

Implicaciones ambientales y restauración de las presas de jales de la minería metálica

Environmental implications and mine tailings restoration of metal mining

DUARTE-ZARAGOZA, Victor Manuel†*, LOZANO-CAMARGO, Maria Luisa y VEGA-LOYOLA, Miriam

Carrera de Ingeniería Ambiental. Tecnológico de Estudios Superiores del Estado de México. Paraje San Isidro SN. Barrio de Tecamachalco, Estado de México, México. C.P 56400.

ID 1^{er}Autor: *Victor Manuel, Duarte-Zaragoza* / **ORC ID:** 0000-0001-6970-7985

ID 1^{er}Coautor: *Maria Luisa, Lozano-Camargo* / **ORC ID:** 0000-0002-0777-6392

ID 2^{do}Coautor: *Miriam, Vega-Loyola* / **ORC ID:** 0000-0001-1285-6257

V. Duarte, M. Lozano y M. Vega

vduarte896@gmail.com

J. Olives (Dr.). Ciencias biológicas y químicas. Proceedings-©ECORFAN-Mexico, 2019.

Abstract

Studies of soil contamination in Mexico began in 1970 decade; to date there is a lot of published information. With this work, it is intended to gather information from the theoretical bases to done the evaluation and restoration programs in soils contaminated with heavy metals. Mining in Mexico is one of the main sources of heavy metals contamination in the environment. The mine tailings contains minerals that when oxidized release a big amount of heavy metals. Nowadays there are a lot of tailings heaps in several states of Mexico, many of them are abandoned and exposed to wind dispersion and water drag, so it is necessary to conduct environmental studies and the subsequent implementation of public politics and reclamation programs.

Remediation, Restauration, Tailing heaps

Introducción

Las actividades mineras en México han generado miles de toneladas de residuos, los cuales han sido dispuestos en cientos de depósitos a lo largo y ancho del país (Ramos-Arroyo *et al.*, 2004). En algunos casos la vegetación nativa ha colonizado o comenzado a colonizar algunos depósitos, creando pequeñas islas de fertilidad; en otros casos los residuos tienen condiciones tan extremas que no presentan ningún tipo de cubierta, solo capas endurecidas del mismo material; pero en ocasiones, los residuos son regados y cubiertos con materiales como roca caliza y suelo natural para colocar en estos una cubierta vegetal.

Se han reportado diversas especies de plantas creciendo en los jales de mina, algunas de ellas son *Arabidopsis sp*, *Ricinus comunis*, *Acacia farnesiana*, *Vetiveria zizanioides*, *Paspalum notatum*, *Cynodon dactylon*, entre muchas otras (Chen *et al.*, 1997; Marchiol *et al.*, 2004; Bernal *et al.*, 2007; Mendes *et al.*, 2007). La mayoría de estas plantas, han desarrollado mecanismos, para extraer, excluir, acumular, inmovilizar, translocar y tolerar altas concentraciones de metales pesados (Shu *et al.*, 2004). No obstante, no son solo esos los beneficios de proveer una cubierta vegetal en los depósitos de residuos, ya que las plantas también mejoran el pool de materia orgánica en el sistema (Arosena *et al.*, 2009). Participan en el reciclaje de nutrientes, crean condiciones para la proliferación de la microfauna edáfica, mejora las condiciones físicas y químicas, participan en la formación de agregados y aumenta la retención de humedad, también se ve incrementada la capacidad de intercambio Catiónico (Cao *et al.*, 2003; Sollins *et al.*, 2006).

Las raíces de las plantas también participan activamente en la transformación y mejoramiento de las condiciones edáficas, ya que estas al exudar ácidos orgánicos buscan liberar los nutrientes del suelo, lo que hace que los minerales se vean afectados modificando sus condiciones químicas y físicas (Dakora y Phillips, 2002). Debido a estas cualidades, en diversos trabajos se ha considerado que la vegetación es uno de los catalizadores que impulsa la formación de suelos en los sitios de residuos de mina; en áreas reforestadas se ha reportado la aparición de procesos pedogenéticos, como la argilización y carbonatación, incluso se han logrado distinguir horizontes pedogenéticos, siendo el arreglo más común en los perfiles el A-C, A-C-C, aunque también se han distinguido horizontes B, el desarrollo de raíces en la capa superficial es una de las características más relevantes en este tipo de suelos (Roberts *et al.* 1988). De tal manera, que se espera que los sitios mineros que exista vegetación con mayor densidad radicular habrá un mayor desarrollo de las condiciones edáficas; aunque también se esperaría que una mayor densidad vegetal aceleren los procesos pedogenéticos.

Desarrollo

Metales pesados y su presencia en el suelo

De manera natural los suelos contienen elementos de transición que en concentraciones elevadas pudieran afectar la dinámica del sistema; un grupo de ellos en particular son los llamados metales pesados. Estos presentan una densidad igual o mayor a 5 g cm^{-3} y su número atómico es superior a 20 (Kabata-Pendias y Pendias, 1994). Dentro de ese grupo, se incluyen elementos muy tóxicos que no tienen función biológica conocida, como son: Ba, Cd, Hg, Pb, Sb y Bi (Cao *et al.*, 2003).

Otros son los denominados oligoelementos o micronutrientes tales como: As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn, que son biológicamente indispensables para diferentes organismos, pero en pequeñas cantidades (Navarro-Aviño *et al.*, 2007).

