

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DEL ESTADO DE MÉXICO

Plantas potencialmente útiles para fitorremediación, que crecen en la unidad minera La Guitarra en Temascaltepec, Estado de México

T E S I S

Que para obtener el grado de

Maestra en Ciencias Ambientales

Presenta: IQM. Lilia Garduño Hernández

10 de Junio de 2020



FACULTAD DE QUÍMICA

Comité de tutoral:

Dr. Juan Carlos Sánchez Meza

Dra. Araceli Amaya Chávez

Dr. Rodolfo Serrato Cuevas

DEDICATORIA

A Rafael, Matilda y Pablo León,

por ser mi motivación en todo momento.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por financiar la investigación.

A la empresa Química Teutón S.A. de C.V. por su apoyo con los analisis químicos

A la Dirección de Fomento Minero del Estado de México por apoyarnos con el acceso a las instalaciones de La Guitarra

A la unidad minera La Guitarra por proporcionarnos las muestras para llevar a cabo la investigación

ÍNDICE

DEDICATORIA **2**

AGRADECIMIENTOS **3**

ÍNDICE DE TABLAS **7**

ÍNDICE DE FIGURAS **8**

ÍNDICE DE IMAGENES **9**

RESUMEN **10**

CAPITULO 1 ..... **11**

1.1. MARCO TEÓRICO **12**

1.1.1. RESIDUOS MINEROS 12

1.1.1.1. Definición de jales *12*

1.1.1.2. Propiedades fisicoquímicas de los jales *13*

1.1.1.3. Impacto ambiental de las presas de jales *16*

1.1.1.4. Remediación de presas de jales *19*

1.1.2. FITORREMEDIACIÓN 20

1.1.2.1. Fitoextracción *21*

1.1.2.2. Fitominería *22*

1.1.2.3. Fitoestabilización *22*

1.1.2.4. Revegetación *23*

1.1.3. BIOACUMULACIÓN DE METALES Y METALOIDES EN PLANTAS 24

1.1.3.1. Captación, transporte y detoxificación *25*

1.1.3.2. Hiperacumulación *27*

1.1.3.3. Translocación *29*

1.1.3.4. Factores de biocumulación *30*

1.1.3.5. Especies metalófitas *31*

1.1.4. PROPIEDADES DEL SUELO, DETERMINANTES PARA EL ESTABLECIMIENTO DE LAS PLANTAS 32

1.1.4.1. Propiedades químicas *32*

1.1.4.2. Propiedades físicas *34*

1.1.4.3. Propiedades biológicas ... *35*
1.1.5. LEGISLACIÓN AMBIENTAL PARA MINERÍA ... 36
1.1.5.1. Legislación ambiental internacional ... *36*
1.1.5.2. Legislación ambiental nacional ... *45*
1.2. ANTECEDENTES ... 48
1.3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA ... 54
1.4. JUSTIFICACIÓN ... 56
1.5. HIPÓTESIS ... 57
1.6. OBJETIVOS ... 58
1.6.1. OBJETIVO GENERAL ... 58
1.6.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS ... 58
CAPITULO 2 ... 59
2.1. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO ... 60
2.1.1. LOCALIZACIÓN ... 60
2.1.2. CLIMA ... 60
2.1.3. TOPOGRAFÍA, EDAFOLOGÍA, GEOLOGÍA Y USO DE SUELO ... 61
2.1.4. ASPECTOS HIDROLÓGICOS ... 61
2.1.5. VEGETACIÓN ... 61
2.2. MUESTREO E IDENTIFICACIÓN TAXÓNOMICA ... 63
2.3. DETERMINACIÓN DE PROPIEDADES FISICOQUÍMICAS EN SUELOS ... 64
2.4. DETERMINACIÓN DE METALES EN SUELOS Y PLANTAS ... 65
2.5. CÁLCULO DE FACTORES DE BIOACUMULACIÓN DE LOS METALES ... 66
2.6. POTENCIAL DE FITORREMEDIACIÓN DE LAS ESPECIES RECOLECTADAS ... 67
2.7. ANÁLISIS ESTADÍSTICO ... 68
CAPITULO 3 ... 69
3.1. MUESTREO ... 70
3.2. CLASIFICACIÓN TAXONÓMICA DE LAS PLANTAS RECOLECTADAS ... 71
3.3. CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DE LOS SUELOS ASOCIADOS A LAS PLANTAS ... 77
3.4. CONCENTRACIÓN TOTAL Y DISPONIBLE DE METALES EN SUELOS ... 80

3.5. CONCENTRACIÓN DE METALES Y FACTORES DE BIOACUMULACIÓN EN PLANTAS 85

3.6. POTENCIAL DE FITORREMEDIACIÓN DE LAS ESPECIES COLECTADAS 90

CAPITULO 4 91

4. CONCLUSIONES.....93

CAPITULO 5 94

5. ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN.....96

REFERENCIAS..... 123

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Casos de fallas en presas de jales de minas polimetálicas en el mundo ……..17

Tabla 2. Concentración de metales en la biomasa aérea de plantas hiperacumuladoras….28

Tabla 3. Estudios para identificar plantas que crecen en suelos impactados por la minería metálica en México…… 51

Tabla 4. Clasificación taxonómica de plantas colectadas……..71

Tabla 5. Propiedades fisicoquímicas de los suelos ……..78

Tabla 6. Concentración total y disponible de metales en suelos ……81

Tabla 7. Concentraciones permisibles de metales en suelos agrícolas en México y otros países……82

Tabla 8. Concentración de metales en parte aérea y raíces de las plantas……86

Tabla 9. Criterios de clasificación de plantas de acuerdo con su concentración de metales en la biomasa aérea……87

Tabla 10. Factores de bioacumulación en plantas……88

Tabla 11. Características y potencial de fitorremediación de las especies estudiadas ……90

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema hipotético simplificado de la red de homeostasis de los metales en la célula de las plantas……25

Figura 2. Mecanismos implicados en un elevado nivel de metabolismo y una complicada diseminación de membranas en un excluidor no hiperacumulador (izquierda) y en un hiperacumulador (derecha) ……26

