

Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México

Margarita Gutiérrez-Ruiz¹, Francisco M. Romero^{2,*} y Galia González-Hernández³

¹Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510 México, D.F., México.

²Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510 México, D.F., México.

³Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510 México, D.F., México.

* fmrch@geologia.unam.mx

RESUMEN

Los depósitos de jales inactivos de la Unidad Minera Santa Bárbara fueron estudiados con el objetivo de evaluar su impacto ambiental en suelos y sedimentos de los alrededores. Se analizaron tanto la concentración total de los elementos potencialmente tóxicos (EPT) como la concentración de EPT solubles en agua, con el fin de valorar su potencial de lixiviación para movilizarse y contaminar otros medios abióticos del entorno.

Los valores de pH de los jales oxidados resultaron cercanos a la neutralidad, lo que indica que la disolución de minerales con potencial de neutralización consumió la acidez generada por la oxidación de los sulfuros metálicos en estos jales. Los jales contienen altas concentraciones totales de Zn (1,762 – 21,059 mg·kg⁻¹), Pb (972 – 16,881 mg·kg⁻¹), As (410 – 3,281 mg·kg⁻¹) y Cu (472 – 2,415 mg·kg⁻¹). Las concentraciones totales de los otros elementos estudiados en los jales fueron relativamente bajas (Ba: 62 – 586 mg·kg⁻¹, Cd: 10 – 239 mg·kg⁻¹ y Se: 1 – 10 mg·kg⁻¹) e incluso no detectadas por las técnicas de análisis en el caso del Cr, Ni, Hg y Ag. Sin embargo, las concentraciones de los EPT solubles en agua fueron bajas (Zn ≤ 2.0 mg·l⁻¹, Pb < 0.07 mg·l⁻¹, As ≤ 0.05 mg·l⁻¹, Cu < 0.02 mg·l⁻¹, Cd ≤ 0.2 mg·l⁻¹ y Fe < 0.25 mg·l⁻¹). Estas bajas concentraciones de EPT solubles y los valores de pH cercanos a la neutralidad indican un bajo potencial de estos jales para la generación de drenaje ácido.

En las muestras de suelos y sedimentos superficiales, ubicadas en los alrededores de las presas de jales, las concentraciones totales de Zn, Pb, Cu, As y Cd fueron mayores a la mediana de los valores de fondo naturales determinados en este estudio (974 mg·kg⁻¹ Zn, 947 mg·kg⁻¹ Pb, 190 mg·kg⁻¹ Cu, 342 mg·kg⁻¹ As y 28 mg·kg⁻¹ Cd). Estos resultados indican que los suelos y sedimentos están contaminados debido a la dispersión de los jales. Sin embargo, las concentraciones de los EPT solubles en agua fueron bajas: Cu ≤ 0.16 mg·l⁻¹ y Cd ≤ 0.005 mg·l⁻¹. Para el caso del Pb, en 39 muestras de un total de 47 (incluidas muestras superficiales y subsuperficiales) se registraron concentraciones de Pb soluble en agua inferiores al límite de detección (0.07 mg·l⁻¹), y solamente en ocho muestras se registraron concentraciones de 0.1 a 0.89 mg·l⁻¹. Las concentraciones de As soluble en agua variaron entre 0.0005 y 0.65 mg·l⁻¹ y las de Zn variaron entre 0.02 y 2.85 mg·l⁻¹.

La poca disponibilidad de los elementos potencialmente tóxicos es una evidencia de que estos suelos y sedimentos contaminados no representan un riesgo ambiental de consideración bajo las condiciones actuales. Esto se corrobora con el hecho de que en las aguas subterráneas someras se registraron concentraciones muy bajas de elementos potencialmente tóxicos, las cuales son inferiores a los límites señalados para aguas de consumo humano.

Palabras clave: jales, valores de fondo, suelos, sedimentos, contaminación, potencial de lixiviación.

ABSTRACT

The inactive tailings of the Santa Bárbara mining unit in northern Mexico were studied in order to evaluate the environmental impact on surrounding soils and sediments. Total concentrations as well as the concentrations of water-soluble, potentially toxic elements were analyzed to assess the potential for leaching and contamination.

The near-neutral pH values of the oxidized tailings throughout the impoundments suggest that the dissolution of minerals with neutralizing potential was sufficient to consume the acidity released by metal sulfide oxidation. The tailings contain high total concentrations of Zn (1,762-21,059 mg·kg⁻¹), Pb (972-16,881 mg·kg⁻¹), As (410-3,281 mg·kg⁻¹) and Cu (472-2,415 mg·kg⁻¹). The total concentrations of the other elements studied were relatively low (Ba: 62-586 mg·kg⁻¹; Cd: 10-239 mg·kg⁻¹; and Se: 1-10 mg·kg⁻¹) and even not detected by the analytical techniques in the case of the Cr, Ni, Hg and Ag. However, the concentrations of water-soluble, potentially toxic elements were low (Zn ≤ 2.0 mg·l⁻¹, Pb < 0.07 mg·l⁻¹, As ≤ 0.05 mg·l⁻¹, Cu < 0.02 mg·l⁻¹, Cd ≤ 0.2 mg·l⁻¹ and Fe < 0.25 mg·l⁻¹). Considering the near-neutral pH values and the low concentrations of potentially toxic elements available for leaching, we concluded that the potential for net acid generation was very low.

The total concentrations of Zn, Pb, As, Cu and Cd in samples of soils and sediments located around the inactive tailing were greater than the natural background values determined for this study (background values: 974 mg·kg⁻¹ Zn; 947 mg·kg⁻¹ Pb; 190 mg·kg⁻¹ Cu; 342 mg·kg⁻¹ As; and 28 mg·kg⁻¹ Cd). These results indicate that the soils and sediments have been contaminated by dispersed tailings. However, the concentrations of water-soluble, potentially toxic elements in all samples of soils and sediments were low: Cu ≤ 0.16 mg·l⁻¹ and Cd ≤ 0.005 mg·l⁻¹. For the case of Pb, in 39 samples of a total of 47 (included superficial and subsuperficial samples), concentrations below the detection limit (0.07 mg·l⁻¹) were registered, and only eight samples had water soluble Pb concentrations between 0.1 and 0.89 mg·l⁻¹. The concentrations of water soluble As varied between 0.0005 and 0.65 mg·l⁻¹, and those of Zn varied between 0.02 and 2.85 mg·l⁻¹.

The low potential for leaching of potentially toxic elements from the contaminated soils and sediments indicate that they do not represent a serious environmental risk under present conditions. This is corroborated by the low concentration of potentially toxic elements found in shallow groundwater, values that did not exceed the limits for drinking water.

Key words: tailings, background values, soils, sediments, contamination, leaching potential

INTRODUCCIÓN

El proceso de beneficio de yacimientos minerales sulfurados produce residuos mineros de granulometría fina denominados jales que contienen sulfuros metálicos residuales como la pirita (FeS₂), galena (PbS), esfalerita (ZnS), calcopirita (CuFeS₂) y arsenopirita (FeAsS). La oxidación de estos sulfuros metálicos puede derivar en la generación de drenaje ácido, que son soluciones que se caracterizan por bajos valores de pH y altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) disueltos (Lin, 1997; Johnson *et al.*, 2000; Roussel *et al.*, 2000; Moncur *et al.*, 2004). Los EPT, al transportarse, pueden convertirse en un problema ambiental severo al contaminar suelos, sedimentos, aguas superficiales y subterráneas (Bain *et al.*, 2000; Armienta *et al.*, 2001; Jung, 2001). Por lo tanto, de acuerdo a la experiencia internacional (Lawrence, 1990) y a la Norma Oficial Mexicana NOM-141-(SEMARNAT-2003) para la adecuada valoración de los jales con relación al peligro que representan para el ambiente, es necesario realizar pruebas que permitan identificar su capacidad potencial de generación de acidez y la presencia de EPT disponibles para la lixiviación (EPT solubles) bajo las condiciones ambientales.

Sin embargo, aunque los jales no sean generadores de drenaje ácido, cuando son abandonados sin implementar controles ambientales, la acción del viento y la lluvia pueden causar su dispersión al entorno inmediato con la consecuente afectación del suelo, sedimentos y cuerpos de agua debido a las altas concentraciones totales de EPT contenidos en estos residuos. De los EPT comúnmente reportados en los jales mineros, el hierro (Fe), el zinc (Zn) y el cobre (Cu) son esenciales en la composición o funcionamiento de los organismos vivos, pero en concentraciones altas (Tabla 1) pueden causar efectos adversos (Manahan *et al.*, 1989). En cambio, el arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb), junto al mercurio (Hg), están reconocidos como los elementos químicos más tóxicos en la naturaleza, a los que no se les conoce alguna función biológica (Manahan *et al.*, 1989; Baldwin and Marshall, 1999) y que aún en concentraciones bajas (Tabla 1) pueden contaminar los ecosistemas con el consecuente efecto nocivo para los organismos vivos (Nriagu, 1988).

Para el reconocimiento de la afectación causada por EPT en un determinado receptor se utilizan como niveles de referencia las concentraciones de EPT que ocurren naturalmente (valores de fondo naturales) en la zona donde se ubica el área de estudio. Cuando las concentraciones de EPT en

Tabla 1. Concentraciones totales de arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), hierro (Fe), cobre (Cu) y zinc (Zn) utilizadas como niveles de referencia para la identificación de suelos contaminados en algunos países del mundo.

| País | Criterio | As (mg·kg ⁻¹) | | Cd (mg·kg ⁻¹) | | Pb (mg·kg ⁻¹) | | Fe (mg·kg ⁻¹) | | Cu (mg·kg ⁻¹) | | Zn (mg·kg ⁻¹) | | Fuente |
|-----------|----------|------------------------------|----|------------------------------|-----|------------------------------|-----|------------------------------|----|------------------------------|----|------------------------------|------|--------------------------------|
| | | RSH | RE | RSH | RE | RSH | RE | RSH | RE | RSH | RE | RSH | RE | |
| Holanda | | 576 | 85 | 28 | 13 | 622 | 580 | NR | NR | 8600 | 96 | 46100 | 350 | RIVM (2001) |
| Australia | | 100 | 20 | 20 | 3 | 300 | 300 | NR | NR | 1000 | 60 | 7000 | 2000 | DEP (2001) |
| Canadá | | 12 | 12 | 10 | 1.4 | 140 | 70 | NR | NR | 63 | 63 | 200 | 200 | CEQG (2002) |
| EUA | | 22 | 60 | 37 | 20 | 400 | 500 | 23000 | NR | 3100 | 50 | 23000 | 200 | US-EPA (2002)*; ORNL (1997) |
| México | | 20 | 20 | 20 | 20 | 200 | 100 | NR | NR | NR | NR | 800 | 300 | PROFEPA (2000) |

RSH: riesgo a la salud humana; RE: riesgo ecológico; NR: datos no reportados. *: En los Estados Unidos de Norte América (EUA), los niveles de referencia varían entre las diferentes regiones. En esta tabla se presentan los que corresponden a la región 9 (Arizona, California, Hawai e Islas del Pacífico).

algún medio abiótico, que se presume contaminado, superan los valores de fondo naturales, éstas pueden representar un riesgo al ambiente o a la salud (NEPC, 1999). Para el caso de los suelos, la comunidad científica reconoce que para el establecimiento de niveles de referencia, que sirvan para identificar y manejar suelos contaminados, es necesario determinar los valores de fondo naturales de los EPT en la región donde se ubique el área de estudio (Navas and Machín, 2002; Hamon et al., 2004).