La presencia de altas concentraciones de metales pesados en los suelos representa un serio problema para la salud humana, debido a su posible inclusión dentro de los diferentes niveles de cadenas tróficas (Chaspoul *et al.*, 2008). Los suelos tienen una resiliencia limitada con respecto a la retención de sustancias químicas, pero si los contaminantes sobrepasan esta capacidad, pueden llegar a ser móviles y biodisponibles para plantas, animales y seres humanos (Adriano, 2001). Además tienen la particularidad de no degradarse, acumularse dentro de los organismos y difícilmente ser expulsados, lo que ocasiona intoxicaciones, enfermedades y desordenes metabólicos y neuronales (Gode y Pehlivan *et al.*, 2006). Se ha demostrado que la exposición humana a altas concentraciones de metales pesados tiene como consecuencia la acumulación en los tejidos grasos del cuerpo, afectando al sistema nervioso central; estos elementos también son depositados en el sistema circulatorio y pueden interrumpir el funcionamiento normal de los órganos internos (Lee *et al.*, 2006).

La toxicidad ocasionada por los metales pesados se debe principalmente a su elevada tendencia a bioacumularse. Este se refiere al aumento de la concentración de un producto químico en un organismo biológico a cierto plazo, lo que puede llegar a ser superior al ambiente. La toxicidad es causada por la imposibilidad del organismo afectado de mantener los niveles necesarios de excreción (Navarro-Aviño *et al.*, 2007). Dicho proceso se va agravando durante el paso por las cadenas tróficas, que sufren un fuerte incremento a lo largo de sus eslabones, siendo en los superiores donde se hallan los mayores niveles de afectación (Alloway, 1995).

De acuerdo con Cunninham *et al.* (1997), es importante considerar la presencia simultánea (mezcla) de metales pesados, ya que sus efectos pueden ser tóxicamente sinérgicos (el efecto combinado es mayor que la suma de los efectos independientes) o antagónicos (la toxicidad se reduce al mezclarse). Por tanto, existe cierta dificultad para predecir el efecto real de los contaminantes en el medio (Navarro-Aviño *et al.*, 2007). Los efectos de un compuesto o la mezcla de ellos pueden ser inocuos, letales o subletales. Con frecuencia, los daños subletales suelen ser más perjudiciales para la población en general, ya que afectan al desarrollo o la reproducción (Kingery *et al.*, 2002).

Origen de los metales pesados en los suelos

Debido a la perturbación y cambios de la naturaleza se ven modificados los ciclos geoquímicos de los metales en la mayoría de los suelos, ya que estos pueden acumular uno o más de los metales pesados por encima de los valores naturales y ser suficientemente altos como para causar riesgos en la salud humana, plantas, animales y ecosistemas (D'Amore *et al.*, 2005). Los metales pesados son contaminantes del suelo debido a:

1. Las tasas de generación a través de los ciclos artificiales, que son relativamente más rápidos que los naturales;
2. Que son transferidos desde las minas a ubicaciones aleatorias del ambiente;
3. Que su concentración en los productos desechados, por ejemplo residuos de minas, son relativamente más altos en comparación con la concentración del suelo;
4. La forma química en la que se encuentra en el sistema (Kaasalainen y Yli-Halla, 2003; D'Amore., 2005).

Contenido natural de los metales pesados en el suelo

Algunos autores coinciden en que el contenido de metales pesados de forma natural en los suelos, depende de la composición de los minerales primarios, así como de la presencia de formas solubles y activas de metales pesados (Alloway, 1995; Adriano, 2001). De acuerdo con Durán (2004) de los elementos que constituyen la corteza terrestre, menos de 0.1% son metales pesados; los más abundantes son el Mn, Cr, Zn, Ni y Pb (1-1 500 mg kg⁻¹; el Mn puede llegar a 10 000 mg kg⁻¹). En menores concentraciones se encuentran el Co, Cu y As (0.1-250 mg kg⁻¹) y con mínimos porcentajes el Cd y Hg (0.01-2 mg kg⁻¹).

Según Kabata-Pendias y Pendias (1994), las rocas que presenta un mayor contenido de metales pesados son las máficas, seguidas de las ultramáficas y de las intermedias; mientras que las sedimentarias presentan un menor contenido. En la Tabla 4.1, se puede apreciar la concentración en mg kg^{-1} de metales pesados en diferentes tipos de rocas. Otros autores como Sipos y Póka (2001) han reportado datos similares en el mismo tipo de materiales, al igual que Bini *et al.* (2007).

Tabla 4.1 Concentración de metales pesados en distintas clases de roca

Tipo de roca	Cu	Zn	Cd	Pb	Mn	Ni	As	Fe (%)
	----- (mg kg^{-1}) -----							
Ultramáficas	10-140	40-60	0.03-0.05	0.1-1	850-1500	1400-2000	0.5-1	9.4-10
Máficas	60-120	80-120	0.13-0.22	3-8	1200-2000	130-160	0.6-20	5.6- 5.9
Intermedias	15-80	40-100	0.13	12.15	500-1200	5-55	1-2.5	3.7-5.9
Acidas	10-30	40-60	0.09-0.2	15-24	350-600	5-15	1-2.6	1.4-2.7
Acidas (volcánicas)	5-20	40-100	0.05-0.2	1-0-20	600-1200	20	1.5-2.5	2.6
Sedimentos argílicos	40-60	80-120	0.3	20-40	400-800	40-90	13	3.3-4.7
Lutita	40	80-120	0.22-0.3	18-25	500-850	50-70	5-13	4.3-4.8
Arenisca	5-30	15-30	0.05	5-10	100-500	5-20	1-1.2	1-3
Calcita, dolomita	2-10	10-25	0.035	3-10	200-1000	7-20	1-2.4	0.4-1

Fuente: Kabata-Pendias y Pendias (1984)

En la Tabla 4.2 se presentan los valores de metales pesados reportados por Adriano (2001), Kabata-Pendias y Pendias (1994) y Alloway (1995). En este se aprecia que en suelos no influenciados por actividades humanas la concentración es similar a la del material parental. Sin embargo, otros investigadores han reportado que en suelos no contaminados, las concentraciones de metales pueden estar con valores por encima de los promedios, a lo cual le llaman concentraciones anómalas, estas se deben al tipo de material parental; por ejemplo, Adriano (2001) reportó que en suelos originados de serpentina la concentración de Cu se ubica en cantidades por arriba de los 600 mg kg^{-1} . En consecuencia, es importante considerar la variación espacial de los patrones geológicos del territorio que se pretende evaluar (Sipos y Póka, 2003).

