: 10.1016/j.envres.2005.07.010
- Castro J., Kramar U. y Puchelt H. (1997). 200 years of mining activities at la Paz/San Luis Potosí/Mexico - consequences for environment and geochemical exploration. *J. Geochem. Explor.* 58 (1), 81-91. DOI: 10.1016/S0375-6742(96)00054-4
- Cebrian M., Albores A., García G., Del Razo L. y Ostrosky P. (1994). Chronic arsenic poisoning in humans: the case of Mexico. En: *Arsenic in the environment part II: Human health and ecosystem effects.* (J. Nriagu, Ed). John Wiley and Sons, Inc., Nueva York, EUA, pp. 93-107.
- Chiprés J., Salinas J., Castro J. y Monroy M. (2008). Geochemical mapping of major and trace elements in soils from the altiplano potosino, Mexico: A multi-scale comparison. *Geochem. Explor. Environ. Anal.* 8 (3-4), 279-290. DOI: 10.1144/1467-7873/08-181
- Covarrubias S., Flores de la Torre J., Maldonado M., Avelar F. y Peña J. (2018). Spatial variability of heavy metals in soils and sediments of "La Zacatecana" Lagoon, Mexico. *Appl. Environ. Soil Sci.* 1-8. DOI: 10.1155/2018/9612412
- Cooper R. e Istok J. (1988). Geostatistics applied to groundwater contamination. In: *Methodology.* *J. Environ. Engin.* 114 (2). DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1988)114:2(270)
- Díaz F., Santos M., Mejía J., Batres L., Yáñez L., Carrizales L., Vera E., Del Razo L. y Cebrian M. (1993). Arsenic and cadmium absorption in children living near a smelter complex in San Luis Potosí, Mexico. *Environ. Res.* 62, 242-250. DOI: 10.1006/enrs.1993.1109
- Díaz F., Batres L., Calderón J., Lugo A., Galvao L., Lara I., Rizo P., Arroyave M. y McConnell R. (1997). The el paso smelter 20 years later: Residual impact on mexican children. *Environ. Res.* 74 (1), 11-16. DOI: 10.1006/enrs.1997.3741
- Ettler V., Vanek A., Mihaljevic M. y Bezdzicka P. (2005). Contrasting lead speciation in forest and tilled soils heavily polluted by lead metallurgy. *Chemosphere* 58 (10), 1449-1459. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.09.084
- Folk R.L. (1974). *Petrology of sedimentary rocks.* Hemphill Publishing Co., Austin, Texas, EUA, 151 pp.
- García E. A. (1997). *Determinación y especiación química de arsénico en sedimentos fluviales del río Toliman, Zimapan, Hidalgo, México.* Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 74 pp.
- García J., Ramos E., Carrillo A. y Duran C. (2004). Mineralogical and chemical characterization of historical mine tailings from the valenciana mine, Guanajuato, Mexico: Environmental implications. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 72 (1), 170-177. DOI: 10.1007/s00128-003-0256-1
- García G., Rubio M., Del Razo L., Borja V., Vera E. y Cebrián M. (2001). Lead exposure in children living in a smelter community in region lagunera, Mexico. *J. Toxicol. Environ. Health - Part A* 62 (6), 417-429. DOI: 10.1080/00984100150501150
- Gómez A., Valenzuela L., Meza D., de la O M., Ramírez J., Almendariz J. y Pérez E. (2011). Impact of mining activities on sediments in a semi-arid environment: San pedro river, Sonora, Mexico. *Appl. Geochem.* 26 (12), 2101-2112. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2011.07.008
- González R. y González M. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environ. Pollut.* 144 (1), 84-92. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.01.006
- Gutiérrez M., Romero M. y González G. (2007). Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México. *Rev. Mex. Ciencias Geol.* 24 (2), 170-184.
- Gutiérrez M., Cenicerós A., Villalobos M., Romero F. y Santiago P. (2012). Natural arsenic attenuation via metal arsenate precipitation in soils contaminated with metallurgical wastes: II. Cumulative evidence and identification of minor processes. *Appl. Geochem.* 27, 2204-2214. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2012.02.021
- Lizárraga L. (2008). *Afectación de una presa de jales de sulfuros masivos a la hidrogeoquímica de los escurrimientos superficiales aledaños.* Tesis de Doctorado. Posgrado en Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 208 pp.