Sin embargo, es muy común que para la identificación de suelos contaminados se recurra a los denominados “niveles genéricos de referencia”, los cuales han sido estimados con base en el riesgo ecológico y a la salud humana, asumiendo el 100% de disponibilidad de los contaminantes en los suelos evaluados. En México, la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente estableció los niveles genéricos de referencia (PROFEPA, 2000) con base en los valores reportados en otros países. Estos niveles de referencia de PROFEPA (2000) caen dentro de los más estrictos (Tabla 1) y se aplican en forma general en todo el territorio nacional sin considerar que los suelos varían notablemente de un lugar a otro. La composición y el comportamiento químico del suelo están determinados por el tipo de roca del que se origina, el clima, la cubierta vegetal, el grado de intemperismo y la topografía, por lo que los niveles genéricos de referencia pueden ser inferiores o superiores a los valores de fondo naturales de los EPT en los suelos de México. Esto significa que su aplicación puede resultar en la sub-valoración o sobrevaloración del problema ambiental que puedan representar los EPT en los suelos estudiados.

Por otro lado, tanto los niveles genéricos de referencia como los valores de fondo están basados en la determinación de la concentración total de los contaminantes, por lo que su principal función es servir de comparación para identificar los sitios afectados. La concentración total de EPT en suelos no es el mejor indicador del peligro potencial que pueden representar los EPT (Traina and Laparache, 1999; Aguilar et al., 2004). El que un suelo contenga una alta concentración de algún EPT, no implica que represente un peligro para el ambiente y la población; ya que se requiere que estos EPT estén en formas disponibles para que puedan lixivarse y

contaminar otros medios abióticos o para ser absorbidos por los organismos vivos del suelo.

En este artículo se presentan los resultados de la evaluación de la situación ambiental en la Unidad Minera Santa Bárbara, Chihuahua con relación a los residuos mineros y su impacto en el medio abiótico. Los principales objetivos de este estudio fueron: 1) la identificación de los residuos mineros que son fuente potencial de contaminación; 2) la determinación de la peligrosidad de estos residuos mineros; 3) la identificación de los suelos y sedimentos contaminados con base en los valores de fondo de la región; y 4) la identificación de los suelos donde la presencia de EPT pueden representar un riesgo por estar disponibles para la lixiviación. Los datos generados en este trabajo se utilizarán para desarrollar un plan de remediación que permita minimizar el impacto ambiental producido por los jales mineros inactivos de la zona de estudio.

DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

Históricamente, las actividades mineras han generado residuos de granulometría fina, los cuales se han acumulado en las denominadas “presas de jales”. Estas presas de jales están distribuidas en diferentes regiones de México y, dependiendo de su peligrosidad potencial y de las medidas que se tomaron al momento de su abandono, pueden representar un riesgo para el ambiente. En el sur del estado Chihuahua, las actividades mineras se remontan a 1567. Sin embargo, la introducción del método de flotación selectiva en el primer cuarto del siglo XX dio lugar a la generación de grandes volúmenes de jales, y como consecuencia de esto, hasta la fecha se estima que se han acumulado unos 19,527,678 m³ de jales inactivos (LAFQA, 2005).

Regionalmente, la zona de estudio se ubica dentro de la Provincia Sierra Madre Occidental y de la Subprovincia Sierras y Llanuras de Durango. La estratigrafía del sitio está representada de la base a la cima por una secuencia de rocas sedimentarias del Cretácico, las cuales son intrusivas por diques andesíticos y riolíticos (COREMI, 1992). Las rocas cretácicas son sobreyacidas por rocas volcánicas

del Terciario. Ambos tipos de rocas afloran en las sierras localizadas en la parte noreste y sur del sitio de estudio. La secuencia estratigráfica finaliza con depósitos de aluvión que se observan en las terrazas que forman la rivera del río Santa Bárbara y la porción noroeste del sitio de estudio (Figura 1).

Las rocas sedimentarias del Cretácico pertenecen a la Formación Mezcalera-Parral (Kil), la cual está compuesta por una secuencia monótona de lutitas y lutitas calcáreas cuyo espesor conocido es del orden de 1,000 m. Se presentan intercalaciones de lentes de caliza de grano fino y margas. Esta unidad litológica constituye la roca encajonante de las vetas de Pb-Cu-Zn que se explotan en el sitio de estudio (COREMI, 1994). Así mismo, la lutita de esta unidad litológica constituye la base de las presas de jales que se construyeron para el almacenamiento de los residuos mineros. Las rocas volcánicas son riolitas del Oligoceno (Tor), sobreyacidas por derrames de basaltos pliocénicos (Tpb) de edad posterior a la mineralización.

Los yacimientos minerales más importantes en este distrito minero son vetas epitermales de Pb-Zn-Cu. En orden de mayor a menor proporción se reportan los siguientes sulfuros metálicos: esfalerita (ZnS), galena (PbS), calcopirita (FeCuS₂), pirita (FeS₂) y arsenopirita (FeAsS). También se reportan minerales de enriquecimiento supergénico como la bornita (Cu₅FeS₄), calcosita (Cu₂S) y covelita (CuS); y minerales secundarios de la zona de oxidación

como goethita (αFeOOH), limonita (FeOOH), smithsonita (ZnCO₃) y cerusita (PbCO₃). Entre los minerales transparentes más abundantes se reportan cuarzo (SiO₂) y calcita (CaCO₃), y en menor proporción relativa fluorita (CaF₂), epidota (Ca₂Al_{2.4}Fe_{0.6}Si₃O₁₃), ortoclasa (KAlSi₃O₈), clorita (Mg₃Al₂Si₃O₁₀(OH)₈) y arcillas (IMMSA, 1995).

El Distrito Minero Santa Bárbara se localiza a una altitud de 1,969 m snm y se caracteriza por tener un clima transicional de semiárido a semihúmedo templado con una temperatura promedio anual de 17.2 °C, una precipitación promedio anual de aproximadamente 470 mm (CNA, 2002) y vientos dominantes de noreste a suroeste (SEGOB, 1988). Desde el punto de vista hidrogeológico, el área de estudio pertenece a la Unidad I del acuífero Parral – Valle del Verano, que corresponde a la subcuenca superficial del río Santa Bárbara (CNA, 2002), la cual está constituida en su mayor parte por material granular, con niveles estáticos a profundidades entre 1 y 18 m en lugares próximos a los depósitos de los jales inactivos estudiados.

MÉTODOS

Se colectaron un total de 101 muestras sólidas y cuatro muestras líquidas (lixiviados de jales y aguas subterráneas someras), cuya ubicación se muestra en la ortofoto digital georeferenciada del sitio de estudio (Figura 2). Las 101

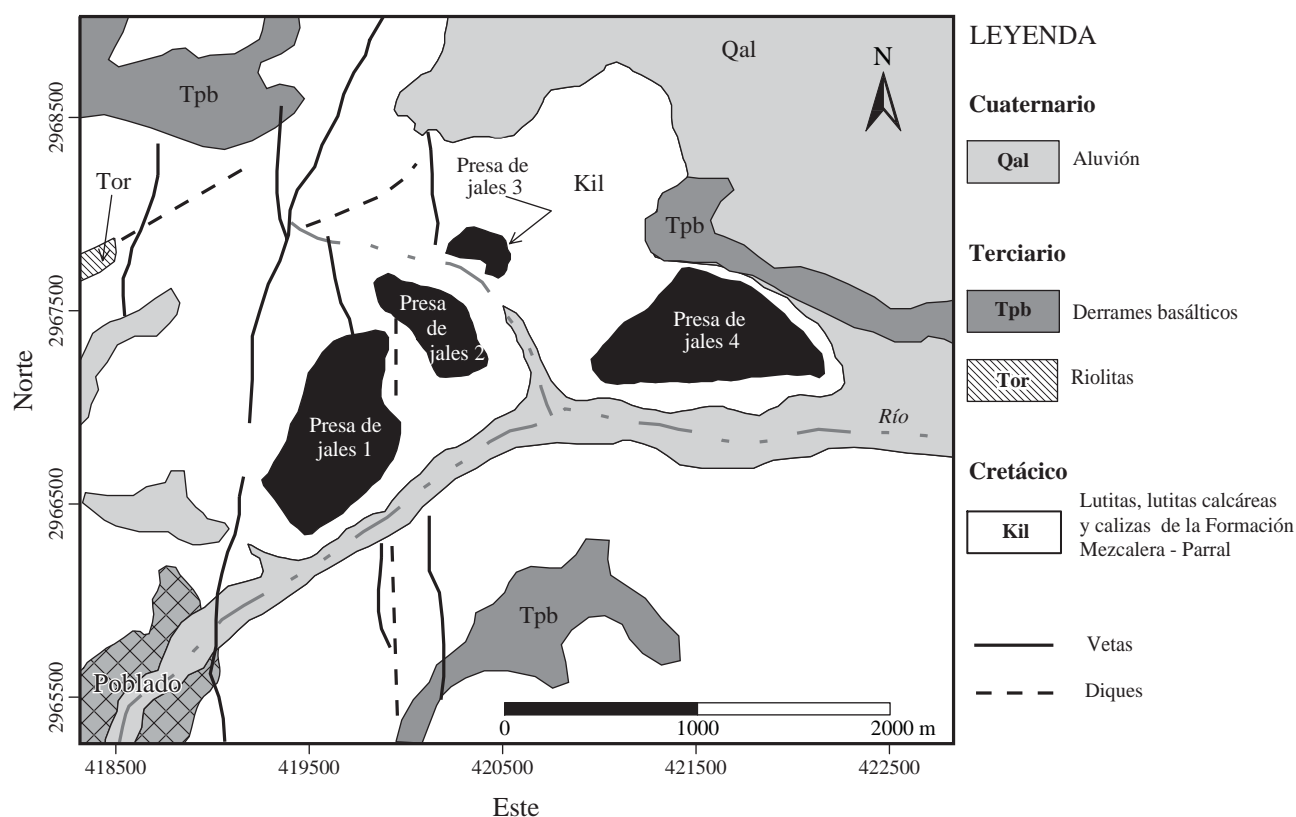
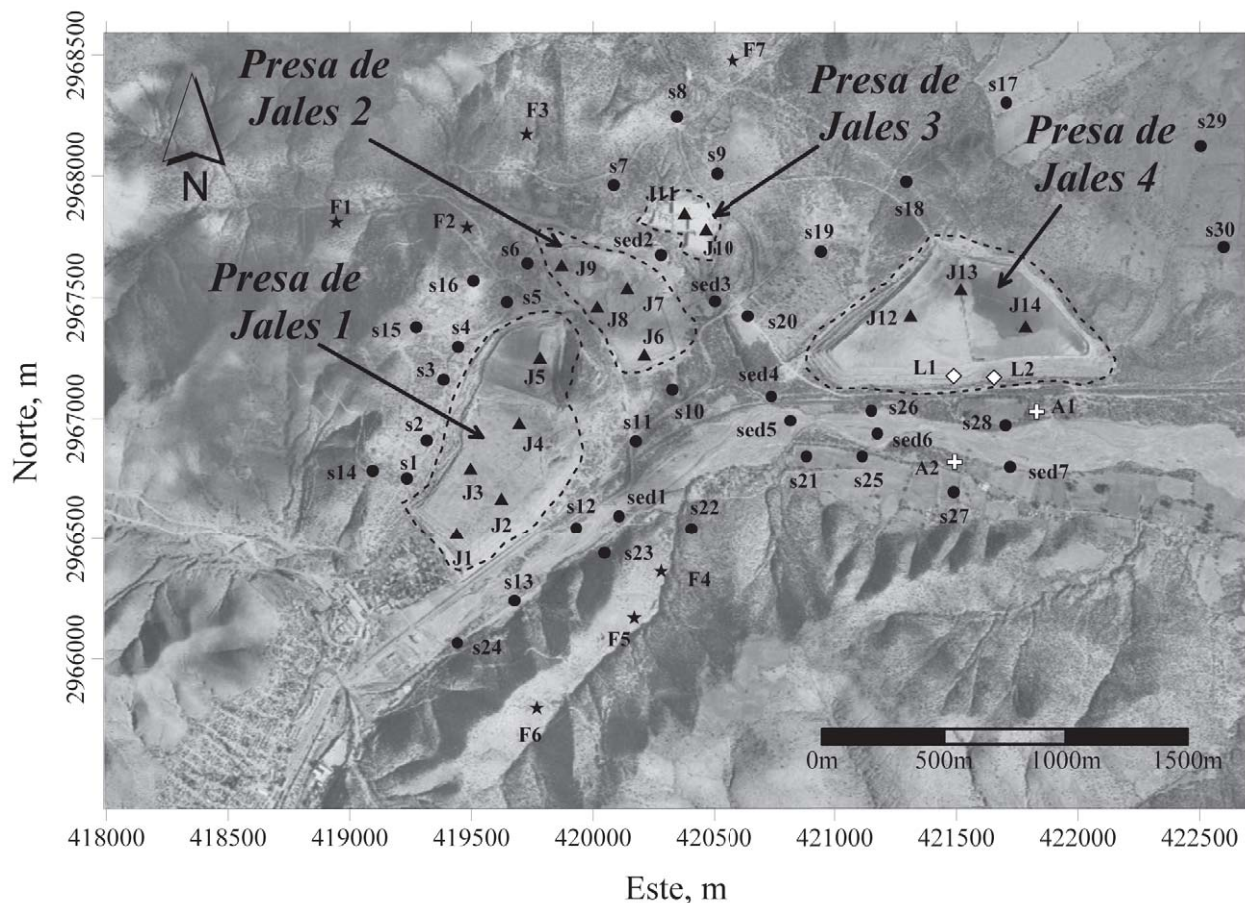