Figura 3. Sistemas de captación y translocación de metales y metaloides en plantas……30

Figura 4. Ubicación de la unidad minera “La Guitarra”……60

Figura 5. Mapa de muestreo unidad minera La Guitarra……70

Figura 6. Concentración total y disponible de metales por zona……83

ÍNDICE DE IMAGENES

Imagen 1. *Cortaderia selloana* (J.A. Schultes & J.H. Schultes) Asch & GraebN……..72

Imagen 2. *Solanum marginatum* L. f……..72

Imagen 3. *Pteridium feei* (W.Schaffn. ex Fée) Faull……73

Imagen 4. *Crotalaria pumila* (Ort.) ……73

Imagen 5. *Ricinus communis* L……74

Imagen 6. *Phytolacca icosandra* L.……74

Imagen 7. *Tagetes lucida* Cav……75

Imagen 8. *Tagetes triradiata* Greenm……75

Imagen 9. *Paspalum urvillei* Steud……76

Imagen 10. *Verbesina fastigiata* B.L. Rob. & Greem.……76

Resumen

Los procesos de extracción y beneficio de minerales generan grandes cantidades de residuos, que en México se conocen como jales y se confinan en montones o en presas construidas para su almacenamiento, comúnmente dentro del mismo predio minero. Las presas de jales inactivas se consideran pasivos ambientales (Carrillo, et al., 2017a), por lo que representan un riesgo para el ecosistema y la salud de comunidades cercanas (Jamieson, 2011; de la O, et al., 2013; Camarillo, et al., 2015).

La fitorremediación es la única alternativa eco-sustentable para el tratamiento *in situ* de presas de jales, sin embargo, introducir vegetación en estos sitios no es un proceso sencillo (Sheoran, et al., 2010; Kossoff, et al., 2014). En la mayoría de los casos para que la vegetación pueda establecerse es necesario mejorar las características fisicoquímicas de los jales (González, et al., 2017a) y usar las plantas nativas del sitio (Favas, et al., 2018).

El objetivo del presente estudio fue seleccionar especies vegetales útiles para fitorremediar las presas de jales de una planta concentradora de minerales de Ag, en el centro de México. Se recolectaron plantas en tres tipos de suelos: jales, jales enriquecidos con suelo vegetal y en suelo vegetal, se identificaron taxonómicamente y se les determinó la concentración de metales (Pb, Ni, Ag, Zn, Cu, y Fe). A los suelos se les determinaron las propiedades fisicoquímicas y la concentración de metales (Pb, Ni, Ag, Zn, Cu, y Fe). Se calcularon los factores de bioacumulación (bioconcentración y translocación).

Los resultados muestran que los jales presentan alto contenido de partículas de arena (> 50%), son furtemente ácidos y carentes de materia orgánica (< 5%). Las concentraciones totales de los metales Pb, Ag y Ni en los suelos asociados a las plantas recolectadas no excedieron los criterios de remediación para suelos agrícolas e industriales que establece la legislación mexicana. Las plantas estudiadas pertenecen a 10 especies, 9 géneros y 7 familias. Las especies con mayor capacidad para bioconcentrar y translocar metales fueron: *Crotalaria pumila* > *Pteridum feei* para Fe*, Phytolacca icosandra* > *Crotalaria pumila* para Zn, *Solanum marginatum* > *Crotalaria pumila* para Cu, *Cortaderia selloana* > *Solanum marginatum* para Pb y *Cortaderia selloana* > *Crotalaria pumila* para Ni. Algunas plantas acumularon metales en la parte aérea en concentraciones superiores a las tóxicas como: *Solanum marginatum* y C*rotalaria pumila* de Zn, Cu, Pb y Ni, *Phytolacca icosandra* de Zn y Ag, *Paspalum urvillei* de Zn y Ni, *Tagetes lucida* de Cu, *Ricinus communis* Zn y *Cortaderia* selloana de Pb. No hubo hiperacumuladoras. Dos especies cumplieron con los criterios de selección de plantas útiles para fitorremediación del área de estudio: *Tagetes triradiata* es nativa, ornamental, anual y fue exclusora de Fe, Pb y Ag y acumuladora de Zn, Cu y Ni. *Verbesina fastigiata* es nativa, perene y fue exclusora de Fe, Ni y Ag y acumuladora de Zn, Cu y Pb. Para que logren establecerse las especies seleccionadas se debe colocar una una cubierta de suelo vegetal de la zona.

CAPITULO 1

MARCO REFERENCIAL



Presa de jales 1, en "La Guitarra", Temascaltepec, Estado de México

1.1. MARCO TEÓRICO

1.1.1. Residuos mineros

La prospección, exploración, desarrollo, explotación, beneficio, fundición ó refinación y restauración, son las etapas que generalmente están involucradas en el desarrollo de un proyecto minero. En casi todas, excepto en la prospección y la restauración, se producen grandes cantidades de residuos. Específicamente los residuos que se generan en la etapa de beneficio de minerales metálicos, Lottermoser, (2010) los clasificó como residuos de procesamiento, en México son conocidos como jales.

1.1.1.1. Definición de jales

Los residuos de procesamiento ó jales es el mineral triturado y/o molido que queda sin valor metálico aprovechable, sale del proceso mezclado con fluidos (productos químicos y agua residuales) propios del método de beneficio utilizado y se depositan en presas construidas para su almacenamiento, regularmente ubicadas dentro del mismo predio minero (Lottermoser, 2010; Hudson, et al., 2011).

Los metales puros o nativos son muy escasos en la naturaleza, más bien se encuentran asociados químicamente a otros elementos, formando compuestos conocidos como minerales metálicos, que a su vez están asociados a otros minerales

no metálicos dentro de un mismo yacimiento. El beneficio de minerales es el proceso o conjunto de procesos para separar y concentrar los metales o minerales metálicos de interés de los que no lo son, conocidos como ganga (SGM, 2017). Los métodos de beneficio más usuales son: concentración gravimétrica, magnética o por flotación y lixiviación ácida o con cianuro (Jiménez, et al., 2006).