- Loredo R., Castillo H., Aquilanti G., De La Rosa M., Rocha D., Vogel K., Kump P. y Cruz G. (2017). Synchrotron based study of As mobility and speciation in tailings from a mining site in Mexico. *J. Environ. Chem. Engin.* 5 (1): 1140-1149. DOI: 10.1016/j.jece.2017.01.019
- Loring D. y Rantala R. (1992). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth Sci. Rev.* 32 (4), 235-283. DOI: 10.1016/0012-8252(92)90001-A
- Manzanares E., Vega H., Salas M., Hernández V., Letechipía C. y Bañuelos R. (2006). Niveles de plomo en la población de alto riesgo y su entorno en San Ignacio, Fresnillo, Zacatecas, México. *Salud Pública México* 48 (3), 212-219.
- Martin J. y Meybeck M. (1979). Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Mar. Chem.* 7 (3), 173-206. DOI: 10.1016/0304-4203(79)90039-2

- Martínez Á., Montes A., González D., Espinosa G., Torres A., Mejía J. y Ilizaliturri C. (2017). Evaluation of enzyme activities in long-term polluted soils with mine tailing deposits of San Luis Potosí, México. *J. Soils Sedim.* 17 (2), 364-375.
DOI: 10.1007/s11368-016-1529-8
- Mendoza E., Armienta M., Ayora C., Soler A. y Ramos E. (2006). Potential lixiviation of trace elements in tailings from the mines La Asunción and Las Torres in the Guanajuato Mining District, Mexico. *Rev. Mex. Ciencias Geol.* 23 (1), 75-83.
- Méndez M. y Armienta M. (2003). Arsenic phase distribution in Zimapán mine tailings, Mexico. *Geof. Intern.* 42 (1), 131-140.
- Mitchell K., Gómez M., Barrera A., Flores L., de la Torre J. y González F. (2016). Evaluation of environmental risk of metal contaminated soils and sediments near mining sites in Aguascalientes, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 97 (2), 216-224.
DOI: 10.1007/s00128-016-1820-9
- Meza D., Maier R., De la O M., Gómez A., Moreno A., Rivera J., Campillo A., Grandlic C., Anaya R. y Palafox J. 2009. The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere* 77, 140-147. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.04.068
- Morales N., Martínez D., García J., Labastida I., Armienta M., Razo I. y Lara R. (2015). Total and bioaccessible arsenic and lead in soils impacted by mining exploitation of Fe-oxide-rich ore deposit at Cerro de Mercado, Durango, México. *Environ. Earth Sci.* 73 (7), 3249-3261. DOI: 10.1007/s12665-014-3617-7
- Moyeda C. (2007). Estudio de la contaminación por metales (Pb, Cd, Zn) en el área urbana de Torreón, Coahuila influenciada por la industria metalúrgica. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 159 pp.
- Olvera D. (2008). Uso de la planta gobernadora (*Larrea tridentata*) como indicador de contaminación por metales pesados (As, Cd y Pb). Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Mazatlán, México, 78 pp.
- Olvera D. (2011). Cd, Hg y Pb en sitios mineros de Zacatecas: concentración total y fraccionamiento geoquímico. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 159 pp.
- Ongley L., Sherman L., Armienta A., Concilio A. y Salinas C. (2007). Arsenic in the soils of Zimapán, Mexico. *Environ. Pollut.* 145 (3), 793-799.
DOI: 10.1016/j.envpol.2006.05.014
- Orta S., Ochoa A., Carrizalez L., Varela J., Pérez F., Pruneda L., Torres A., Guzmán J. y Pérez I. (2016). Persistent organic pollutants and heavy metal concentrations in soil from the Metropolitan Area of Monterrey, Nuevo Leon, Mexico. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 70 (3), 452-463. DOI: 10.1007/s00244-015-0239-3
- Páez F., Bojórquez H., Bergés M., Rubio O., Fierro J., Ramírez J. y León J. (2015). Heavy metals in waters and suspended sediments affected by a mine tailing spill in the upper San Lorenzo River, Northwestern Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 94 (5), 583-588. DOI: 10.1007/s00128-015-1473-0
- Pérez F., Flores R., Ochoa A. C., Orta S., Hernández B., Carrizalez L. y Pérez I. (2015). Concentrations of persistent organic pollutants (POPs) and heavy metals in soil from San Luis Potosi, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* 187 (1), 4119. DOI: 10.1007/s10661-014-4119-5
- Pineda A., García G., Borja V., Acosta L., Vera E., Gómez A., Cebrián M. y Calderón M. (2004). Nitric oxide and superoxide anion production in monocytes from children exposed to arsenic and lead in region Lagunera, Mexico. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 198 (3), 283-290. DOI: 10.1016/j.taap.2003.10.034
- Ramírez J. y Núñez J. (2009). Study of soil contaminated with arsenic, cadmium and lead in ancient tailings in Zacatecas, México. *J. Geol. Environ. Engin.* 3 (3): 95-99. DOI: 10.1999/1307-6892/12338
- Ramos Y. y Siebe C. (2006). Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato, México. *Rev. Mex. Ciencias Geol.* 23 (1), 54-74.