Figura 1. Mapa geológico del sitio de estudio. Fuente: COREMI (1994).

muestras sólidas se distribuyeron de la siguiente manera: 45 muestras de jales superficiales y en excavaciones de 0.5 y 2.0 m de profundidad; 37 muestras de suelos y sedimentos superficiales (0–10 cm) en la zona de influencia de los jales, los cuales podrían estar afectados debido a la dispersión hídrica o eólica; 10 muestras de suelos y sedimentos a 30 cm de profundidad en la zona de influencia para evaluar la movilidad vertical de los contaminantes; y nueve muestras de suelos para determinar los valores de fondo naturales de EPT en la zona de estudio. Los sitios seleccionados para las muestras de fondo están ubicados en zonas de mayor altitud con respecto a los depósitos de jales y en la dirección contraria a los vientos preferenciales y frecuentes (hacia el SE), por lo que la probabilidad de que estén afectados por la erosión hídrica de los jales o por su dispersión eólica es prácticamente nula.

En todas las muestras se determinaron el pH y la conductividad eléctrica (CE) en una suspensión preparada con una relación sólido a líquido de 1:5, siguiendo el procedimiento descrito en el método 9045C de la US-EPA (1995). En las muestras de jales se determinaron las concentraciones totales de As, Ba, Cd, Cr, Ni, Hg, Ag, Pb y Se, que son los elementos señalados para valorar la peligrosidad de los jales de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-141 (SEMARNAT-2003). Adicionalmente se determinaron las concentraciones de Fe, Cu, Zn que aunque no estén en la lista de elementos que hacen peligrosos a los jales, son elementos que comúnmente están presentes en los yacimientos de los cuales provienen esos jales y pueden ser utilizados como “elementos indicadores” para identificar los medios abióticos afectados por la dispersión de los jales. En las muestras de jales también se determinó



Leyenda

- ▲ Jales en excavaciones de hasta 2.0 m de profundidad (45 muestras)
- Suelos y sedimentos superficiales y a 30 cm de profundidad (47 muestras)
- ★ Muestras de suelos para determinar valores de fondo (9 muestras)
- ◇ Muestras de lixiviados de jales (2 muestras)
- ⊕ Muestras de aguas subterráneas someras (2 muestras)

Figura 2. Ubicación de sitios de muestreo.

la concentración soluble en agua de As, Cd, Pb, Fe, Cu, Zn y sulfatos.

Las concentraciones de EPT totales y solubles también fueron determinadas en las muestras de suelos, sedimentos y agua. Para determinar las concentraciones de EPT totales, las muestras sólidas homogenizadas se pulverizaron en molino de bolas hasta obtener una granulometría inferior a la malla 200 y fueron digeridas con ácido nítrico en horno de microondas siguiendo el procedimiento general descrito en el método 3051 de la US-EPA (1994). Para determinar la concentración de EPT solubles en las muestras sólidas se realizaron experimentos de extracción de acuerdo a la prueba 3987 (ASTM, 1985), la cual consiste en obtener extractos para análisis químicos a partir de la agitación de las muestras sólidas con agua en equilibrio con la atmósfera (pH = 5.5 ± 0.2) en una relación sólido a líquido de 1:20 con el fin de simular escenarios en los cuales las muestras sólidas reaccionan al contacto con agua liberando en parte a los EPT y favoreciendo reacciones ácido-base de los minerales que determinan el pH final, independientemente de la acidez de la solución extractante.

Los análisis químicos de las digestiones y extracciones de elementos potencialmente tóxicos se realizaron por Espectroscopia de Absorción Atómica (EAA); los metales se determinaron por EAA-flama y As y Se por EAA-generación de hidruros. Adicionalmente, en los extractos también se determinó el contenido de sulfatos por turbidimetría. La exactitud de los métodos se evaluó con el material de referencia para jales mineros RTS-3 (Canadian Certified Reference Materials), y la precisión por medio del análisis de duplicados en todas las muestras. En la Tabla 2 se presentan los datos de exactitud, precisión y límites de detección.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Depósitos de jales

Características físicas y composición química

El método de construcción de los depósitos de jales estudiados permitió su separación granulométrica. Las fracciones finas se acumularon en la parte central del depósito al que se le denomina “vaso” y las fracciones gruesas se utilizaron para formar la cortina contenedora que rodea al depósito, a la cual se le domina “talud”. En los depósitos de jales Tecolotes, San Diego y Noriega se han cubierto los jales del “vaso” y del “talud” con material de relleno para evitar su dispersión; sin embargo, en los taludes se observan pequeñas cárcavas provocadas por la erosión hídrica. En cambio, los jales del depósito Colorados han estado expuestos a la acción del viento y las lluvias, y como consecuencia, tanto en los jales del “vaso” como en los del “talud” es evidente la intensa erosión hídrica.

Las observaciones de campo en las excavaciones realizadas en los diferentes depósitos de jales indican que:

1) En Tecolotes y San Diego, los jales de la parte superior están oxidados (color café-amarillo) y en la parte inferior no muestran signos visibles de alteración (color gris); 2) los jales del depósito Noriega no están oxidados (color gris oscuro), lo cual se debe a que son los más recientes y fueron cubiertos inmediatamente, por lo que no han estado directamente expuestos a los agentes oxidantes; y 3) los jales del depósito Colorados están totalmente oxidados, desde la superficie hasta el fondo del depósito (color café-rojo), lo que probablemente se deba a que son los más antiguos y han estado expuestos a los agentes oxidantes durante muchos años, o a que provengan de la zona oxidada del yacimiento.

Los parámetros de tendencia central y dispersión de las concentraciones totales de los jales en los diferentes depósitos estudiados se presentan en la Tabla 3. Tomando en cuenta que en este trabajo no se probó la normalidad de los datos se utiliza la mediana y el intervalo intercuartil, que son medidas robustas de tendencia central y de dispersión, ya que no son afectados por la presencia de valores desviados (Verma, 2005). Dado que estos parámetros proporcionan una buena estimación cuando la contaminación es simétrica, en el futuro sería conveniente usar pruebas para la detección de valores desviados (*outlier*) como las propuestas por Verma y Quiroz-Ruiz (2006a, 2006b).

Tabla 2. Exactitud, precisión y límites de detección.

| Elemento | Exactitud | | | Precisión (DPR) | | Límite de detección * | |
|----------|-------------------------|---------------------|--------------|-----------------|-------|-----------------------|---------------------|
| | Valor certificado RTS-3 | Valor obtenido | Recuperación | Mín. | Máx. | Soluble | Total |
| | % | % | % | % | % | mg·l ⁻¹ | mg·kg ⁻¹ |
| Fe | 30.1 | 31.5 | 104.7 | 0.08 | 5.25 | 0.250 | 5.0 |
| Zn | 0.2 | 0.2 | 94.7 | 0.00 | 5.48 | 0.020 | 4.0 |
| | mg·kg ⁻¹ | mg·kg ⁻¹ | | | | | |
| As | 9.1 | 9.5 | 104.4 | 0.00 | 4.29 | 0.0005 | 0.1 |
| Ba | ND | ND | ND | 0.17 | 5.83 | 0.090 | 18.0 |
| Cu | 2820.0 | 2972.0 | 105.4 | 0.00 | 16.67 | 0.020 | 4.0 |
| Cd | 9.0 | 8.7 | 96.7 | 0.00 | 8.11 | 0.005 | 1.0 |
| Cr | 75.0 | 66.3 | 88.4 | 1.05 | 4.87 | 0.140 | 28.0 |
| Ni | 71.0 | 73.7 | 103.8 | 3.53 | 13.52 | 0.023 | 4.6 |
| Hg | NR | ND | ND | 0.00 | 0.00 | 0.025 | 5.0 |
| Ag | 8.0 | 7.3 | 91.6 | 0.00 | 9.81 | 0.025 | 5.0 |
| Pb | 146.0 | 135.0 | 92.5 | 0.00 | 5.86 | 0.070 | 14.0 |
| Se | 61.0 | 60.5 | 99.2 | 1.87 | 12.05 | 0.300 | 0.1 |

RTS-3: Canadian Certified Reference Materials Project – CANMET, Canadá; DPR: diferencia porcentual relativa entre las concentraciones totales de muestras originales y duplicados; ND: no determinado; NR: datos no reportados. * Varios pares non-par de elementos sí obedecen el criterio propuesto por Verma y Santoyo (2005), mientras que otros no. En el futuro, los límites de detección se deben cuantificar con el procedimiento propuesto por estos autores.