Tabla 4.2 Concentración natural de metales pesados en suelos de distintos países

País	Pb	Zn	Cu	Cd	Fe	Mn
	----- (mg kg^{-1}) -----					
Austria	150	65	17	0.2	13300	310
Francia	30	16	13	0.7	-	538
Alemania	56	83	22	0.5	1147	806
Italia	21	89	51	0.5	37000	900
Holanda	60	73	19	1.8	-	-
España	35	59	14	1.7	-	-
Suecia	69	182	8.5	1.2	6300	770
Inglaterra	49	78	16	0.7	3141	1405
Japón	29	99	32	0.45	-	-
Ex URSS	20	54	25	0.50	-	560
Canadá	20	74	22	0.30	-	520
USA	11	53	19	0.20	-	-
Chile	12	60	200	-	-	1000
México ^a	69	-	11	4.50	17865	-

- = no determinado.

Fuente: Adriano, 2001; Kabata-Pendias y Pendias, 1994; Alloway, 1995; ^aChipreset *et al.*, 2009)

En México no se han realizado trabajos sistemáticos que reporten la variabilidad espacial de los niveles de metales pesados en todo el territorio nacional. No obstante, algunos autores han desarrollado investigaciones en distintas localidades del país como es el caso de Chipres *et al.* (2009) en zonas naturales de Matehuala, SLP, Maldonado *et al.* (2008) en zonas agrícolas regadas con aguas residuales y Somers *et al.* (2000) quienes evaluaron la dispersión de residuos de mina en Chihuahua.

La minería en México

La minería es la actividad base del desarrollo económico y social de un país, ya que proporciona la materia prima a la mayoría de los procesos industriales (España *et al.*, 2005). En México, se considera una de las actividades primarias de mayor importancia para la economía nacional (INEGI, 2012), prácticamente se ha convertido en el motor para el desarrollo de la economía nacional (SECON, 2012).

Hoy en día, México es considerado el segundo país productor a nivel mundial de plata, bismuto y fluorita y destaca en la producción de arsénico, plomo, cadmio, antimonio, zinc, barita, grafito, yeso (INEGI, 2012).

La industria minera en México en contraste con el enorme beneficio económico que trae al país, también se ha convertido en un problema de salud pública y ambiental, ya que las miles de toneladas de minerales aprovechables, tan solo representan un estimado del 3 o 6% de material extraído, el resto es material que no tiene valor económico alguno y este generalmente se desecha acumulándolo en las llamadas presas de “jales” (Cortinas, 2010). Los residuos de mina no son inocuos, muchos de ellos contienen altas proporciones de sulfuros metálicos residuales, tales como pirita (FeS_2), galena (PbS), esfalerita (ZnS), calcopirita (CuFeS_2) y arsenopirita (FeAsS); los cuales al oxidarse se derivan en la generación de drenaje ácido liberando altas concentraciones de elementos altamente tóxicos como As, Hg, Co, Mn, Pb, Cd, Cu, Fe, etc. (Romero *et al.*, 2008).

Los residuos mineros están considerados como peligrosos (NOM-052-SEMARNAT-2005) y por tanto, de alto riesgo para la salud humana debido a su gran contenido de metales pesados y sustancias químicas que son empleadas en la etapa de separación. En México, la mayoría de los depósitos de residuos fueron vertidos al aire libre, y apenas en el siglo pasado se creó la primera norma para regular su control y manejo (NOM-090-ECOL-1994). La minería en México comenzó en el siglo XVI dejando cientos de pilas de residuos abandonados a lo largo y ancho del país (Ramos-Arroyo *et al.*, 2004). La mayoría de los depósitos no recibieron el manejo adecuado quedando expuestos a las condiciones atmosféricas y muy susceptibles a la dispersión eólica y al arrastre hídrico (García *et al.*, 2003).

Las actividades mineras como fuente de contaminación

Una de las actividades humanas que tienen un impacto importante en el ambiente es la minería. En México esta actividad tiene una gran importancia en la vida económica (SECON, 2013); sin embargo, también es una actividad que ocasiona serios problemas ambientales en varias etapas del proceso (Dold y Fontboté, 2002). Durante la extracción y separación, se generan millones de toneladas de residuos (también denominados jales). A manera de ilustración, se estima que un mineral típico puede contener alrededor de 6% de zinc y 3% de Pb, que al ser concentrados generan alrededor de 850 kg de residuos sólidos y una cantidad equivalente de agua que puede llevar cerca de un kilogramo de sustancias químicas residuales por cada tonelada de mineral procesado (Cortinas, 2013).