- Ramos Y. y Siebe C. (2007). Weathering of sulphide minerals and trace element speciation in tailings of various ages in the Guanajuato mining district, Mexico. *Catena.* 71 (3), 497-506. DOI: 10.1016/j.catena.2007.03.014
- Rauret G., Rubio R., López J. y Casassas E. (1988). Determination and speciation of copper and lead in sediments of a mediterranean river (river tenes, catalonia, spain). *Water Res.* 22 (4), 449-455.
DOI: 10.1016/0043-1354(88)90039-5
- Razo I., Carrizales L., Castro J., Díaz F. y Monroy M. (2004). Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water Air Soil Pollut.* 152 (1-4), 129-152. DOI: 10.1023/B:WATE.0000015350.14520.c1
- Reimann C., Filzmoser P. y Garrett R. (2002). Factor analysis applied to regional geochemical data: Problems and possibilities. *Appl. Geochem.* 17 (3), 185-206. DOI: 10.1016/S0883-2927(01)00066-X.
- Rodríguez M., Delgado A., González M., Carrillo R., Mejía J. M. y Vargas M. (2010). Emergencia y crecimiento de plantas ornamentales en sustratos contaminados con residuos de mina. *Interciencia* 35 (1), 26-32.
- Romero F., Armienta M. y González G. (2007). Solid-phase control on the mobility of PTEs in an abandoned

- lead/zinc mine tailings impoundment, Taxco, Mexico. *Appl. Geochem.* 22 (1), 109-127.
DOI: 10.1016/j.apgeochem.2006.07.017
- Romero F., Villalobos M., Aguirre R. y Gutiérrez M. (2008). Solid-phase control on lead bioaccessibility in smelter-impacted soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55, 566-575. DOI: 10.1007/s00244-008-9152-3
- Romero F., Núñez L., Gutiérrez M., Armienta M. y Cenicerós A. (2010). Evaluation of the potential of indigenous calcareous shale for neutralization and removal of arsenic and heavy metals from acid mine drainage in the Taxco mining area, Mexico. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 60 (2), 191-203.
DOI: 10.1007/s00244-010-9544-z
- Romero F. y Gutiérrez M. (2010). Comparative hazard study of mine tailings in two mining areas in Southern and Central Mexico. *Bol. Soc. Geol. Mex.* 62 (1), 43-53.
- Rosas I., Belmont R., Armienta A. y Baez A. (1999). Arsenic concentrations in water, soil, milk and forage in Comarca Lagunera, Mexico. *Water Air Soil Pollut.* 112 (1-2), 133-149. DOI: 10.1023/A:1005095900193
- Ruelas J., Green C., Zavala M. y Soto M. (2011). Bio-monitoring of Cd, Cr, Hg and Pb in the Baluarte river basin associated to a mining area (NW Mexico). *Sci. Total Environ.* 409 (18), 3527-3536.
DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.05.035
- Salomons W. (1995). Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *J. Geochem. Exploration.* 52 (1-2), 5-23.
DOI: 10.1016/0375-6742(94)00039-E
- Sánchez M. (2005). Estudio de la contaminación por metales pesados en el municipio de Guadalupe, Zacatecas. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 74 pp.
- Sánchez M. (2007). Plomo en el área urbana de Torreón: concentración total, fraccionamiento geoquímico e isótopos estables: Sinaloa, México. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 130 pp.
- SEMARNAT (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 31 de diciembre de 2002.
- SEMARNAT (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 2 de marzo de 2007.