Tabla 3. Estadígrafos de tendencia central y dispersión de las concentraciones totales de elementos potencialmente tóxicos en los jales de los diferentes depósitos de la Unidad Minera Santa Bárbara, Chihuahua.

| Estadígrafos | Fe | As | Ba | Cu | Cd | Pb | Se | Zn |
|---|-----|---------------------|-----|------|-----|-------|----|-------|
| | % | mg kg ⁻¹ | | | | | | |
| <i>Presa de jales Tecolotes, perfiles J1-J5 (n = 18)</i> | | | | | | | | |
| Mínimo | 3.8 | 583 | 124 | 472 | 25 | 1869 | 3 | 2911 |
| Máximo | 5.8 | 2720 | 450 | 2415 | 163 | 14197 | 10 | 16324 |
| Mediana | 5.0 | 786 | 208 | 880 | 75 | 3394 | 8 | 8336 |
| Intervalo intercuartil R _Q | 0.5 | 261 | 112 | 246 | 37 | 814 | 5 | 3256 |
| <i>Presa de jales San Diego, perfiles J6-J9 (n = 17)</i> | | | | | | | | |
| Mínimo | 3.3 | 650 | 88 | 482 | 18 | 972 | 1 | 2752 |
| Máximo | 6.0 | 3281 | 586 | 1904 | 186 | 10963 | 8 | 15314 |
| Mediana | 4.0 | 1528 | 195 | 908 | 48 | 2328 | 5 | 6769 |
| Intervalo intercuartil R _Q | 1.4 | 734 | 209 | 596 | 28 | 1863 | 3 | 3376 |
| <i>Presa de jales Colorados, perfiles J10-J11 (n = 6)</i> | | | | | | | | |
| Mínimo | 2.8 | 651 | 62 | 716 | 94 | 2836 | 4 | 10336 |
| Máximo | 5.1 | 2754 | 238 | 1578 | 239 | 16881 | 9 | 21059 |
| Mediana | 3.4 | 1140 | 94 | 851 | 103 | 6669 | 5 | 12531 |
| Intervalo intercuartil R _Q | 1.2 | 565 | 40 | 218 | 40 | 5044 | 0 | 4469 |
| <i>Presa de jales Noriega, perfiles J12-J14 (n = 6)</i> | | | | | | | | |
| Mínimo | 3.2 | 410 | 132 | 479 | 10 | 1007 | 4 | 1762 |
| Máximo | 4.9 | 2930 | 229 | 1636 | 79 | 4260 | 6 | 10806 |
| Mediana | 3.9 | 2154 | 143 | 804 | 40 | 2147 | 4 | 4966 |
| Intervalo intercuartil R _Q | 1.1 | 1636 | 18 | 442 | 41 | 1373 | 1 | 5109 |

n: Número de muestras.

Los resultados indican que los jales estudiados se caracterizan por relativamente altas concentraciones totales de Zn (1762 – 21,059 mg·kg⁻¹), Pb (972 – 16,881 mg·kg⁻¹), As (410 – 3,281 mg·kg⁻¹) y Cu (472 – 2,415 mg·kg⁻¹). Las concentraciones totales de los otros elementos estudiados fueron relativamente bajas (Ba: 62 – 586 mg·kg⁻¹; Cd: 10 – 239 mg·kg⁻¹; Se: 1 – 10 mg·kg⁻¹) e incluso no detectadas por las técnicas de análisis en el caso del Cr, Ni, Hg y Ag (Tabla 2).

Las relativamente altas concentraciones de Zn, Pb, As y Cu son congruentes con la mineralogía reportada para los yacimientos minerales del sitio (IMMSA 1995). El contenido de Fe (3–6%) en los jales estudiados es relativamente bajo en comparación con jales donde se ha reportado drenaje ácido. Lin (1997), Holmstrom *et al.* (2001) y Romero *et al.* (2006) reportan, respectivamente, valores promedio de Fe de 16.4 – 29.8 %, 8.4 – 24 % y 11.2 – 15.6 % en jales que son generadores de ácido.

Considerando las relativamente bajas concentraciones de Fe en los jales estudiados y asumiendo que todo este Fe estuviera asociado a la pirita, cuya oxidación ha sido identificada como la principal fuente de generación de acidez (Balistreri *et al.*, 1999; Dold and Fontbote, 2001), se puede inferir que los jales de la Unidad Minera Santa Bárbara no son buenos candidatos para la generación de drenaje ácido.

Datos de perfiles representativos de los depósitos de los jales Tecolotes, San Diego, Colorados y Noriega se muestran en la Figura 3. En sentido vertical, las concentraciones totales de los EPT en los jales oxidados que están en la parte superior de los depósitos son similares a las registradas en los jales inalterados de las partes inferiores de los depósitos. Este es un comportamiento diferente al reportado en los jales generadores de drenaje ácido, donde las concentraciones de los elementos asociados a los sulfuros metálicos en la zona de jales oxidados son muy inferiores a las de la zona de jales inalterados como consecuencia del proceso de oxidación que produce la liberación y facilita el transporte y pérdida de los EPT en la zona de oxidación (Ljungberg and Ohlander, 2001; Romero *et al.*, 2006).

Peligrosidad de los jales

De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-141 (SEMARNAT-2003), que se basa en la experiencia internacional (Lawrence, 1990), los jales se clasifican como peligrosos cuando son generadores potenciales de acidez o cuando contienen elementos tóxicos solubles en agua. La capacidad de generación potencial de acidez se determina aplicando la prueba de Balance Ácido Base (BAB) en el caso que los jales estén inalterados. La aplicación de la prueba de BAB permite pronosticar si en el futuro, cuando los jales se oxiden, habrá o no suficiente cantidad de minerales neutralizadores que consuman la acidez que se genere por la oxidación de los sulfuros metálicos. En el caso de los jales oxidados, la prueba BAB no aplica, ya que en ellos ya han tenido lugar los procesos de oxidación y neutralización, y con sólo determinar el valor de pH, se puede valorar su capacidad de generar acidez.

Los valores de pH en los jales oxidados son ligeramente básicos (pH: 7.5–9.0), lo cual indica que el drenaje ácido producido en estos jales oxidados fue neutralizado por la disolución de minerales alcalinos como la calcita, que es uno de los principales minerales de ganga identificado en los depósitos minerales de la zona de estudio. Por lo tanto, estos jales se pueden clasificar como no peligrosos ya que no generan condiciones de acidez. Además, los jales oxidados contienen todavía carbonatos (reacción positiva e intensa al HCl), lo que indica que no se agotaron durante el proceso de neutralización y, por lo tanto, todavía tienen capacidad de neutralización. En los jales inalterados, los valores de pH también resultaron ligeramente básicos (pH: 7.5–8.5) y las pruebas de BAB indican que una vez que se oxiden no serán generadores de acidez; ya que el potencial de neutralización (PN) es mayor que el potencial de acidez (PA). La relación PN/PA reportada para los jales inalterados del sitio de estudio varía entre 1.2 y 1.8 (LAFQA, 2006).

Las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos solubles en agua en los jales oxidados e inalterados resultaron inferiores a las concentraciones máximas permisibles que hacen a los jales peligrosos por su toxicidad (Tabla 4), por lo que se pueden clasificar como “No Peligrosos”. Así mismo, las concentraciones lixiviables de Fe fueron

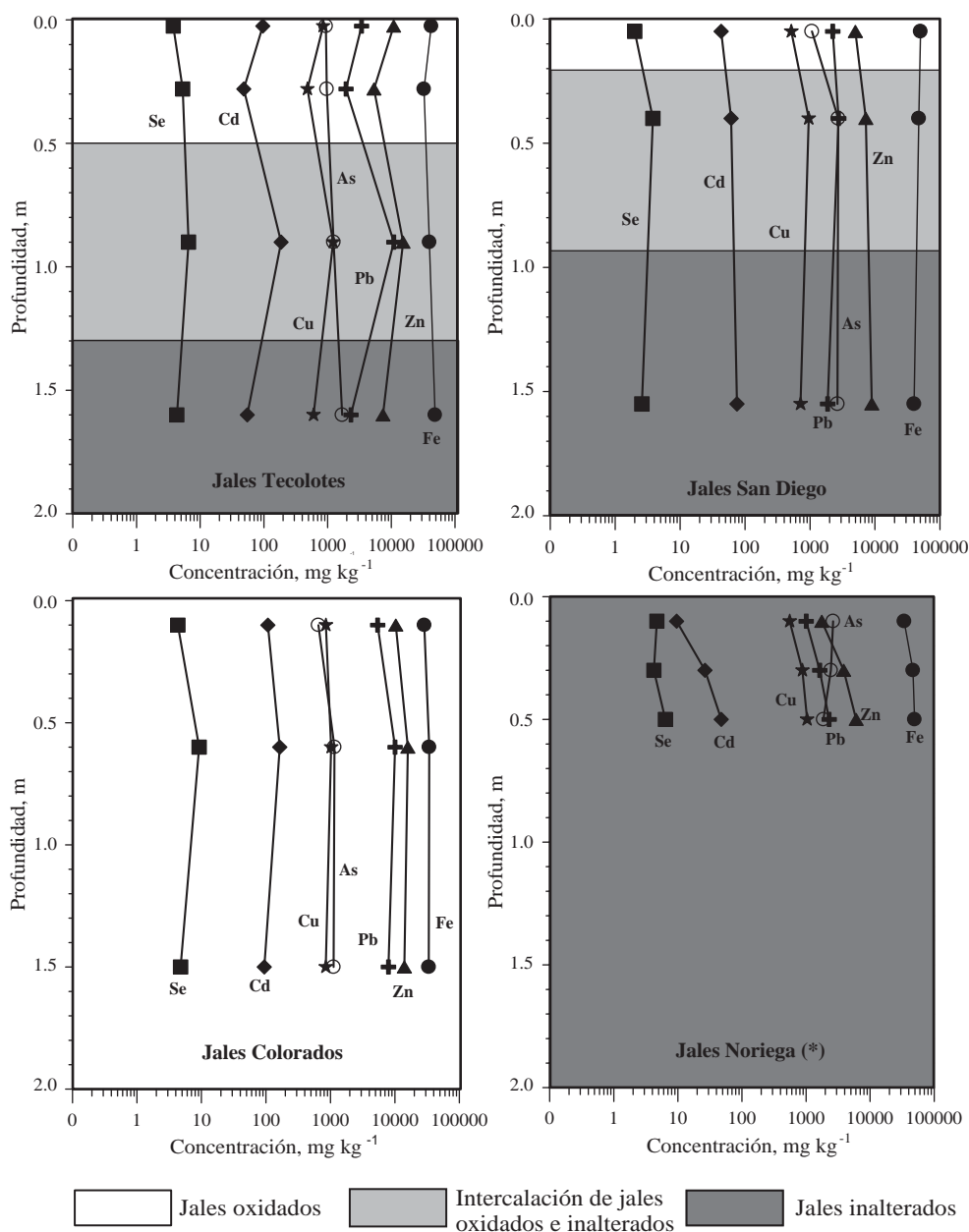
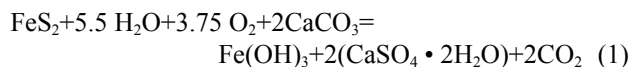