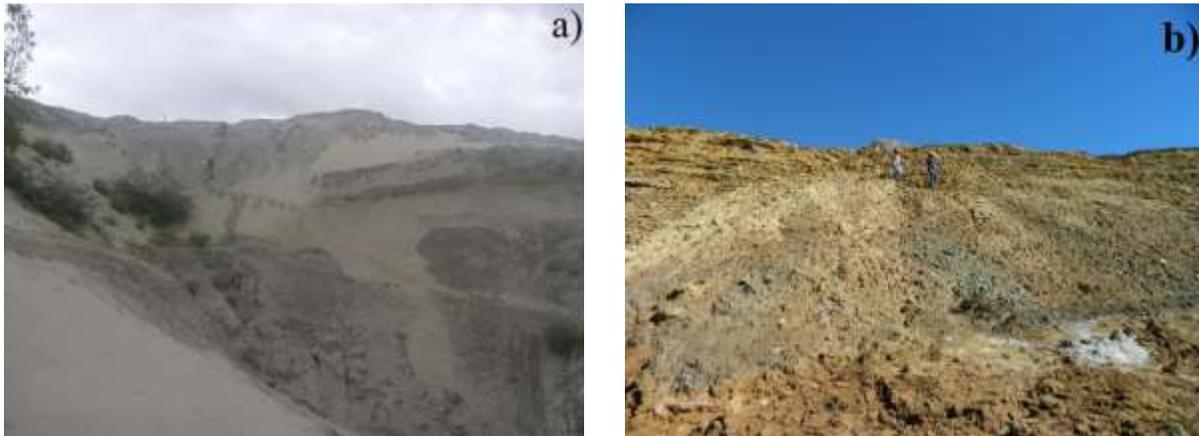
El suelo es uno de los sistemas más afectados por contaminación de metales pesados, al ser el receptáculo de los residuos transportados principalmente por viento en los sitios mineros (Thornton, 1993). Su grado de afectación depende en gran medida de las condiciones climáticas, hidrológicas y geológicas, así como al uso y tipo de suelos que predominen en la zona (Aslibekian y Moles, 2003; Komnitsas y Modis, 2009), razones por las cuales los umbrales de los metales pesados, establecidos por diversas normas ambientales, causan confusión y muchas veces no se puede seleccionar el esquema de rehabilitación más apropiado (Komnitsas y Modis, 2006).

Los residuos de mina generalmente presentan una granulometría muy fina, son susceptibles a la dispersión eólica y al arrastre hídrico (Dudka y Adriano, 1997). Muchos de los depósitos de residuos no cuentan con ningún tipo de cubierta y pueden dispersarse hacia zonas cercanas (García *et al.*, 2003). Estos residuos no son inocuos ya que contienen altas proporciones de sulfuros metálicos residuales, tales como pirita (FeS_2), galena (PbS), calcopirita (CuFeS_2) y arsenopirita (FeAsS), los cuales con excepción de la esfalerita (ZnS) al oxidarse generan acidez al suelo y liberan altas concentraciones de elementos tóxicos como As, Hg, Co, Mn, Pb, Cd, Cu, Fe, etc. (Romero *et al.*, 2008). Cuando estas partículas se transportan se pueden convertir en un problema ambiental severo al contaminar a los suelos, aguas superficiales y subterráneas, además de afectar directamente la salud de seres humanos, plantas y animales (Armienta *et al.*, 2001; Jung, 2001).

En México, la mayoría de los depósitos de residuos fueron depositados al aire libre durante décadas e incluso cientos de años, y fue hasta finales del siglo pasado cuando se creó la primera norma para regular su control y manejo (NOM-090-ECOL-1994). En la Fig. 4.1 se pueden apreciar dos ejemplos de depósitos de residuos de mina en donde no hay cubierta protectora y barreras de contención, solo están apilados y expuestos a la acción de los factores ambientales.

En general, se carece de control y seguimiento a las normas establecidas para tales propósitos (NOM-141-SEMARNAT-2003).

Figura 4.1 Depósitos de residuos de mina en Zimapán, Hgo., Méx. a) Presa de residuos Santa María (no oxidados) y b) presa de residuos CiaZimapán (oxidados)



Cobertura vegetal de jales mineros

A través de los años, la naturaleza se ha visto reflejada en los depósitos de residuos de mina, ya que poco a poco han aparecido diversas especies de plantas colonizadoras que aunque las condiciones del sustrato parecieran ser extremas; es decir, muchas veces con pH ácido, alto contenido de metales pesados biodisponibles y con carencia de nutrientes, ellas crean islas de fertilidad, usando mecanismos que les permiten sobrevivir (Arosena *et al.*, 2010). Empleando esos conocimientos, se han creado hecho listados de plantas con las cualidades de soportar las condiciones físicas y químicas de los depósitos de residuo, se ha colectado el germoplasma y se han realizado plantaciones con la finalidad de crear una cubierta vegetal (Wang *et al.*, 2007).

El uso de plantas en sitios contaminados se conoce como fitorremediación, que es el conjunto de métodos para transformar, degradar, absorber, metabolizar o detoxificar metales pesados, compuestos orgánicos, materiales radioactivos e hidrocarburos. Para ello se utilizan plantas que tengan la capacidad fisiológica y bioquímica para absorber, retener, degradar o transformar dichas sustancias a formas menos tóxicas. Otra posible definición consiste en utilizar la capacidad de ciertas plantas (terrestres y acuáticas) y cultivos *in vitro* con el fin de remover, contener o transformar productos contaminantes del entorno. Aunque no es una regla, las bases conceptuales de la fitorremediación provienen de la identificación de plantas que hiperacumulan metales (Salt *et al.*, 1998). Es una técnica muy práctica y económica, los costos bajos y la alta disponibilidad resultan imprescindibles para un buen manejo de la fitorremediación (Market *et al.*, 1993).

Efecto de la materia orgánica del suelo y microfauna en la formación de suelos

La cubierta vegetal, además de la protección física, aporta una cantidad importante de materia orgánica del suelo (MOS). Según Ottenhof (2007) una de las primeras plantas colonizadoras (*L. spartum*) en residuos de mina, pudo aportar hasta 11g de MOS kg⁻¹ de suelo en 15 años. De acuerdo con Frouz *et al.* (2005) la acumulación de carbono orgánico (C orgánico) en las capas superficiales de los jales y la activación de los organismos son de vital importancia en el proceso de desarrollo del suelo en las zonas mineras.

A pesar de que los microorganismos constituyen sólo alrededor del 2-4% de la materia orgánica del suelo (MOS), su actividad se puede considerar como uno de los principales procesos de formación del suelo, debido a su alta tasa de rotación y su papel insustituible en la transformación de la materia orgánica (MO).