1.1.1.2. Propiedades fisicoquímicas de los jales

Diversos estudios muestran que el pH y la conductividad de los jales dependen de la mineralogía, y del grado de intemperización del depósito (Arroyo & Siebe, 2006; Corrales & Romero, 2013; Noriega, et al., 2016a; Chávez, et al., 2017). La mineralogía es muy variable, esta en función del tipo de yacimiento de origen. En México los yacimientos que más se han explotado son epitermales, que incluyen los skarn, sulfuros masivos vulcanogénicos y pórfidos de cobre (Noriega, et al., 2016a).

Generalmente los jales contienen sulfuros metálicos residuales como, galena (PbS), esfalerita (ZnS), calcopirita ($CuFeS_2$), arsenopirita (FeAsS), en particular la pirrotita ($Fe_{1-x}S$), y pirita (FeS_2), que bajo condiciones climáticas apropiadas (aire y agua o atmósfera húmeda) pueden oxidarse y formar un sistema químico productor de acidez, conocido como drenaje ácido de mina (DAM) (Chávez, et al., 2017; Jamieson, 2011), que se caracteriza por tener valores bajos de pH y altas concentraciones de metales y metaloides disueltos (Noriega, et al., 2016; Corrales & Romero, 2013).

La oxidación de los sulfuros metálicos residuales no siempre produce DAM, la tendencia de los jales para generarlo depende del balance entre los minerales productores de ácido (sulfuros metálicos) y los minerales con capacidad de neutralización (carbonatos, hidróxidos y aluminosilicatos) presentes en el depósito.

Cuando la capacidad de neutralización excede el potencial de generación de ácido, se consume toda la acidez generada y las soluciones que drenan del depósito tienen un pH cercano al neutro (Romero, et al., 2008).

También se ha reportado que la presencia de minerales como, calcita (CaCO3), wollastonita $CaSiO_3$-$Ca_3[Si_3O_9]$, gibsita $Al(OH_3)$, goetita (α-FeOOH), feldespatos (KAlSi3O8, NaAlSi3O8, CaAl2Si2O8), etc., al disolverse consumen protones H^+ (Hageman, et al., 2015). La precipitación de minerales secundarios como la beudantita ($PbFe_3(AsO_4)(SO_4)(OH)_6$), anglesita ($PbSO_4$) y escorodita ($FeAsO_4 \cdot 2H_2O$), y la adsorción de oxihidróxidos de Fe controlan la movilidad de metales y metaloides (Noriega, et al., 2016a).

La concentración total de metales y metaloides esta determinada por la mineralogía, el tipo de procesamiento y la eficiencia de extracción del mismo. La presencia de concentraciones elevadas de estos elementos no implica que representen un riesgo potencial para el ambiente y la población, se requiere que los metales estén disponibles para que se lixivien y movilicen, y puedan llegar a contaminar el medio o para ser absorbidos por los organismos vivos (biodisponibilidad) (Moreno, et al., 2012; Carrillo, et al., 2017a).

La disponibilidad o biodisponibilidad de metales y metaloides tiene una relación directa con el pH, la conductividad, el tamaño de partícula de los jales, y las condiciones climáticas del sitio. Adicionalmente, la mayoría de los jales tienen laderas con pendientes elevadas e inestables, que facilita tanto la erosión hídrica como la eólica y la transferencia de los mismos a suelos adyacentes (de la O, et al., 2013; Ramos, et al., 2012).

La textura de los jales es variable, depende del tamaño partícula que se requiera para liberar los minerales valiosos y concentrarlos. Generalmente están compuestos en mayor cantidad por arena (0.05-2.00 mm), en menor proporción por limo (0.002–0.05 mm) y no contienen arcilla (<0.002 mm) (Sarsby, 2000; Volke & Velasco, 2002; Franco, et al., 2010; de la O, et al., 2013; Noriega, et al., 2016a).

La densidad aparente (Dap) esta en función del tipo de mineral y del proceso productivo, aumenta cuando la textura de los residuos es más gruesa y con la profundidad de las presas de jales, por la compactación del mineral. Parra, (2017) caracterizó jales de una mina del centro de México y obtuvo valores en un rango de 0.540-1.215 t/m^3, de la O, et al., (2013) al norte de país encontraron valores de 1.9 a 2.4 t/m^3. Sheoran, et al., (2010) plantearon una densidad aparente > 1.7 t/m^3 para suelos de mina muy compactados.

Los depósitos de jales generalmente presentan pendientes elevadas, superiores al 15% por lo que no son adecuados para usos agrícolas, pero pueden ser adecuados para el pastoreo y principalmente para reforestación. A menudo tienen problemas estacionales de humedad, topografía accidentada y poca estabilidad mayormente los depósitos antiguos (Sheoran, et al., 2010).

El color de los jales dice mucho sobre su historial de intemperie, sus propiedades químicas y su composición física. Los colores rojo y marrón brillantes comunmente indican que el material se ha oxidado y lixiviado en cierto grado. Estos materiales tienden a ser más bajos en pH y sales libres, menos fértiles y más susceptibles a la intemperie física que los materiales de color más oscuro. Los colores grises en las rocas, indican una falta de oxidación y lixiviación y estos materiales tienden a ser más altos en pH y fertilidad, contienen cantidades significativas de materiales orgánicos (Serrato & Landeros, 2001ª; Sheoran, et al., 2010).

Otras características propias de los jales son el bajo o inexistente contenido de materia orgánica (MO), la baja capacidad de intercambio catiónico (CIC) , la ausencia de estructura de suelo, poca retención de agua, desequilibrio en el contenido de micro y macronutrientes, lo que crea un medio hostil para el desarrollo de vegetación (Puga, et al., 2006).

1.1.1.3. Impacto ambiental de las presas de jales

Las presas de jales son sistemas para la disposición final de los residuos generados por el beneficio de minerales, regularmente se ubican dentro del mismo predio minero y deben reunir condiciones de máxima seguridad, a fin de garantizar la protección de la población, de las actividades económicas y sociales y el equilibrio ecológico (SEMARNAT, 2004).