Figura 3. Concentración total de elementos potencialmente tóxicos en perfiles representativos de los depósitos de jales de la Unidad Minera Santa Bárbara. *: En los jales de Noriega, los perfiles llegan hasta los 0.6 m de profundidad, ya que en campo se observó la homogeneidad de los mismos (color y pH medio en campo).

inferiores al límite de detección de las técnicas analíticas, lo cual es consecuente con los valores de pH del medio, ya que bajo condiciones ligeramente básicas como las registradas en estos jales oxidados, el Fe liberado precipita en forma de oxihidróxidos de acuerdo con la Ecuación (1). Los oxihidróxidos son el principal producto del proceso de oxidación-neutralización en jales mineros (Lin, 1997; McGregor *et al.*, 1998; Moncur *et al.*, 2004), alcanzan su mínima solubilidad a pH entre 7.5 y 8.0 (Cornell and Schwertmann, 1996) y tienen una gran capacidad para retener tanto aniones como cationes a través de procesos de

sorción (Dzombak and Morel, 1990; Blowes *et al.*, 1991; McGregor *et al.*, 1998).



Se determinaron concentraciones de zinc soluble en agua ($\text{Zn} \leq 2.0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y de sulfatos ($\leq 2,113 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) en los jales oxidados y en los jales inalterados ($\text{Zn} \leq 1.86 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y sulfatos $\leq 921 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Estos valores indican la presencia de sales solubles como el sulfato de Zn (ZnSO_4) o sulfato

Tabla 4. Estadígrafos de tendencia central y dispersión de los valores de pH, conductividad eléctrica (CE) y concentración de elementos potencialmente tóxicos solubles en extractos acuosos de jales obtenidos en el laboratorio (a y b) y en lixiviados que drenan de los jales que se colectaron *in situ* (c).

| | pH | CE | Fe | As | Cu | Cd | Pb | Zn | Sulfatos |
|---|-----|----------------------------------|-------------------------------|-------|-----|------|-----|------|----------|
| | | $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ | $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ | | | | | | |
| <i>(a) Jales oxidados (n = 30)</i> | | | | | | | | | |
| Mínimo | 7.5 | 54 | BLD | BLD | BLD | BLD | BLD | BLD | 83 |
| Máximo | 9.0 | 3200 | BLD | 0.053 | BLD | 0.20 | BLD | 2.00 | 2113 |
| Mediana | 7.9 | 869 | BLD | 0.017 | BLD | BLD | BLD | 0.09 | 346 |
| R ₀ | 0.5 | 1597 | BLD | 0.015 | BLD | 0.02 | BLD | 0.23 | 456 |
| Límite permisible* | NR | NR | NR | 5 | NR | 1 | 5 | NR | NR |
| <i>(b) Jales inalterados (n = 15)</i> | | | | | | | | | |
| Mínimo | 7.5 | 537 | BLD | BLD | BLD | BLD | BLD | BLD | 44 |
| Máximo | 8.5 | 2290 | BLD | 0.032 | BLD | 0.08 | BLD | 1.86 | 921 |
| Mediana | 7.7 | 1515 | BLD | 0.003 | BLD | BLD | BLD | 0.19 | 346 |
| R ₀ | 0.4 | 1059 | BLD | 0.005 | BLD | 0.01 | BLD | 0.73 | 418 |
| Límite permisible* | NR | NR | NR | 5 | NR | 1 | 5 | NR | NR |
| <i>(c) Lixiviados que drenan de los jales</i> | | | | | | | | | |
| L1 | 7.2 | ND | BLD | 0.005 | BLD | BLD | BLD | 0.14 | ND |
| L2 | 7.5 | ND | BLD | 0.002 | BLD | BLD | BLD | 0.25 | ND |

R₀: intervalo intercuartil; ND: no determinado; BLD: bajo el límite de detección; NR: datos no reportados; *: límite permisible (norma NOM-141).

de calcio ($\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$), los cuales son productos comunes del proceso de oxidación-neutralización de la pirita y de la oxidación de la esfalerita (Costello, 2003). En los jales inalterados, compuestos como el sulfato de Zn pueden estar presentes también como reactivos residuales del proceso de flotación (el sulfato de Zn es un agente depresor que se utiliza en el proceso de flotación de sulfuros metálicos).

En las muestras de lixiviados que drenan de la presa de jales Noriega (Figura 1), los valores de pH son cercanos a la neutralidad (pH: 7.2–7.5), y las concentraciones de EPT solubles son muy bajas (Tabla 4) y similares a las registradas en los extractos acuosos obtenidos en el laboratorio en las muestras sólidas de jales. Estos resultados indican que los jales inactivos de la Unidad Minera Santa Bárbara no lixivian soluciones ácidas con elementos potencialmente tóxicos disueltos, y que la prueba de extracción utilizada es adecuada para valorar a los constituyentes tóxicos disponibles para la lixiviación.

Valores de fondo naturales

En los suelos utilizados para determinar los valores de fondo naturales se registraron valores de pH cercanos a la neutralidad (pH: 6.5 – 8.4) y los valores de conductividad eléctrica ($22 - 93 \mu\text{S cm}^{-1}$), en general, son más bajos que los determinados en los jales estudiados (Tabla 4). Estos datos conforman una evidencia de que esos suelos no han sido afectados por los desechos. Las concentraciones totales de

los EPT evaluados que se presentan en la Tabla 5 (valores de fondo naturales) se encuentran dentro del intervalo de concentraciones naturales de EPT en sedimentos reportados en la carta geoquímica G13-A57 del Consejo de Recursos Minerales (COREMI, 1999) en un radio de 5 km tomando como centro las presas de jales estudiadas. Por otro lado, los valores de fondo naturales para el Zn, Pb, As y Cu en los suelos estudiados en este trabajo son comparables a los reportados en la literatura para suelos no contaminados. Aubert y Pinta (1977) reportaron que las concentraciones de Pb, Zn y Cu alcanzan valores máximos de $1,200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $900 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ y $250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente. Ruby et al., (1999) reportaron que el intervalo de concentraciones naturales de plomo en EUA es de $10-700 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Yan-Chu (1994) reportó concentraciones naturales de arsénico en suelos desde 0.01 hasta $626 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Los valores de fondo naturales de EPT determinados en este estudio se utilizan como niveles de referencia para identificar los suelos y sedimentos contaminados en la zona de influencia de los jales de la Unidad Minera Santa Bárbara.

Suelos y sedimentos de la zona de influencia de los jales inactivos

Concentración total de elementos potencialmente tóxicos (EPT)

Los valores de pH, conductividad eléctrica y concentraciones totales de los EPT analizados en suelos y

Tabla 5. Valores de pH, conductividad eléctrica (CE) y concentración total natural (valores de fondo) en la zona de estudio.

| | pH | CE | Fe | As | Cu | Cd | Pb | Zn | |
|---|--------|----------------------------------|------|--------------------------------|-----|------|------|------|--|
| | | $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ | % | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | | | | | |
| Mínimo | 6.5 | 22 | 2.9 | 39 | 43 | BLD | 55 | 242 | |
| Máximo | 8.4 | 93 | 6.0 | 499 | 430 | 42 | 1849 | 4751 | |
| Mediana | 7.6 | 46 | 3.5 | 342 | 190 | 28 | 947 | 974 | |
| Intervalo intercuartil R ₀ | 1.2 | 40 | 0.5 | 351 | 176 | 26 | 1309 | 2263 | |
| <i>Concentración natural de EPT en sedimentos del área de estudio*</i> | | | | | | | | | |
| COREMI (1999) | Mínimo | NR | 10 | 36 | NR | 31 | 66 | | |
| | Máximo | NR | 607 | 729 | NR | 6466 | 4642 | | |
| <i>Concentración natural de EPT en suelos reportadas en la literatura</i> | | | | | | | | | |
| Aubert y Pinta (1977) | Mínimo | NR | NR | 0.01 | NR | 0.01 | 0.01 | | |
| | Máximo | NR | NR | 250 | NR | 1200 | 900 | | |
| Ruby et al. (1999) | Mínimo | NR | NR | NR | NR | 10 | NR | | |
| | Máximo | NR | NR | NR | NR | 700 | NR | | |
| Yan-Chu (1994) | Mínimo | NR | 0.01 | NR | NR | NR | NR | | |
| | Máximo | NR | 626 | NR | NR | NR | NR | | |

BLD: bajo el límite de detección; NR: datos no reportados. *: Tomado de la carta geoquímica G13A57, correspondiente al municipio de Santa Bárbara. Los datos corresponden a una zona en un radio de 5 km tomando como centro los depósitos de jales estudiados.

sedimentos superficiales (0–10 cm) de la zona de influencia de los jales inactivos de la Unidad Minera Santa Bárbara, se muestran en la Tabla 6. Los resultados indican que la mediana de los valores de pH en la zona de influencia (pH=7.7) es similar a la mediana de las muestras de fondo (pH=7.6) (Tabla 5) y a la mediana del pH en los jales de los diferentes depósitos (pH: 7.7 – 7.9) (Tabla 4), por lo que el pH no es un indicador de la afectación de los suelos y sedimentos por la dispersión de los jales. En cambio, los valores de conductividad eléctrica (CE) en los suelos de la zona de influencia varían entre 27 y 419 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, mientras que en las muestras de fondo (fuera de la zona de influencia) varían entre 22 y 93 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Los valores más altos de CE en los suelos de la zona de influencia podrían ser indicadores de su afectación por la dispersión de los jales, los cuales, en general, presentaron altos valores de CE (Tabla 4). La afectación de los suelos y sedimentos superficiales de la zona de influencia de los jales inactivos de Santa Bárbara se corrobora con el hecho de que en 15 muestras de suelos y sedimentos, de un total de 37, se registraron concentraciones totales superiores a la mediana de los valores de fondo para el As en la zona de estudio. En el caso del Cd, Pb, Cu y Zn se superó la mediana de los valores de fondo en 7, 22, 23 y 24 muestras, respectivamente (Figura 4).