La materia orgánica también tiene un rol muy importante en las condiciones químicas de los jales, ya que las sustancias húmicas forman complejos o quelatos con metales como cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, arsénico, selenio y zinc, entre otros.

De acuerdo con Silveira *et al.* (2003) algunos metales tienen mayor afinidad por ligandos encontrados en los ácidos fúlvicos, húmicos y huminas que tienen la facultad de formar complejos con radicales orgánicos; carboxílicos ($R-COO^-$), alcohólicos ($R-O^-$), fenólicos ($fe-O^-$), aminos ($R-NH_2$) y sulfhídricos ($R-S^-$) y formar complejos estables (Aguirre, 2001).

La entrada principal de la MO en el suelo es proporcionado por la vegetación, hojarasca y exudación radicular. La velocidad de descomposición de material vegetal está en función de la temperatura, la humedad, el pH, la cantidad de nitrógeno disponible (N), la cantidad y la actividad de la biota del suelo y también la calidad del material vegetal (Odum, 1966; Alexander, 1977). Este incremento de la actividad biológica en los jales de mina, a menudo se relaciona con el establecimiento de las plantas pioneras y este aumento se ve reflejado en un cambio de estructura de laminada y aplanada a los agregados de suelo en microestructura (Arosena *et al.*, 2009).

La tasa de desarrollo del suelo y la recolonización de montones de escombros por los microorganismos depende, entre otras cosas, de la calidad del sustrato y el tipo de vegetación. Los sustratos ricos en N, es decir, con una menor relación C/N, son más fácilmente descomponible que los sustratos de baja en N (Alexander, 1977). Se ha reportado que la aplicación de materiales orgánicos de los residuos de mina ha contribuido al incremento de las poblaciones microbianas y a la vez esas aplicaciones han reflejado un cambio en la estructura, incluso hasta alcanzar una estructura granular del suelo (Arosena *et al.*, 2009).

Formación de suelos sobre jales mineros

El principal factor que afecta los procesos de formación de suelo de jales mina es la fuerte acidez causada por el intemperismo de los sulfuros. La influencia negativa de fuerte acidez en los suelos es evidente y se manifiesta por ejemplo, lixiviación de Ca, Mg, K y de perfiles de suelo, y el aumento de elementos tóxicos en la solución del suelo (Romero *et al.*, 2008). Por esta razón, suelos ácidos tecnogénicos que contienen sulfuros son recuperados con el uso de agentes neutralizantes, por ejemplo, cal o carbonatos de Ca y Mg (Kabata y pendías y Pendias, 1994). Recuperación de sulfuro de residuos que contienen también puede llevarse a cabo por el proceso de aislamiento, es decir, cubriendo los materiales tóxicos con una capa de material de suelo fértil, lo cual ayudara al desarrollo de una cubierta vegetal (Uzarowicz y Skiba, 2011).

En suelos normales los factores que controlan la formación del suelo son el clima, los organismos, de relieve o topografía, material parental y el tiempo (Kabata-Pendias y Pendias, 1994). Sin embargo, se ha observado que en los suelos originados en jales de mina, también llamados tecnogénicos, el tiempo están corto que los factores activos de formación del suelo han tenido poco impacto en el proceso de formación del suelo. Sin embargo, no obstante que el origen del material parental no es explicado con los procesos geológicos naturales, este es atribuido a los materiales que son desechados después del procesamiento mecánico y químico del material (Roberts *et al.*, 1988). En este tipo de suelos, los procesos formadores de suelo que dominan son congelación-descongelación, expansión-contracción, disolución, filtración, oxidación, descomposición de la materia orgánica y su incorporación y agregación de las partículas del suelo en agregados (Roberts *et al.*, 1988).

Se ha mencionado antes sobre el papel que juega la materia orgánica en la formación de suelo. No obstante, la transformación de los minerales también es uno de los indicadores de la formación de suelo en los jales de mina, ya que no se debe olvidar que los jales de mina contienen altas cantidades de sulfuros de hierro y por el tiempo que están apilados, pasan por procesos naturales de formación de suelos (Kostenko y Opanasenko, 2005).

Las transformaciones minerales se da en entornos de meteorización, similares a las encontradas en los suelos de origen tectónico que contienen sulfuros metálicos, bajo la influencia del drenaje ácido de minas; el sulfuro meteorizado resulta en el desarrollo de óxidos de hierro y muchos minerales de sulfato (Bigham *et al.*, 1996. En residuos mineros que contienen sulfuros de hierro ocurren una serie de transformaciones en los filosilicatos y conducen al desarrollo de arcillas y disolución de los minerales menos resistentes en tiempos extremadamente rápidos (Uzarowicz *et al.*, 2011).

Clasificación de suelos desarrollados en jales de mina

Los suelos desarrollados en jales mineros, son clasificados como tecnosoles en el caso de la WRB. Los Tecnosoles comprenden un nuevo grupo de suelo de referencia (GSR) y combina suelos cuyas propiedades están originadas por su origen *técnico*. Contienen una cantidad significativa de *artefactos* (algo en el suelo reconociblemente hecho o extraído de la tierra por el hombre), o están sellados por *roca dura técnica* (material duro creado por el hombre, que tiene propiedades diferentes a la roca natural). Incluyen suelos de desechos (rellenos, lodos, escorias, escombros o desechos de minería y cenizas), pavimentos con sus materiales subyacentes no consolidados, suelos con geomembranas y suelos construidos en materiales hechos por el hombre.