Los depósitos de jales son útiles y necesarios para los residuos de procesamiento, sin embargo han cobrado muchas vidas en todo el mundo y causado graves daños ambientales (Rico, et al., 2008; Defiende la sierra, 2017; WISE, 2019). La mayoría de los accidentes se ha dado cuando los depósitos estan activos. Las causas son diversas, mala cimentación, inestabilidad de los taludes, fallas estructurales, fallas de tuberías, filtraciones, derrames, eventos meteorológicos extremos, sismos, etc. (Kossoff, et al., 2014).

Por lo tanto, la integridad de las presas de jales depende del buen diseño y del mantenimiento de las mismas, ya que la mayoría de las fallas regularmente son precedidas por señales de advertencia, a excepción de aquellas provocadas por desastres naturales (lluvias torrenciales, sismos, etc.). En la tabla 1 se muestran

algunos de los casos más importantes de fallas en las presas de jales de minas polimetálicas alrededor del mundo.

Tabla 1. Casos de fallas en presas de jales de minas polimetálicas en el mundo

Mina /Año	Lugar	Jales liberados	Causa	Daño	Fuente
La Negra (1987, 1996, 1997)	Queretaro, México	1,500, 50 y 750 toneladas	Lluvias torrenciales (derame)	Contaminacón del Río Moctezuma	(Santos, et al., 2013)
Omai (1995)	Guyana	3.2m^3	Fallas en la presa	Contaminación del río Omal, matando vida animal	(Defiende la sierra, 2017)
El Porco (1996)	Bolivia	235,000 ton	Fallas en la presa	Contaminación de 30Km del río Pilcomayo	(WISE, 2019)
Los Frailes (1998)	Aznalcóllar, España	5,500,000 m^3	Fallas en la presa	Contaminación de 62Km del río Guadaimar	(Cabrera, et al., 2008)
Aurul (2000)	Baia Mare y Baia Borsa, Rumania	100,000 m^3 4,100, 000 m^3	Deshielo (derrame)	Contaminación de los rios Lapus y Somes tributarios del río Tisza	(Macklin M.G., 2006)
Bolaños (2010)	Jalisco, México	2,000,000 ton	Fallas en la presa	Contaminación del río Bolaños, muerte de peces y riesgo para los poblados ribereños	(La Jornada, 2010; Valedez, 2010)
Barraco Colorado (2013)	Azuy, Ecuador	20, 000 m^3	Fallas en la presa	Contaminación del río Chico, que se une al Gala, el Tenguel y el Pagua, y desembocan en zona de manglares	(iagua, 2013)
Magistral (2014)	Duarngo, México	2,000 m^3	Lluvias inusuales	Contaminación del arrollo La Cruz	(El Financiero, 2014)
Mount Polley (2014)	Columbia Britanica, Canadá	>5,000,000 m^3	Fallas en la presa	Contaminción de vasta extensión de terreno alcanzando ríos, lagos y carreteras circundantes.	(iagua, 2014)
La encantada (2016)	Cohahuila, México	40 m^3	Lluvias torrenciales	Contaminación de 2246m^2 con jales y cianuro, fluyerón hacia un arroyo	(Milenio, 2016)
La Cieneguita (2018)	Chihuahua, México	249,000 m^3	Fallas en la presa	3 muertos, 2 heridos y 7 desaparecidos. Contaminación del Río Tubares desemboca en la presa Huites	(El Heraldo, 2018; El Diario , 2018)

Fuente: Propia

Aún cuando las presas no presenten fallas durante su operación o post-operación, son un peligro latente. Un problema que invariablemente presentan los depósitos inactivos es que los jales quedan expuestos a la atmosfera, lo que da lugar a su dispersión hacia el entorno. En las zonas lluviosas, esta problemática ambiental está relacionada con la generación de DAM y su dispersión a través de escurrimientos superficiales (erosión hídrica), mientras que en las zonas áridas se relaciona con la dispersión provocada por el viento (erosión eólica) (Romero & Gutiérrez, 2010).

Los factores que controlan la liberación de metales y metaloides al ambiente son principalmente pH, salinidad, textura, capacidad de intercambio catiónico, potencial redox, y composición mineralógica, así como factores ambientales tales como la humedad, la lluvia y la velocidad del viento (Ramos, et al., 2012).

Algunas plantas de beneficio emplean cianuro o sustancias ácidas en sus procesos, con frecuencia estas acompañan a los residuos y permanecen en las presas de jales donde pueden reaccionar y formar otras sustancias tóxicas o liberar metales al ambiente llegando a contaminar suelos, sedimentos, aguas superficiales y aguas subterráneas. El aire, el suelo y el agua son vehículos por donde las sustancias no deseadas pueden incorporarse a las cadenas tróficas y afectar a las plantas, animales y personas (Romero, et al., 2007). Actualmente por ley la remediación de presas de jales se ha convertido en un requisito desde la concepción de un proyecto hasta el cierre. En México lo estable la NOM-141-SEMARNAT-2003.

1.1.1.4. Remediación de presas de jales

La remediación de las presas de jales implica cualquier operación o serie de operaciones unitarias que altere la composición del material contaminante ahí contenido, a través de métodos químicos, físicos o biológicos de manera que reduzcan la toxicidad, movilidad o volumen del material contaminado (Volke & Velasco, 2002; Cortéz, et al., 2010). Específicamente consiste en devolver los desechos y sus depósitos a un estado que permita el uso post-operacional del terreno impactado y asegurar la no afectación al ambiente y a la población. Por ejemplo en zonas densamente pobladas se pueden construir sitios de recreación y esparcimiento, instancias prestadoras de servicios, centros comerciales, etc., mientras que en áreas escasamente pobladas la revegetación es una opción viable, para que se recuperen los servicios ecosistémicos (Carrillo & González, 2017)

Existe gran variedad de tecnologías para remediar suelos contaminados (Jankaite & Vasarevicius, 2005; Marques, et al., 2009; Lottermoser, 2011; Wuana & Okieimen, 2011; Favas, et al., 2018). Eventualmente la remediación exitosa de un sitio requiere la aplicación combinada de diferentes técnicas (Favas, et al., 2016). De la amplia gama de tratamientos que existen, solo algunos son viables para remediar las presas de jales. Los principales factores que influyen en la aplicabilidad y selección de tales tecnologías son el volumen de residuos, las concentraciones de metales objetivo, toxicidad y propiedades fisicoquímicas del material a tratar, el costo del tratamiento, la persistencia a largo plazo o efectividad de la técnica y disponibilidad comercial de los materiales a emplear (Lottermoser, 2010; Derakhshan, et al., 2018).