Las mayores concentraciones totales de EPT se registraron en las muestras localizadas sobre el lecho de la quebrada ubicada al sur de los depósitos de jales Tecolotes y San Diego, y sobre la quebrada ubicada entre los jales San Diego y Colorados (Figura 4), lo que indica que la mayor afectación proviene de la dispersión hídrica de estos jales, cuyo destino es el lecho de la quebradas cercanas.

En las muestras de suelos a 30 cm de profundidad, las concentraciones totales de los elementos potencialmente tóxicos analizados (Tabla 7), resultaron inferiores a la mediana de los respectivos valores de fondo (Tabla 3), lo que indica que la afectación de los suelos de la zona de influencia ha sido superficial y los contaminantes no han migrado a niveles inferiores. Estos resultados son congruentes con el hecho de que los elementos potencialmente tóxicos de las fuentes de contaminación están en formas químicas estables, probablemente sorbidos en oxihidróxidos de Fe, e indican que, bajo las condiciones actuales de los suelos afectados, continúan siendo estables desde el punto de vista químico. Sin embargo, en algunas muestras del lecho de las quebradas cercanas (sedimentos), a 30 cm de profundidad se registraron concentraciones totales de elementos potencialmente tóxicos (Tabla 7) superiores a la mediana de los respectivos valores de fondo (Tabla 3), lo cual indica que estos contaminantes han migrado verticalmente hasta por lo menos 30 cm de profundidad en los sedimentos ubicados dentro de la zona de influencia.

Concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT) solubles en agua

Para evaluar el riesgo ambiental que representan los EPT en los suelos contaminados es muy importante

determinar la fracción de la concentración total que se encuentra en formas disponibles bajo las condiciones ambientales prevalentes, ya que puede ser transportada y contaminar otros medios abióticos (Aguilar *et al.*, 2004) como cuerpos de agua que muchas veces constituyen la fuente de abastecimiento de poblaciones. Así mismo, la toxicidad de los EPT es directamente proporcional a la

Tabla 6. Valores de pH, conductividad eléctrica (CE) y concentración total de elementos potencialmente tóxicos en suelos y sedimentos superficiales ubicados dentro de la zona de influencia de los jales inactivos de la Unidad Minera Santa Bárbara.

| Muestra | pH | CE | Fe | As | Cu | Cd | Pb | Zn |
|----------------|-----|----------------------------------|-----|--------------------------------|------|-----|-------|-------|
| | | $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ | % | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | | | | |
| s1 | 7.3 | 84 | 4.3 | 299 | 114 | BLD | 653 | 479 |
| s2 | 7.2 | 27 | 5.0 | 364 | 75 | BLD | 212 | 406 |
| s3 | 6.3 | 61 | 4.8 | 269 | 86 | BLD | 873 | 928 |
| s4 | 8.2 | 137 | 4.5 | 928 | 334 | 18 | 1045 | 2458 |
| s5 | 8.4 | 61 | 4.8 | 263 | 89 | BLD | 153 | 265 |
| s6 | 6.1 | 35 | 4.9 | 859 | 110 | 12 | 2427 | 2497 |
| s7 | 6.0 | 47 | 4.0 | 440 | 145 | 6 | 1309 | 988 |
| s8 | 7.8 | 108 | 3.4 | 32 | 30 | BLD | 6 | 177 |
| s9 | 8.3 | 101 | 3.5 | 327 | 112 | BLD | 524 | 645 |
| s10 | 7.9 | 116 | 3.8 | 85 | 58 | BLD | 349 | 404 |
| s11 | 7.0 | 104 | 3.4 | 266 | 79 | BLD | 535 | 616 |
| s12 | 6.8 | 402 | 3.5 | 562 | 443 | 46 | 1834 | 4751 |
| s13 | 7.2 | 419 | 4.2 | 1406 | 1636 | 79 | 4260 | 10806 |
| s14 | 7.8 | 94 | 3.3 | 272 | 424 | 20 | 711 | 2831 |
| s15 | 6.9 | 59 | 4.1 | 168 | 306 | 10 | 1899 | 2268 |
| s16 | 6.7 | 86 | 2.9 | 92 | 62 | BLD | 162 | 239 |
| s17 | 7.0 | 37 | 3.1 | 301 | 231 | 3 | 976 | 1361 |
| s18 | 5.2 | 141 | 2.8 | 754 | 342 | 4 | 2044 | 2262 |
| s19 | 8.2 | 119 | 3.1 | 336 | 271 | 8 | 1113 | 2341 |
| s20 | 8.0 | 192 | 3.2 | 301 | 272 | 7 | 1182 | 2184 |
| s21 | 8.1 | 243 | 3.2 | 224 | 175 | BLD | 437 | 244 |
| s22 | 7.2 | 48 | 2.9 | 311 | 208 | 6 | 849 | 1028 |
| s23 | 7.9 | 101 | 3.1 | 650 | 918 | 93 | 11197 | 11805 |
| s24 | 7.7 | 68 | 3.3 | 212 | 350 | 15 | 1505 | 2017 |
| s25 | 7.3 | 97 | 4.4 | 117 | 186 | BLD | 231 | 322 |
| s26 | 7.9 | 242 | 3.4 | 580 | 420 | 19 | 1927 | 3164 |
| s27 | 7.3 | 182 | 2.6 | 173 | 308 | 19 | 1280 | 2458 |
| s28 | 6.6 | 190 | 3.1 | 1016 | 624 | 31 | 2103 | 4182 |
| s29 | 7.5 | 144 | 4.4 | 189 | 221 | 1 | 388 | 616 |
| s30 | 7.7 | 115 | 4.7 | 248 | 187 | BLD | 231 | 322 |
| sed1 | 8.3 | 92 | 2.9 | 406 | 624 | 18 | 2584 | 4643 |
| sed2 | 8.4 | 78 | 3.0 | 692 | 689 | 36 | 3162 | 5534 |
| sed3 | 8.1 | 268 | 3.5 | 1107 | 912 | 44 | 7121 | 6163 |
| sed4 | 7.9 | 366 | 4.0 | 1273 | 884 | 38 | 7120 | 5829 |
| sed5 | 8.3 | 146 | 3.4 | 311 | 614 | 23 | 2740 | 3595 |
| sed6 | 8.7 | 73 | 2.8 | 232 | 562 | 14 | 1505 | 3849 |
| sed7 | 8.0 | 94 | 2.0 | 388 | 628 | 11 | 2373 | 4437 |
| Mínimo | 5.2 | 27 | 2.0 | 32 | 30 | BLD | 6 | 177 |
| Máximo | 8.7 | 419 | 5.0 | 1406 | 1636 | 93 | 11197 | 11805 |
| Mediana | 7.7 | 101 | 3.4 | 311 | 272 | 18 | 1182 | 2262 |
| R _Q | 1.1 | 76 | 1.1 | 349 | 420 | 19 | 1630 | 3272 |

R_Q: intervalo intercuartil; s: suelo; sed: sedimento; BLD: bajo el límite de detección.

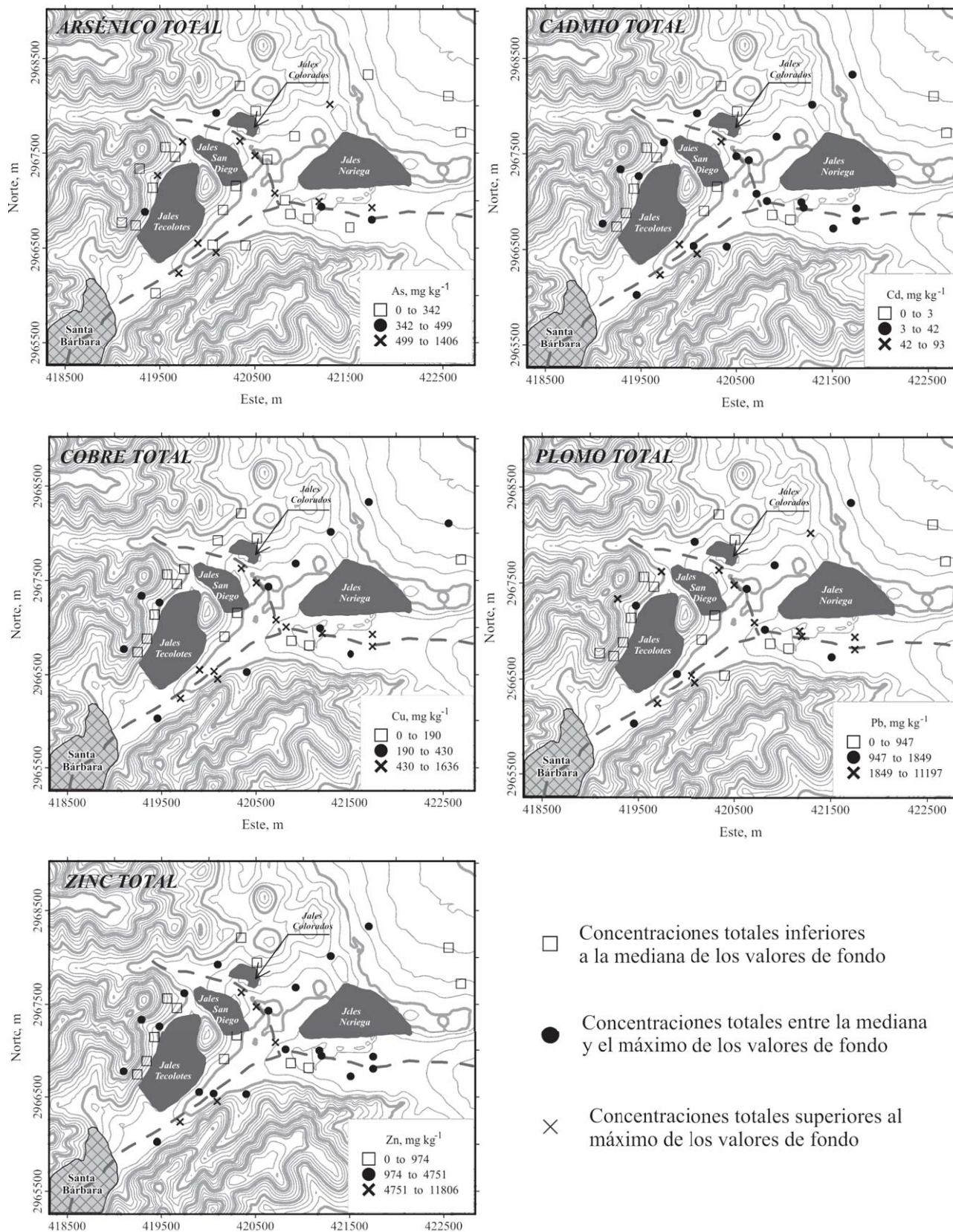


Figura 4. Distribución de las concentraciones totales de arsénico, cadmio, cobre, plomo y zinc en suelos y sedimentos de la zona de influencia de los jales inactivos de la Unidad Minera Santa Bárbara con relación a los valores de fondo.