Los Tecnosoles son frecuentemente referidos como suelos *urbanos* o *de minas*. Se reconocen en el nuevo sistema ruso de clasificación de suelos como *Formaciones Tecnogénicas Superficiales*. Prácticamente se desarrollan en todo tipo de materiales hechos o expuestos por actividad humana que de otro modo no ocurrirían sobre la superficie de la tierra; la patogénesis en estos suelos está fuertemente afectada por materiales y su organización. El perfil no tiene desarrollo alguno, aunque en vaciaderos antiguos puede observarse evidencia de pedogénesis *natural*, tal como translocación de arcilla. Los depósitos de lignito y hollín con el tiempo pueden exhibir propiedades *vítricas* o *ándicas* (Zikeli *et al.*, 2005). Uzarowicz *et al.* (2011) hacen un listado de los tecnosoles clasificados en residuos de mina, donde el espólico es el más frecuente, incluyendo los que presentan o no vegetación.

La mayoría de los suelos de mina que se en donde han desarrollado los horizontes han sido descritos con horizontes A-C o A-AC-C y todas estas series han sido clasificadas por la Taxonomía de suelos como Entisoles porque no tienen horizonte de diagnóstico solo el epipedónócrico. Muchos de los suelos de mina han sido clasificados como Udorthents, Udarents, Ustorthents, y Udipsamment. A excepción de Sulfochrepts, los taxones utilizados para suelos de mina no reflejan adecuadamente la única génesis, propiedades y necesidades de gestión de estos suelos. Los autores han propuesto Spolents como un suborden nuevo. Los científicos de Maryland han sugerido la definición de materiales garbic, spolic y Urbic y la superficie terrestre trasquilada por nuevos subgrupos de Udorthents, etc. Otros han propuesto un nuevo orden, Antrosoles (ICOMANTH, 2012).

Marco normativo para suelos contaminados con metales pesados

La preocupación de instancias gubernamentales e investigadores, ante los efectos ocasionados por metales pesados en el ambiente (Roberts *et al.*, 1994), ha hecho que se enfoquen en la búsqueda de una acción eficaz, que a largo plazo pueda lograr un mejor entendimiento de las causas y brindar una mayor claridad en las posibles soluciones (Bolan *et al.*, 2003).

En México, la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) define el término "contaminación" como la presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o una combinación de ellos, lo que resulta en un desequilibrio ecológico. En esta ley, la obligación de remediación no se activa a menos que el muestreo y análisis de suelo confirmen que está contaminado, una presunción de contaminación no desencadena la obligación de remediar. En el caso de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, es importante el elemento de presunción y establece como obligación la remediación.

Por otra parte, los artículos 68 y 69 de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), conocida como la Ley de Residuos, puede asignar responsabilidades administrativas a la parte responsable de la contaminación. Si la parte responsable no es identificada, el propietario y el ocupante del lugar son conjunta y solidariamente responsables, por lo que deben hacerse cargo de la limpieza y remediación del lugar.

Un sitio se considera contaminado por metales pesados cuando los umbrales establecidos en la norma se exceden. La norma sigue la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente y la Ley de Residuos en el establecimiento de estándares de remediación de acuerdo a dos categorías de zonificación: (i) el uso agrícola, residencial o comercial, y (ii) el uso industrial. Si el área cae bajo las dos categorías, los criterios para el uso predominante se deben aplicar. Si la tierra no ha designado su uso, el más estricto de los dos grupos de criterios (por ejemplo, los de uso residencial) se considerará aplicable.

En otros países, a través de sus instancias encargadas de la protección del ambiente, han establecido valores de referencia de metales pesados en suelos. Su intención es prevenir y corregir los niveles de metales pesados en suelo a partir de donde implican un potencial riesgo a la salud humana, a la ecología o a los cultivos (USEPA, 1996; NEPM, 1999). En países de la Unión Europea, los valores de referencia, son normas genéricas de calidad adoptados para regular la gestión de los suelos contaminados. Por lo general, se expresan en umbrales de concentración (mg de metal sobre kg de suelo seco) de contaminantes en el suelo sobre el cual se recomienda realizar cierta acción.

Los jales que provenientes del beneficio de antimonio, de óxido de cobre, de pirita de cobre, de plomo y de zinc, están clasificados como peligrosos en la NOM-052-SEMARNAT-193, donde se establece el procedimiento para llevar a cabo a la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente, pero esta no es aplicable a los residuos mineros de acuerdo a los resultados de estudios avalados por la comunidad científica nacional e internacional.

Por lo antes mencionado Ley Federal sobre Metrología y Normalización para la elaboración de normas oficiales mexicanas el Comité Consultivo Nacional de Normalización de Medio Ambiente y Recursos Naturales en sesión de fecha 25 de febrero de 2004, aprobó la presente la Norma Oficial Mexicana NOM-141-SEMARNAT-2013, establece el procedimiento que se debe llevar a cabo para la caracterización de los jales, especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y postoperación de presas de jales. Dicha Norma fue establecida debido al gran crecimiento industrial y población han contribuido a la generación de residuos peligrosos que afectan el equilibrio ecológico y ambiental; para la protección del ambiente y control de las presas de jales que son un sistema para disposición final de los residuos sólidos generados que cubran las condiciones de máxima seguridad, a fin de garantizar la protección de la población, las actividades económicas y sociales y, en general, el equilibrio ecológico.

Dicha Norma es de orden público y de interés social, así como de observancia obligatoria para el generador de jales provenientes del beneficio de minerales metálicos y no metálicos, exceptuando a los minerales radioactivos, y para las presas de jales que se construyan a partir de la fecha de entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana.

El almacenamiento de los jales puede efectuarse en el lugar donde se generen, conforme a la información obtenida de la caracterización del sitio, aplicando los criterios de protección ambiental especificados en esta Norma Oficial Mexicana para cada etapa. En el caso que se requiera ubicar una presa de jales en áreas naturales protegidas, la autorización estará sujeta a la evaluación en materia de impacto ambiental, así como a lo dispuesto en el Decreto del Área Natural Protegida y el Programa de Manejo Respectivo. Si existen zonas y obras que por sus características se consideran patrimonio histórico o cultural, se debe cumplir con lo establecido en las leyes aplicables. En caso de que se pretenda ocupar un cauce natural de corriente y/o zona federal, se deberá solicitar el permiso por ocupación y/o concesión de zona federal y construcción de obra hidráulica a la Comisión Nacional del Agua, la cual determinará su procedencia (Diario Oficial, 2004).