Dependiendo del lugar en el que se lleven a cabo los procesos de remediación, las tecnologías pueden clasificarse en dos grupos: *in situ* y *ex situ* (Volke & Velasco, 2002). El tratamiento de los jales regularmente se lleva a cabo *in situ*, debido a los

grandes volúmenes a tratar y para evitar el riesgo que representa la extracción, transporte y manejo de los materiales contaminados.

El aislamiento o encapsulación es una técnica ampliamente utilizada para remediar depósitos de jales. Los residuos peligrosos se aíslan y se contienen *in situ* con cubiertas multicapa, estas pueden ser de polietileno, geocompuesto (arcillas, rocas benignas de desecho, materiales neutralizantes como piedra caliza, etc.), residuos orgánicos, suelo y cubiertas vegetales (Lottermoser, 2010; Favas, et al., 2016; Favas, et al., 2018)

Los métodos biológicos se llevan a cabo utilizando organismos vivos (plantas, hongos, bacterias, etc.) para degradar, transformar o remover compuestos tóxicos a productos metabólicos inocuos o menos tóxicos, se implementan típicamente a bajo costo, pero requieren más tiempo y es complicado determinar si los contaminantes se han destruido por completo. (Derakhshan, et al., 2018). Dentro de estos métodos el más aceptable es la fitorremediación y sus fitotecnologías (González, et al., 2017a; Favas, et al., 2018).

1.1.2. Fitorremediación

La palabra "fitorremediación" deriva del griego fytó, que significa planta, y del latín remedium, que significa remediar o corregir (Favas, et al., 2014). Se le conoce con el término de fitorremediación al conjunto de tecnologías innovadoras (fitoextracción, fitoestabilización, fitovolatilización, fitofiltración, fitodegradación, etc.) que utilizan plantas vivas y los microorganismos asociados a su rizósfera para remediar sitios contaminados (suelos, lodos, sedimentos y aguas) (Volke, et al., 2005). Es una alternativa no destructiva que además tiene alto valor estético, se considera una tecnología solar y tiene buena

aceptación social (Padmavathiamma & Li, 2007; Favas, et al., 2014). La fitoestabilización y la fitoextracción, son las técnicas más usuales para remediar sitios contaminados con metales y metaloides (Ali, et al., 2013; González, et al., 2017a).

1.1.2.1. Fitoextracción

También conocida como fitoacumulación, fitoabsorción o fitosecuestración (Favas, et al., 2014). Esta tecnología consiste en la extracción de metales por las raíces de las plantas y la translocación de los mismos a los brotes, posteriormente las raíces y los brotes son cosechados, para eliminar los contaminantes del suelo (Mahar, et al., 2016). Pueden repetirse la siembra y la cosecha para reducir los niveles de contaminantes a los límites permisibles (Padmavathiamma & Li, 2007). Es importante cosechar las plantas antes de la caída de las hojas o la muerte y la descomposición para asegurarse de que los contaminantes no se dispersarán o regresarán al suelo. Después de la cosecha la biomasa puede ser procesada para la extracción y recuperación de metales (Favas, et al., 2014)

Para llevar a cabo la fitoextracción, las plantas deben de tener una alta tasa de crecimiento, elevada producción de biomasa, un sistema radicular ampliamente distribuido y altamente ramificado, a veces con hongos micorrízicos simbióticos, acumular altas concentraciones de metales en la biomasa, translocar los metales que han acumulado de las raíces a los brotes, tolerancia a los efectos tóxicos de los metales objetivo, deben ser de fácil cultivo y cosecha y mostrar repulsión a los herbívoros para evitar la contaminación de la cadena alimentaria (da Conceição, et al., 2016).

1.1.2.2. Fitominería

Un caso específico de la fitoextracción, pero visto con fines económicos, es la fitominería. En años recientes se ha planteado el potencial de dicha tecnología para ciertos elementos de valor económico, como lo es el oro (Au) (González, et al., 2017b). Si tan solo 100 mg de Au se extrageran por kg de materia seca, sería suficiente para hacer esta tecnología redituable (Wilson, et al., 2011). Sin embargo, la tecnología permanece limitada a ciertos factores ambientales y fisiológicos de las plantas. Además presenta una problemática referente al manejo de residuos y posible daño al suelo tratado con sustancias que favorezcan la solubilización de elementos para su mayor absorción por las plantas. Esto ha llevado a que la fitoestabilización sea más atractiva y tenga mayor aceptación. También, porque la mayoría de las plantas que crecen en sitios contaminados no son hiperacumuladoras, más bien se comportan como exclusoras (González, et al., 2017b).

1.1.2.3. Fitoestabilización

También conocida como fitoinmovilización (Favas, et al., 2014) o inactivación *in situ*, utiliza ciertas especies de plantas para inmovilizar los contaminantes, limitar su difusión y biodisponibilidad en el suelo, puede ocurrir por absorción, adsorción y acumulación de los contaminantes en las raíces, precipitación, complejación y reducción de valencia metálica dentro de la zona de las raíces y la estabilización física de los suelos (Padmavathiamma & Li, 2007; Jadia & Fulekar, 2009).

Tordoff, et al., (2000) sugieren que la revegetación ofrece el mejor método para estabilizar suelos. Las plantas utilizadas por la técnica de fitoestabilización deben

tener la capacidad de desarrollar un sistema radicular extenso, mostrar tolerancia a metales u otros contaminantes, capacidad de inmovilizar esos elementos en la rizósfera y baja translocación a las partes aéreas (da Conceição, et al., 2016). Debido a que la fitoestabilización no remueve los elementos contaminantes del suelo, es necesario implementar un programa de monitoreo a largo plazo para asegurar que se mantiene reducción en la movilidad y disponibilidad de los elementos indeseados.