Tabla 7. Valores de pH, conductividad eléctrica (CE) y concentración total de elementos potencialmente tóxicos en suelos y sedimentos subsuperficiales (30 cm de profundidad), ubicados dentro de la zona de influencia de los jales inactivos de la Unidad Minera Santa Bárbara.

| Muestra | pH | CE | Fe | As | Cu | Cd | Pb | Zn |
|---------|-----|----------------------------------|-----|--------------------------------|-----|-----|------|------|
| | | $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ | % | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | | | | |
| s7 | 5.9 | 162 | 4.2 | 73 | 38 | BLD | 153 | 290 |
| s8 | 7.6 | 204 | 4.0 | 24 | 30 | BLD | 16 | 190 |
| s9 | 8.2 | 142 | 3.9 | 80 | 54 | BLD | 170 | 367 |
| s10 | 7.8 | 189 | 3.5 | 65 | 45 | BLD | 290 | 362 |
| sed1 | 7.5 | 2010 | 3.4 | 406 | 578 | BLD | 5159 | 4790 |
| sed2 | 7.6 | 962 | 3.2 | 410 | 479 | 32 | 1996 | 3614 |
| sed3 | 8.3 | 169 | 2.9 | 410 | 572 | 17 | 1907 | 2242 |
| sed4 | 8.4 | 137 | 3.8 | 725 | 905 | 24 | 8433 | 5143 |
| sed5 | 6.4 | 795 | 3.4 | 207 | 82 | BLD | 535 | 440 |
| sed6 | 8.1 | 170 | 3.2 | 291 | 498 | 23 | 1741 | 3105 |

s: Suelo; sed: sedimento; BLD: bajo el límite de detección.

solubilidad de las fases sólidas a las que están asociados (Traina and Laparche, 1999), la cual a su vez depende de la concentración de los EPT solubles en agua en el medio evaluado.

Las concentraciones Cu y Cd solubles en los suelos y sedimentos superficiales (Tabla 8) y a 30 cm de profundidad (Tabla 9) resultaron inferiores a los respectivos límites de detección. Para el caso del Pb, en 39 muestras de un total de 47 (muestras superficiales y subsuperficiales), se registraron concentraciones Pb soluble inferiores al límite de detección, y solamente en ocho muestras se registraron concentraciones de Pb soluble entre $0.1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y $0.89 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Las concentraciones As soluble variaron entre $0.0005 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y $0.65 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y las de Zn variaron entre $0.02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y $2.85 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Estas concentraciones de EPT solubles son relativamente bajas e indican que los EPT están asociados a fases sólidas estables bajo las condiciones actuales del medio, lo que explica el hecho de que la afectación de los suelos de la zona de influencia ha sido superficial y los EPT no han migrado a niveles inferiores. Además, sugieren que las concentraciones totales de EPT encontradas a 30 cm de profundidad en algunas muestras de sedimentos se puede deber al transporte en forma de partículas muy finas, ya que de acuerdo con el método para determinar las concentraciones de elementos solubles, una vez que se agita la mezcla, ésta se filtra con membrana de $0.45 \mu\text{m}$, de tal manera que la “concentración de elementos solubles” implica especies solubles y partículas inferiores a $0.45 \mu\text{m}$.

Las concentraciones EPT solubles registradas en los suelos y sedimentos de la zona de influencia indican que éstos son muy poco móviles y, por lo tanto, no representan un riesgo ambiental de consideración. Lo anterior se corroboró con los análisis de muestras de aguas subterráneas muy someras (profundidad: 1 – 3 m) tomadas en norias ubicadas

Tabla 8. Concentración de elementos potencialmente tóxicos solubles en agua en suelos y sedimentos superficiales ubicados dentro de la zona de influencia de los jales inactivos de la Unidad Minera Santa Bárbara.

| Muestra | As | Cu | Cd | Pb | Zn |
|------------------------------|-------------------------------|------|-----|------|------|
| | $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ | | | | |
| s1 | 0.02 | BLD | BLD | 0.12 | 0.34 |
| s2 | 0.02 | BLD | BLD | BLD | 0.15 |
| s3 | 0.06 | BLD | BLD | 0.52 | 0.91 |
| s4 | 0.34 | BLD | BLD | BLD | 0.04 |
| s5 | 0.17 | BLD | BLD | BLD | 0.09 |
| s6 | 0.65 | BLD | BLD | BLD | 0.15 |
| s7 | 0.23 | BLD | BLD | 0.14 | 0.37 |
| s8 | 0.00 | BLD | BLD | BLD | 0.03 |
| s9 | 0.01 | BLD | BLD | BLD | BLD |
| s10 | 0.13 | BLD | BLD | BLD | 0.10 |
| s11 | 0.08 | BLD | BLD | BLD | BLD |
| s12 | 0.02 | BLD | BLD | BLD | 0.40 |
| s13 | BLD | BLD | BLD | BLD | 0.31 |
| s14 | 0.05 | 0.03 | BLD | BLD | 0.13 |
| s15 | 0.03 | 0.07 | BLD | 0.44 | 0.52 |
| s16 | 0.03 | BLD | BLD | BLD | 0.12 |
| s17 | 0.26 | 0.11 | BLD | 0.89 | 2.85 |
| s18 | 0.21 | 0.02 | BLD | 0.09 | 1.97 |
| s19 | 0.05 | BLD | BLD | BLD | 0.17 |
| s20 | 0.01 | BLD | BLD | BLD | 0.17 |
| s21 | 0.02 | BLD | BLD | BLD | BLD |
| s22 | 0.02 | BLD | BLD | BLD | 0.19 |
| s23 | 0.02 | BLD | BLD | BLD | 1.14 |
| s24 | 0.03 | BLD | BLD | BLD | 0.10 |
| s25 | 0.06 | BLD | BLD | BLD | 0.20 |
| s26 | 0.03 | BLD | BLD | BLD | 0.20 |
| s27 | 0.03 | BLD | BLD | BLD | 0.22 |
| s28 | 0.18 | 0.16 | BLD | 0.53 | 1.83 |
| s29 | 0.58 | BLD | BLD | BLD | 0.70 |
| s30 | 0.43 | BLD | BLD | BLD | 0.15 |
| sed1 | 0.05 | BLD | BLD | BLD | 0.07 |
| sed2 | 0.03 | BLD | BLD | BLD | BLD |
| sed3 | 0.03 | BLD | BLD | BLD | BLD |
| sed4 | 0.05 | BLD | BLD | BLD | 0.04 |
| sed5 | 0.05 | BLD | BLD | BLD | 0.09 |
| sed6 | 0.05 | BLD | BLD | BLD | 0.07 |
| sed7 | 0.05 | BLD | BLD | BLD | 0.06 |
| Mínimo | BLD | BLD | BLD | BLD | BLD |
| Máximo | 0.65 | 0.16 | BLD | 0.89 | 2.85 |
| Mediana | 0.05 | BLD | BLD | BLD | 0.15 |
| Intervalo intercuartil R_0 | 0.10 | - | - | - | 0.27 |

s: Suelo; sed: sedimento; BLD: bajo el límite de detección; (-): no aplica.

dentro de la zona de influencia de los jales (Figura 1), para las cuales se obtuvieron concentraciones de As, Cu, Cd y Pb inferiores al límite de detección de las técnicas de análisis y concentraciones Zn relativamente bajas ($\text{Zn} \leq 0.05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (Tabla 9). Estas concentraciones son inferiores a los límites permisibles en aguas subterráneas estimados con base en el

Tabla 9. Concentración de EPT solubles en suelos y sedimentos subsuperficiales (30 cm de profundidad) y en muestras de agua subterránea somera. Muestras ubicadas dentro de la zona de influencia de los jales inactivos de la Unidad Minera Santa Bárbara.

| Muestra | As | Cu | Cd | Pb | Zn |
|---------|--------------------|-----|-----|-----|-------|
| | mg l ⁻¹ | | | | |
| s7 | 0.013 | BLD | BLD | BLD | 0.078 |
| s8 | BLD | BLD | BLD | BLD | BLD |
| s9 | BLD | BLD | BLD | BLD | BLD |
| s10 | 0.078 | BLD | BLD | BLD | BLD |
| sed1 | BLD | BLD | BLD | BLD | BLD |
| sed2 | 0.0855 | BLD | BLD | BLD | 0.188 |
| sed3 | 0.027 | BLD | BLD | BLD | 0.022 |
| sed4 | 0.034 | BLD | BLD | BLD | 0.233 |
| sed5 | 0.014 | BLD | BLD | BLD | 0.161 |
| sed6 | 0.017 | BLD | BLD | BLD | BLD |
| A1 | 0.001 | BLD | BLD | BLD | 0.05 |
| A2 | BLD | BLD | BLD | BLD | BLD |

s: Suelo, sed: sedimento, A: agua subterránea somera (1–3 m); BLD: bajo el límite de detección.

riesgo ecológico en algunos países como Holanda (RIVM, 2001) y Australia (NEPC, 1999), por lo que el agua de estas norias puede seguir siendo utilizada para riego, que es su uso actual.

Las concentraciones de As, Cd, Cu y Zn también son inferiores a los límites permisibles en agua para consumo humano publicados internacionalmente (WHO, 2004) y en la Norma Oficial Mexicana NOM-127 (Secretaría de Salud, 1994). Sin embargo, en el caso del plomo no se puede hacer una valoración de la calidad del agua para este fin, ya que las concentraciones fueron inferiores al límite de detección (0.07 mg·l⁻¹), el cual es superior al límite permisible en agua para consumo humano (0.01 mg·l⁻¹).

CONCLUSIONES

Los jales inactivos de la Unidad Minera Santa Bárbara se caracterizan por contener altas concentraciones totales de Zn, Pb, Cu y As. Sin embargo, estos jales se pueden clasificar como “residuos no peligrosos” porque no son generadores potenciales de acidez, además de liberar en solución bajas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT). Utilizando los valores de fondo naturales de la zona de estudio como niveles de referencia, se identificó que los suelos y sedimentos superficiales ubicados en los alrededores de los jales han sido afectados por la dispersión de los jales. Sin embargo, los EPT en los suelos y sedimentos tienen una movilidad limitada, lo que minimiza el riesgo ambiental que representan. Esto fue corroborado por el hecho de que en las muestras de aguas subterráneas someras se registraron concentraciones de EPT muy bajas e incluso inferiores a los límites señalados para aguas destinadas al consumo humano.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la empresa Metales del Norte (MIMENOSA) y el proyecto CONACyT-SEMARNAT-2002-C01-0010. Agradecemos la colaboración de J.S. Santos Jallat, H. Rosas y E. Saucedo por el apoyo en la colecta de muestras. De igual forma, los autores expresan su agradecimiento a M. P. Fernández, H. Rivas, H. Hernández, A. Zaragoza y G. Pérez del Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente del Instituto de Geografía de la UNAM, por su asistencia en la preparación de muestras y análisis de laboratorio. Finalmente, expresamos nuestro agradecimiento a los revisores S.P. Verma y M.A. Armienta por sus valiosas sugerencias, las cuales mejoraron sustancialmente este artículo.