Conclusiones

El grado de contaminación de un suelo depende en gran medida de las actividades que se desarrollen sobre él ya sea por causas humanas o naturales. Los valores de concentración de metales pesados establecidos en normas ambientales, ayudan a conocer de manera general el grado de contaminación que puede tener un suelo; no obstante, es importante conocer la influencia de todos los componentes que controlan o participan en la movilidad de los contaminantes. Los sitios contaminados con metales pesados requiere de la implementación de estrategias que permitan la remediación y la restauración de las zonas, lo cual promoverá la estabilización de los contaminantes causando que disminuya el riesgo ecológico.

Referencias

Adriano, C.D. 2001. Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability, and risk of metals. Springer-Verlag, new Cork. 866p.

- Aguirre, G. A. 2001. Química de los suelos ácidos templados y tropicales. Universidad Nacional Autónoma de México. México, DF, 289 p.
- Alexander, M., 1977. Introduction to Soil Microbiology. JohnWiley& Sons, USA.
- Alloway, B.J. 1995. Heavy Metals in Soils, Blackie Academic and Professional, London,UK, 2nd edition.
- Armienta, M.A., G. Villaseñor, R. Rodríguez, L.K. Ongley, and H. Mango. 2001. The role of arsenic-bearing rocks in groundwater pollution at Zimapan Valley, Mexico. *Environmental Geology*. 40(4-5): 571–581.
- Arocena, J.M., J.M.V. Mourik, M.LSchilder, and A.F. Cano. 2010. Initial Soil Development Under Pioneer Plant Species in Metal Mine Waste Deposits. *Restor. Ecol.* 18: 244-252.
- Aslibekian, O., and R. Moles. 2003. Environmental risk assessment of metals contaminated soils at silverminesabandonaded mine site, Co Tipperaty, Ireland. *Environmental Geochemistry and Health*. 25: 247–266.
- Bigham, J.M., Schwertmann, U., Traina, S.J., Winland, R.L., Wolf, M., 1996. Schwertman- nite and the chemical modeling of iron in acid sulphate waters. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 60, 2111–2121.
- Bini, C., G. Sartori, M. Wahsha, and S. Fontana. 2011. Background levels of trace elements and soil geochemistry at regional level in NE Italy. *Journal of Geochemical Exploration*. 109:125–133.
- Bolan, N.S., D.C. Adriano, and R. Naidu. 2003. Role of Phosphorus in (Im)mobilization and Bioavailability of Heavy Metals in the Soil–Plant System. *Rev. Environ. Contam. Toxic.* 177: 1–44
- Cao, X., Q. Lena, and A. Shiralispour. 2003. Effects of compost and phosphate amendments on arsenic mobility in soil and arsenic uptake by the hyperaccumulator, *Pterisvittara* L. *Environ. Pollut.* 126:157-167.
- Chen, M., L. Q. Ma, S. P. Singh, R. X. Cao, and R. Melaned. 2003. Field demonstration in situ immobilization of soil Pb using P amendments. *Adv. Environ. Res.*, 8:93-102.
- Chiprés, J.A., J. Castro-Larragoitia, and M.G. Monroy. 2009. Applied Geochemistry Exploratory and spatial data analysis (EDA – SDA) for determining regional background levels and anomalies of potentially toxic elements in soils from Catorce – Matehuala, Mexico. *Applied Geochemistry*. 24(8): 1579–1589.
- Cortinas, C.N. 2013. Manejo ambiental de los relaves o jales mineros. [En línea]. <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetitas/155/cortinas.html> [Consultado el 25 mayo de 2019].
- Cunningham, S.D., J.R. Shann, E. Crowley and A. Anderson. 1997. Phytoremediation of contaminated water and soil. American Chemical Society. Washington D. C. 318p.
- Dakora, F.D., and D.A. Phillips. 2002. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. *Plant and Soil*. 245: 35-47.
- D’Amore, J.J., S.R. Al-Abed, K.G. Scheckel, and J.A. Ryan. 2005. “Methods for speciation of metals in soils: a review,” *Journal of Environmental Quality*. 34(5): 1707–1745.
- Diario Oficial, 2004. [En línea] <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD02/DO337.pdf>
- Dold, B., and L. Fontboté. 2002. A mineralogical and geochemical study of element mobility in sulfide mine tailings of Fe oxide Cu-Au deposits from Punta delCobre belt, northern Chile. *Chemical Geology*. 189: 135–163.