1.1.2.4. Revegetación

El establecimiento de una cubierta vegetal es un tratamiento común en la recuperación de sitios mineros (Tordoff, et al., 2000), es una tecnología de aislamiento o encapsulación de desechos (Lottermoser, 2010). La revegetación puede cubrir toda el área, o puede aplicarse de forma selectiva, de acuerdo con el uso post-operacional propuesto. En el caso de presas de jales, las propiedades fisicoquímicas de los residuos, las concentraciones elevadas de metales y metaloides, la ausencia de capa superficial de suelo, la erosión, la sequía, la compactación y la escasez de nutrientes esenciales, tienden a inhibir la formación del suelo y el crecimiento de las plantas (Derakhshan, et al., 2018). La incorporación de residuos orgánicos es ampliamente usado para llevar a cabo este tipo de tratamientos (Carrillo, et al., 2017b; Favas, et al., 2018).

Los pastos, especies arbustivas o eventualmente árboles, ayudan a minimizar la infiltración del agua de lluvia y contener la propagación de contaminantes en los depósitos de residuos, las raíces aumentan la aireación del suelo, promoviendo la biodegradación, la evaporación y la transpiración de los contaminantes (Derakhshan, et al., 2018). De este modo, el establecimiento de una cubierta vegetal puede cumplir los objetivos de estabilización, atenuación de la contaminación y mejora visual. Las cubiertas vegetales pueden incluir varias especies, ya que la diversidad beneficia el proceso de remediación desde el punto de vista de que cada

planta podría desempeñar diferentes funciones en un mismo proceso (Tordoff, et al., 2000).

Para llevar a cabo un proceso de fitorremediación empleando cualquiera de las fitotecnologias mencionadas, es necesario evaluar el potencial de fitorremediación de las especies a emplear. Actualmente existen muchos trabajos de investigación donde se han estudiado a las especies vegetales que crecen en suelos contaminados con metales y metaloides en sitios mineros y presas de jales, que sugieren el uso de las mismas en precesos de fitorremediación de la zona (Puga, et al., 2006; Hernández, et al., 2009; Franco, et al., 2010; Noriega, et al., 2016b).

1.1.3. Bioacumulación de metales y metaloides en plantas

Las plantas como todos los organismos vivos poseen mecanismos de defensa (homeostáticos) para mantener las concentraciones correctas de iones metálicos esenciales (requeridos para su crecimiento) en diferentes compartimentos celulares y para minimizar el daño por exposición a iones metálicos no esenciales (no cumplen ninguna función fisiológica conocida) (Clemens, 2001). Estos últimos pueden causar fitotoxicidad cuando su concentración se eleva a valores superiores a los óptimos. Los mecanismos homeostáticos controlan la captación, acumulación y translocación de estos elementos peligrosos y los desintoxican al excluir las formas iónicas libres del citoplasma (Navarro, et al., 2007; Rascio & Navari, 2011). Frecuentemente algunas de estas especies evitan la entrada de metales en las células de la raíz a través del atrapamiento en el entorno apoplástico uniéndolos a ácidos orgánicos exudados o a grupos aniónicos de las paredes celulares (Rascio & Navari, 2011).

1.1.3.1. Captación, transporte y detoxificación

Los metales pueden ser absorbidos por las raíces de las plantas con ayuda de transportadores, una vez que esto sucede, los agentes quelantes se encargan de la complejación de los metales (con ayuda de fitoquelatinas, metalotioneínas, ácidos orgánicos y aminoácidos), depositándolos en el citoplasma, al mismo tiempo que los agentes chaperones se unen a los metales y los transportan hasta la vacuola, donde quedan secuestrados. Los iones metálicos esenciales se suministran específicamente a proteínas citosólicas que requieren metales y a orgánelos. La captación en los orgánelos es catalizada por bombas de iones metálicos que interactúan directamente con chaperones específicos. Los chaperones libres pueden entonces volverse a unir a iones metálicos. La detoxificación y el almacenamiento de altas concentraciones de metal se logran mediante el secuestro en la vacuola. Los transportadores que residen en el tonoplasto median el paso de iones metálicos y complejos quelantes de metales (Clemens, 2001) (Figura 1).

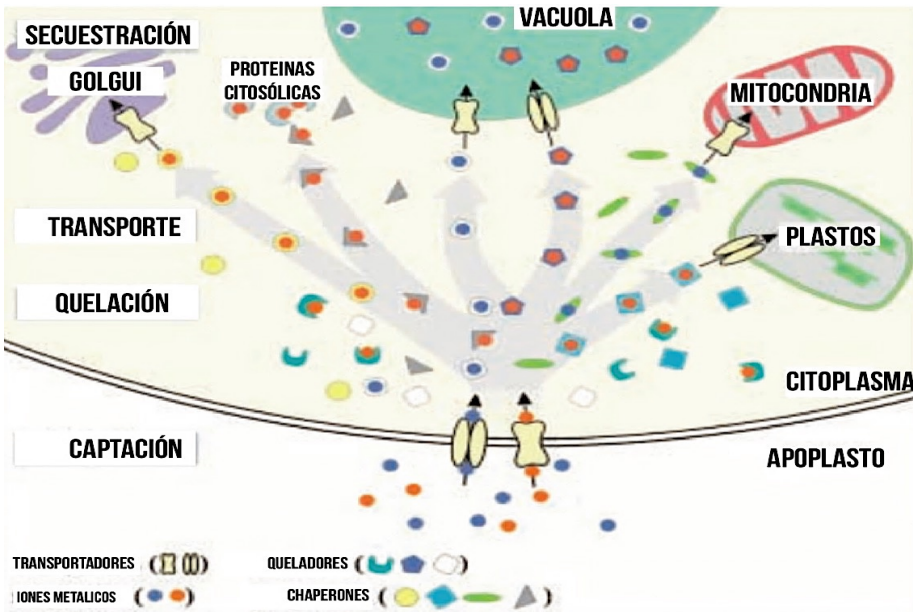


Figura 1. Esquema hipotético simplificado de la red de homeostasis del metal en la célula de la planta
Fuente: Adaptado de Clemens, (2001)