REFERENCIAS

- Aguilar, J., Dorronsoro, C., Fernández, E., Fernández, J., 2004, Soil pollution by pyrite mine spill in Sapin, evolution in time: *Environmental Pollution*, 132, 395-401.
- Armienta, M.A., Villaseñor, G., Rodríguez, R., Ongley, L.K., Mango, H., 2001, The role of arsenic-bearing rocks in groundwater pollution at Zimapán Valley, Mexico: *Environmental Geology*, 40(4-5), 571-581.
- American Society for Testing and Materials (ASTM), 1985, D3987-85 Standard test method for shake extraction of solid waste with water: American Society for Testing and Materials, 14-17.
- Aubert, H., Pinta, M., 1977, Trace elements in soils. Development in soil science: Amsterdam, Elsevier Scientific Publishing, 395 pp.
- Bain, J.G., Blowes, D.W., Robertson, W.D., Frind, E.O., 2000, Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site: *Journal of Contaminant Hydrology*, 41(1-2), 23-47.
- Balistreri, L.S., Box, S.E., Bookstrom, A.A., Ikramuddin, M., 1999, Assessing the influence of reacting pyrite and carbonate minerals on the geochemistry of drainage in the Coeur d'Alene mining district: *Environmental Science & Technology*, 33(19), 3347-3353.
- Baldwin, D.R., Marshall, W.J., 1999, Heavy metal poisoning and its laboratory investigation: *Annals of Clinical Biochemistry*, 36, 267-300.
- Blowes D.W., Reardon, E.J., Jambor, J.L., Cherry, J.A., 1991, The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailings: *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55, 965-978.
- Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG), 2002, Summary of Existing Canadian Environmental Quality Guidelines (en línea): Canadian Council of Ministers of the Environment, Canadian Environmental Quality Guidelines, <http://www.cme.ca/assets/pdf/e1_06.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (CNA), 2002, Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Parral-Valle del Verano, Estado de Chihuahua: México, Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrogeológica, 11 p.
- Consejo de Recursos Minerales (COREMI), 1999, Cartas Geoquímicas G13-A57, Santa Bárbara, escala 1:50,000: Pachuca, Hidalgo, México, Consejo de Recursos Minerales.
- Consejo de Recursos Minerales (COREMI), 1992, Monografía Geológico-Minera del Estado de Chihuahua: Pachuca, Hidalgo, México, Consejo de Recursos Minerales, Publicación M-14e, 297 p.
- Costello, C., 2003, Acid mine drainage: Innovative treatment technologies: Washington. D.C., United States Environmental Protection Agency, Technology Innovation Office, 52 p.

- Cornell, R., Schwertmann, U., 1996, *The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurrence and Uses*: New York, VCH Publisher, 280 p.
- Department of Environmental Protection (DEP), 2001, *Assessment Levels for Soil, Sediment and Water*: Perth, Australia, Department of Environmental Protection, Contaminated Sites Management Series, 45 p.
- Dold, B., Fontbote, L., 2001, Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing: *Journal of Geochemical Exploration*, 74(1-3), 3-55.
- Dzombak, D., Morel, F., 1990, *Surface Complexation Modeling, Hydrous Ferric Oxide*: New York, John Wiley and Sons, 180 p.
- Hamon, R.E., McLaughlin, M.J., Gilkes, R.J., Rate A.W., Zarcinas B., 2004, Geochemical indices allows estimation of heavy metal background concentration in soils: *Global Biochemical Cycles*, 18, 1-6.
- Holmstrom, H., Salmon, U.J., Carlsson, E., Petrov, P., Ohlander, B., 2001, Geochemical investigations of sulfide-bearing tailings at Kristineberg, northern Sweden, a few years after remediation: *Science of the Total Environment*, 273(1-3), 111-133.
- Industrial Minera México (IMMSA), 1995, *Caracterización mineralógica de la mina San Diego de la Unidad Santa Bárbara, Chih.*: San Luis Potosí, S.L.P., Industrial Minera México, S.A. de C.V., Subdirección de Exploraciones. Departamento de Petrografía, Reporte técnico, 110 p.
- Johnson, R.H., Blowes, D.W., Robertson, W.D., Jambor, J.L., 2000, The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario: *Journal of Contaminant Hydrology*, 41(1-2), 49-80.
- Jung, M.C., 2001, Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea: *Applied Geochemistry*, 16(11-12), 1369-1375.
- Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (LAFQA), 2005, *Diagnóstico ambiental de las presas inactivas de jales y zonas de influencia, Santa Bárbara, Chihuahua: México D.F.*, Reporte elaborado para Minerales Metálicos del Norte S.A., 180 p.
- Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (LAFQA), 2006, *Evaluación de la peligrosidad de los jales inalterados de la Unidad Minera Santa Bárbara, Chihuahua: México D.F.*, Reporte elaborado para Minerales Metálicos del Norte S.A., 50 p.
- Lawrence, R.W., 1990, Prediction of the behaviour of mining and processing wastes in the environment, *in Western Regional Symposium on Mining and Mineral Processing Waste*, Proceedings, May 30-June 1, Berkeley, California: Littleton, Colorado, USA, American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineers and Society for Mining Metallurgy and Exploration, Inc., 115-121.
- Lin, Z., 1997, Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfide mines, Sweden: *Science of the Total Environment*, 198(1), 13-31.
- Ljungberg, J., Ohlander, B., 2001, The geochemical dynamics of oxidising mine tailings at Laver, northern Sweden: *Journal of Geochemical Exploration*, 74, 57-72.
- Manahan, S.E., 1989, *Toxicological Chemistry. A guide to toxic substances in chemistry*: Michigan, USA, Lewis Publishers, Inc., 317 p.
- McGregor, R.G., Blowes, D.W., Jambor, J.L., Robertson, W.D., 1998, Mobilization and attenuation of heavy metals within a nickel mine tailings impoundment near Sudbury, Ontario, Canada: *Environmental Geology*, 36(3-4), 305-319.
- Moncur, M.C., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., Jambor, J.L., 2004, Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment: *Applied Geochemistry*, 20, 639-659.
- National Environmental Protection Council (NEPC), 1999, *Guideline on Ecological Risk Assessment*: Adelaide, Australia, National Environmental Protection Council, Schedule B(5), 52 p.
- Navas, A., Machin, J., 2002, Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragon (northeast Spain): controlling factors and environmental implications: *Applied Geochemistry*, 17, 961-973.
- Nriagu, J.O., 1988, A silent epidemic of environmental metal poisoning: *Environmental Pollution*, 50, 139-161.
- Oak Ridge National Laboratory (ORNL), 1997, *Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophics Process*, 1997 Revision, prepared by Efrogmson, R.A., Will, M.E., Suter II, G.W.: Oak Ridge, Tennessee, Department of Energy, Office of Environmental Management. Oak Ridge National Laboratory, ES/ER/TM-126/R2, 98 p.
- Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), 2000, *Disposiciones y procedimientos para la caracterización y restauración de suelos contaminados*: México, D.F., Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Subprocuraduría de Auditoría Ambiental, Dirección General de Emergencias Ambientales, 225 p.
- Roussel, C., Bril, H., Fernandez, A., 2000, Arsenic speciation: Involvement in evaluation of environmental impact caused by mine wastes: *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 182-188.
- Romero, F.M., Armienta, M.A., Villaseñor, G., González, J.L., 2006, Mineralogical constraints on the mobility of arsenic in tailings from Zimapán, Hidalgo, México: *International Journal of Environment and Pollution*, 26 (1/2/3), 23-40.
- Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2001, *Technical Evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risks limits for soil, aquatic sediment and groundwater*: Bilthoven, Holanda, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM report 711701, 147 p.
- Ruby, M.V., Schoff, R., Brattin, W., Goldade, M., Post, G., Harnois, M., Mosby, D.E., Casteel, S.W., Berti, W., Carpenter, M., Edwards, D., Cragin, D., Chappell, W., 1999, *Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soils for use in human health risk assessment*: *Environmental Science & Technology*, 33(21), 3697 - 3705.
- Secretaría de Gobernación (SEGOB), 1988, *Los municipios de Chihuahua: México D.F.*, Secretaría de Gobernación, Colección Enciclopedia de los Municipios de México. 150 p.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2003, *Norma Oficial Mexicana NOM-141-SEMARNAT-2003, que establece el procedimiento para caracterizar los jales así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y pos-operación de presas de jales*: México, D.F., Diario Oficial de la Federación, 13 de septiembre de 2004.
- Secretaría de Salud, 1994, *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994; Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*: México, D.F., Diario Oficial de la Federación, 22 de noviembre de 2000.
- Traina, S., Laparche, V., 1999, Contaminant bioavailability in soils, sediments and aquatic environments, *in Colloquium "Geology, Mineralogy, and Human Welfare"*, November 8-9, Irvine, California: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 96(7), 3365-3371.
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA), 1994, *Method 3051: Microwave assisted acid digestion/sludges, soils*, *in SW-846, Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods*: United States Environmental Protection Agency, 5 p.
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA), 1995, *Method 9045C: Solid and waste pH*, *in SW-846, Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods*: United States Environmental Protection Agency, 5 p.
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA), 2002, *Region 9 Preliminary Remediation Goals (PRG) Table (en línea)*: United States Environmental Protection Agency, Region 9. The Pacific Southwest, <<http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/files/04prgtable.pdf>>, fecha de actualización: 10/01/2002.
- Verma, S.P., 2005, *Estadística Básica para el Manejo de Datos Experimentales: Aplicación en la Geoquímica (Geoquimiometría)*: México, D.F., Universidad Nacional Autónoma de México, 186 p.
- Verma, S.P., Quiroz-Ruiz, A., 2006a, *Critical values for six Dixon tests for outliers in normal samples up to sizes 100, and applications*

- in science and engineering: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 23(2), 133-161.
- Verma, S.P., Quiroz-Ruiz, A., 2006b, Critical values for 22 discordancy test variants for outliers in normal samples up to sizes 100, and applications in science and engineering: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 23(3), 302-319.
- Verma, S.P., Santoyo, E., 2005, Is odd-even effect reflected in detection limits?: *Accreditation and Quality Assurance*, 10(4), 144-148.
- World Health Organization (WHO), 2004, *Guidelines for Drinking-Water Quality, Vol.1 Recommendations*: Geneva, World Health Organization, 3ª edición, 515 p.
- Yan-Chu, H, 1994, Arsenic Distribution in Soils, *in* Nriagu, J.O. (ed.), *Arsenic in the Environment*: New York, John Wiley, 93-107.

Manuscrito recibido: Octubre 24, 2005

Manuscrito corregido recibido: Febrero 19, 2007

Manuscrito aceptado: Marzo 14, 2007