- Dudka, S., and D.C., Adriano, 1997. Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review. *Journal of Environmental Quality*. 26: 590–602.
- Frouz, J., U. Fettweis, O. Bens, and R.F. Hqttl. 2005. Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov(Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma*. 129: 73 - 80.
- García, G., J. I. Mantec, y A. Faz. 2003. *Riesgos y calidad ambiental de los terrenos del antiguo Distrito Minero de La Unión-Cartagena, Murcia*. In: Rábano, I., Manteca, I., García, C. (Eds.), Patrimonio Geológico y Minero y Desarrollo Regional. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, Spain, pp. 301–306.
- ICOMANTH, 2012. Classification of minesoils. <http://clic.cses.vt.edu/ICOMANTH/>
- IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), 2012. Digital Data and maps of Mexico. Retrieval from www.inegi.gob.mx/inegi/default.asp.
- 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.
- Kaasalainen, M., and M. Yli-Halla, 2013. “Use of sequential extraction to assess metal partitioning in soils,” *Environmental Pollution*. 126(2): 225–233.
- Kabata, P. A. and H. Pendias. 1994. *Trace elements in soils and plants*. C.R.C. Press Boca Raton Florida, USA. 315 p.
- Kostenko, I.V., Opanasenko, N.E., 2005. Soil formation on sulfide mine dumps in the Western Donets Basin upon their overgrowing. *Pochvovedene*. 11: 1357–1365.
- LGEEPA. 1988. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación el 28 de enero de 1988.
- LGPGIR. 2004. LEY General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 2004.
- Maldonado, V.M., H.O. Arias, R. Quintana, R.A. Saucedo, M. Gutiérrez, J.A. Ortega, and G.V. Nevarez. 2008. Heavy Metal Content in Soils under Different Wastewater Irrigation Patterns in Chihuahua, Mexico. *Public Health*. 5(5): 441–449.
- Marchiol, L., S. Assolari, P. Sacco, and G. Zerbi. 2004. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanussativus*) grown on multicontaminated soil. *Environmental Pollution*. 132: 21-27.
- Market, B., B. Streit, W. Stumm, J. A. Verkleij, G. Wagner, G. Witting, and A. J. Baker. 1993. *Plant as biomonitors/indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Edited By VCH/Verlagsgesellschaft, Germany, 644 p.
- Mendes, M. O., E. P. and R. M. Maier. 2007. Phytostabilización potencial de quailbush for mine tailings: growth. Metal accumulation and microbial community changes, *J.Env.Qual*, 36(1):245-53.
- Nelson, R. E., L. C. Klameth, and W. D. Nettleton. 1978. Determining soil gypsum content and expressing properties of gypsiferous soils. *Soil Science Society of America Journal* 42:659–661.

NEPM (National Environment Protection Council). 1999. National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure: Schedule B(1) Guideline on the Investigation Levels for Soil and Groundwater. [PDF files may be downloaded from [En línea] <http://sanaterre.com/guidelines/australian.html> [Consultado el 25 mayo de 2019].

NOM-052-SEMARNAT-2005, Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. *Diario Oficial de la Federación* (México), 13 de septiembre de 2004.

NOM-090-ECOL-1994. Que establecen los requisitos para el diseño, construcción y operación de presas de jales.

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 postoperación de presas de jales.

NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio.

Odum, E.P., 1966. *Ecology*. Holt, Rinehart and Winston, New York.

Ottenhof, C. J. M., A. Faz Cano, J. M. Arocena, G. J. Nierop, J. M. Verstraten, and K. J. M. van Mourik. 2007. Soil organic matter from pioneer species and its implications to phytostabilization of mined sites in the Sierra de Cartagena (Spain). *Chemosphere* 69:1341–1350.

Ramos-Arroyo, Y. R., R. M. Prol-Ledesma y C. Siebe-Grabach. 2004. Características geológicas y mineralógicas e historia de extracción del Distrito de Guanajuato, México. Posibles escenarios geoquímicas para los residuos mineros. *Rev.Mex. C. Geol.* 21(2):268-284.

Roberts, A., R.D. Longhurst, and M.W. Brown. 1994. Cadmium status of soils, plant and grazing animals in New Zealand. *Agricultural Resources*. 33: 119–129. Roberts, J.A., W.L. Daniels, J.C. Bell, and J.A. Burger. 1988. Early stages of mine soil genesis as affected by topsoiling and organic amendments. *SoilSci. Soc. Amer. J.* 52:730-738.

Romero F M, Armienta M A, Eugenia M, 2008. Factores geológicos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de jales mineros. *Rev IntContam Ambient*, 24 (2): 43-54.

Salt, D. E., R. D. Smith, and I. Raskin. 1998. Phytoremediation. *Annu Rev Plant Physiology*, 49:643–468.

SECON (Secretaría de Economía). 2013. La minería en México. [En línea]. <http://www.economia.gob.mx/?P=867>. [Consultado el 18 de mayo de 2019].

Silveira, M. I., L. R. Alleun, and L. R. Guillerme. 2003. Biosolids and heavy metals in soil. *Scientia Agricola*. 60 (4): 795-806.

Sipos, P., and T. Póka, 2003. The variable geological and geochemical factors in the determination of threshold limit values for heavy metals in soils. In: *6th International Symposium on Environmental Geochemistry*, Edinburgh, Scotland, 7 – 11 September, 2003. 165 p.

Sollins, P., C. Swanston, M. Kleber, T. Filley, M. Kramere, S. Crow, B. A. Caldwell, K. Lajtha, and R. Bowden. 2006. Organic C and N stabilization in a forest soil: evidence from sequential density fractionation. *SoilBiolBiochem*. 38:3313–332.

Somers, I.C., P. Fernández, H. Rivas, y M.E. Gutiérrez. 2000. La geoestadística como herramienta en estudios de contaminación de suelos. Análisis de caso: Afectación por arsénico, plomo y cadmio contenidos en jales mineros. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 16(4): 205–214.

Shu, W. S., Y. L. Zhao, B. Yang, H. P. Xia, and C. Y. Lan. 2004. Accumulation of heavy metals in four grasses ground on lead and zinc mine tailing. *J. Environ. Sci.* 16(5):7304.

Thornton, I. 1993. Environmental geochemistry and health in the 1990's: a global perspective. *Applied Geochemical.* 2: 203–210.

Uzarowicz, Ł., S. Skiba, M. Skiba, and B. Segvic. 2011. Clay-mineral Formation in Soils Developed in the Weathering Zone of Pyrite-Bearing Schists: A Case Study from the Abandoned Pyrite Mine in Wieściszowice, Lower Silesia, SW Poland. *Clays and Clay Minerals.* 59(6):581–594.

Zikeli, S.M. Kastler, and R. Jahn, 2005. Classification of anthrosols with vitric/andic properties derived from lignite ash. *Geoderma.* 124(3):253-265