La mayoría de las plantas que sobreviven, crecen y se reproducen en suelos metalíferos naturales, y/o en sitios contaminados por el hombre con metales, se comportan como exclusoras, también se dice que son tolerantes o hipertolerantes a iones metálicos, tanto esenciales como no esenciales. Una vez que los metales que entran a la planta se mantienen en las células de la raíz, donde se detoxifican, por quelación en el citoplasma y/o secuestrados en vacuolas. Estos mecanismos de detoxificación restringen en gran medida la translocación de metales a la biomasa aérea de la planta, protegiendo así los tejidos foliares, y particularmente las células fotosintéticas activas metabólicamente (Figura 2).

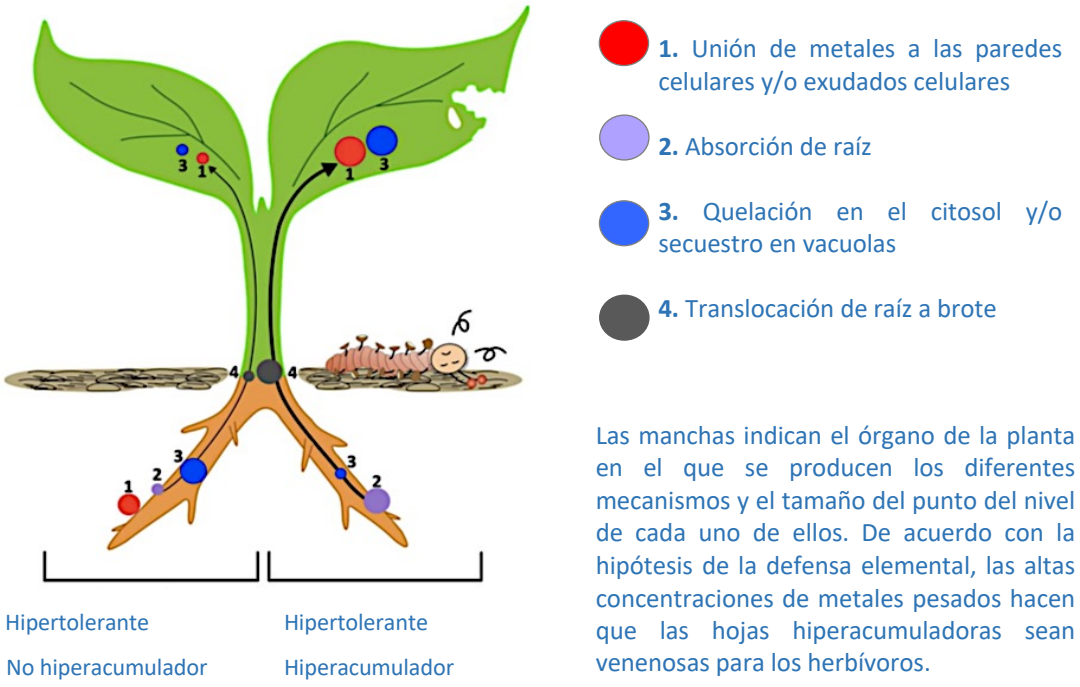


Figura 2. Mecanismos implicados en un elevado nivel de metabolismo y una complicada diseminación de membranas en un excluidor no hiperacumulador (izquierda) y en un hiperacumulador (derecha).

Fuente: Adaptado de Rascio & Navari, (2011)

1.1.3.2. Hiperacumulación

Se les llama plantas hiperacumuladoras a las especies que absorben gran cantidad de metales y metaloides, sin retenerlos en las raíces, sino que los trasladan al tallo a través del xilema y los acumulan en la biomasa aérea, especialmente en las hojas, sin mostrar síntomas de fitotoxicidad (Sarma, 2011; Mahar, et al., 2016). La hiperacumulación también se basa en la hipertolerancia, una propiedad clave que permite a las plantas evitar la intoxicación por metales (Rascio & Navari, 2011).

El término hiperacumulación inicialmente se usó para describir plantas que absorbían concentraciones de Ni superiores a 1000 mg/kg en materia seca (Brooks, et al., 1997). Más adelante se trato de dar mayor precisión a la definición y se dijo que una especie hiperacumuladora de Ni tendría que ser una planta que hubiera registrado una concentración de Ni al menos de 1000 mg/kg (peso seco) en cualquier tejido sobre el suelo, en al menos un espécimen que creciera en su hábitat natural. (van der Ent, et al., 2013; Ali, et al., 2013)

De la definición anterior es importante puntualizar que la hiperacumulación no se debe basar en análisis de plantas enteras o raíces, principalmente porque la mayoría inmovilizan metales y metaloides en las raíces y estas son consideradas plantas exclusoras. Tampoco se pueden describir como hiperacumuladoras a las especies que absorben altas concentraciones de metales solo en condiciones artificiales, como las enmiendas de sal de metal a un suelo experimental o una solución nutritiva, este comportamiento se debe de comprobar en suelos naturales (van der Ent, et al., 2013). Actualmente existen dos propuestas muy aceptables para clasificar a las plantas como hipercumuladoras (Tabla 2).