- SGM (2011a). Anuario estadístico de la minería mexicana 2010. Servicio Geológico Mexicano. Secretaría de Economía, México, D.F., 570 pp.
- SGM (2011b). Panorama minero del estado de Zacatecas 2010. Servicio Geológico Mexicano. Secretaría de Economía. México, D.F., 59 pp.
- Schropp S., Lewis F., Windom H., Ryan J., Calder F. y Burney L. (1990). Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using Aluminum as a reference element. *Estuaries* 13, 227-235.
DOI: 10.2307/1351913
- Sheppard F. (1954). Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *J. Sedim. Res.* 24 (3), 151-158. DOI: 10.1306/D4269774-2B26-11D7-8648000102C1865D
- Skinner C. y Salin E. (1995). Determination of lead in soils surrounding a lead-acid battery manufacturer. *Water Qual. Res. J. Canada.* 30 (2), 299-304.
DOI: 10.2166/wqrj.1995.028
- Soto M. y Páez F. (2001a). Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlan Harbor (SE Gulf of California). *Estuar. Coastal Shelf Sci.* 53 (3), 259-274.
DOI: 10.1006/ecss.2000.0814
- Soto M. y Páez F. (2001b). Cd, Cu, Pb, and Zn in lagoonal sediments from Mazatlán harbor (SE gulf of California): Bioavailability and geochemical fractioning. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 66 (3), 350-356. DOI: 10.1007/s001280012
- Soto M., Hibdon S., Rankin C., Aggarawl J., Ruiz A., Páez F. y Flegal A. (2006). Chronocling a century of lead pollution in Mexico: Stable lead isotopic composition analyses of dated sediment cores. *Environ. Sci. Technol.* 40 (3). DOI: 10.1021/es048478g
- Soto M. y Páez F. (2008). Diagenetic processes on metals in hypersaline mudflat sediments from a subtropical saltmarsh (SE gulf of California): Postdepositional mobility and geochemical fractions. *Appl. Geochem.* 23 (5), 1202-1217. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2007.11.011
- Soto M. y Flegal A. (2011a). Childhood lead poisoning from the smelter in Torreon, Mexico. *Environ. Res.* 111 (4), 590-596. DOI: 10.1016/j.envres.2011.01.020
- Soto M. y Flegal A. (2011b). Metal-contaminated indoor and outdoor housedust from a neighborhood Smelter area in Torreon, Mexico. *Proc. Environ. Sci.* 2011. DOI: 10.1016/j.proenv.2011.03.016
- Talavera O., Yta M., Tovar R., Almazán A., Mundo N. y Gutiérrez C. (2005). Mineralogy and geochemistry of sulfide-bearing tailings from silver mines in the Taxco, Mexico area to evaluate their potential environmental impact. *Geof. Intern.* 44 (1), 49-64.

- Tessier A., Campbell P. y Bisson M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51 (7), 844-851. DOI: 10.1021/ac50043a017
- Ullrich S., Ramsey M. y Helios E. (1999). Total and exchangeable concentrations of heavy metals in soils near bytom, an area of Pb/Zn mining and smelting in Upper Silesia, Poland. *Appl. Geochem.* 14 (2), 187-196. DOI: 10.1016/S0883-2927(98)00042-0
- USEPA (1997). Technology Alternatives for the Remediation of Soils Contaminated with As, Cd, Cr, Hg, and Pb EPA/540/S-7/500. United States Environmental Protection Agency. Office of Research and Development, Technical Guidance Document, Cincinnati, OH, EUA, 19 pp.
- Valdés F. y Cabrera V. (1999). La contaminación por metales pesados en Torreón Coahuila, México. 1ª Ed. Texas Center for Policy Studies, CILADHAC, Torreón, Coahuila. México, 128 pp.
- Villalobos M., García D., López J., Cenicerós A. y Gutiérrez M. (2010). Natural arsenic attenuation via metal arsenate precipitation in soils contaminated with metallurgical wastes: I. Wet chemical and thermodynamic evidences. *Aquat. Geochem.* 16 (11), 25-250. DOI: 10.1007/s10498-009-9065-4
- Yeh C., Chiu H., Chen R., Yeh K., Jeng W. y Han B. (1996). Monitoring lead pollution near a storage battery recycling plant in Taiwan, Republic of China. *Arc. Environ. Contam. Toxicol.* 30 (2), 227-234. DOI: 10.1007/BF00215802