Tabla 2. Concentración de metales en la parte aérea para plantas hiperacumuladoras

Propuesta	Cd	Ni	Cu	Pb	Zn	Mn	Co	Cr
	mg/Kg (peso seco)							
Baker & Brooks, (1989)	100	1000	1000	1000	10000	10000	----	----
van der Ent, et al., (2013)	100	1000	300	1000	3000	10000	300	300

Fuente: Propia

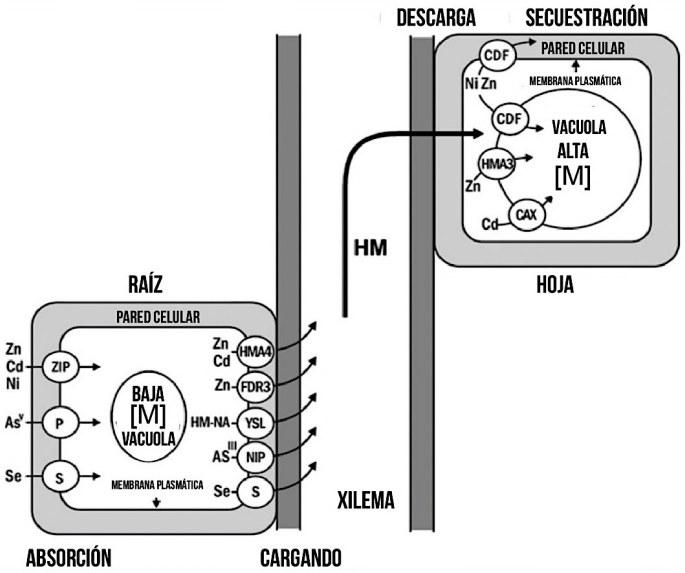
Van der Ent, et al., (2013) evaluaron el uso del término "hiperacumulador" y las implicaciones teóricas y prácticas de los diferentes métodos para establecer el estado de hiperacumulación y concluyeron que los criterios de umbral nominal actualmente proporcionan el único marco operacional práctico para el reconocimiento de hiperacumuladores. Observaron que la hiperacumulación de Ni, Zn, Cd, Mn, As y Se, se ha confirmado experimentalmente en una variedad de especies de plantas. Mientras que la hiperacumulación de Pb, Cu, Co, y Cr no se ha demostrado aún.

Existen bases de datos que pretenden proporcionar una plataforma unívoca para compartir el conocimiento de los hiperacumuladores, las más conocidas son: la base de datos Phytorem (http://www.steviefamulari.net/phytoremediation) generada por una instancia ambiental de Canadá y la base de datos Metals (plantas acumuladoras de metales) mantenida por Environmental Consultancy, University of Sheffield ECUS Ltd, Reino Unido. Desde 2009 la base de datos mundial en línea Metallophyte (www.metallophytes.com), bajo los auspicios de la International Serpentine Ecology Society (ISES) y la futura administración del Centro para la Rehabilitación de Tierras Minadas (CMLR) de la Universidad de Queensland (UQ)), se estableció y tiene como objetivo proporcionar una base de datos global disponible a través de Internet.

1.1.3.3. Translocación

Existen sistemas de transporte implicados en la translocación de metales y metaloides, desde la raíz hacia la biomasa aérea y el secuestro de los mismos en esta última (Figura 3). Clemens, (2001) y Rascio & Navari, (2011), hacen una discusión detallada de los mecanismos implicados en la translocación, principalmente en las especies *T. caerulescens y A. Halleri,* que se han convertido en plantas modelo, mencionan que las ATPasas transportadoras de metles (HMA) codifican transportadores de cationes bivalentes como HMA4, que se sobreexpresan en raíces y brotes de las plantas hiperacumuladoras de Zn y Cd *T. Caerulescens y A. Halleri.* La expresión aumentada de HMA4 incrementa la expresión de genes que pertenecen a la familia transportadores regulados por Zn (ZIP), implicados en la captación de metales y metaloides.

Los transportadores de fosfato, participan en la captación de arseniato (AsV), que se reduce a arsenito (AsIII) y es probable que las proteínas intrínsecas similares a Nodulin 26 (NIP) de la membrana plasmática, que operan específicamente en el transporte de arsenito en mamíferos, también lo hagan en las plantas. Una alta expresión de tales proteínas podría explicar la transferencia de arsenito del citoplasma de la célula de la raíz a los vasos del xilema en las especies hiperacumuladoras. La mayoría de los mecanismos de hiperacumulación no dependen de genes novedosos, dependen de genes comunes a los hiperacumuladores y los no hiperacumuladores, que se expresan y regulan de forma diferente en las plantas (Rascio & Navari, 2011; Mahar, et al., 2016).



CAX = Intercambiadores de cationes, CDF =Facilitadores de difusión de cationes, FDR3 = Miembro de la familia, MATE = Multifármacos toxinas de la familia Efflux, M = Metales, HMA = ATPasas transportadoras de metales, NA = Nicotinamina, NIP = Proteínas intrínsecas similares a Nodulin 26P = Transportadores de fosfato, S = Transportadores de sulfato, YSL = Proteínas similares a la tira amarilla 1, ZIP = Transportador regulado por zinc (Proteínas transportadoras reguladas por hierro

Figura 3. Sistemas de captación y translocación de metales en plantas

Fuente: Adaptado de Rascio & Navari, (2011)

1.1.3.4. Factores de biocumulación

Para elegir plantas útiles para fitorremediación, las variables de interés que se han utilizado son la concentración de metales en la biomasa aérea y en las raíces y los factores de bioacumulación, que son el factor de bioconcentración (FBC) y el de translocación (FT). El FBC es la relación de la concentración de metales disponibles en el suelo entre la concentración en la parte aérea de la planta. El FT es la relación de la concentración de metales en la parte aérea respecto a la concentración en la raíz. Si el FBC y el FT son > 1, la planta se clasifica como acumuladora. Si el FBC y FT son < 1, la planta se clasifica como exclusora. Si el valor del FT es < 1, la mayor parte

del contaminante se acumula en la raíz y no se mueve hacia la parte aérea (transloca), en este caso la planta es exclusora (González, et al., 2017b). Para determinar si una planta es hiperacumuladora se tomó en cuenta la concentración de los metales en la parte aérea y los criterios propuestos por Baker & Brooks, (1989) y van der Ent, et al., (2013).

1.1.3.5. Especies metalófitas

La mayoría de las plantas son sensibles a la toxicidad por metales, por lo tanto, están restringidas a crecer en suelos con bajas concentraciones de los mismos. Sin embargo es posible encontrar plantas que crecen en sustratos con altas concentraciones de metales (Puga, et al., 2006; Liu, et al., 2008; Hernández, et al., 2009; Franco, et al., 2010; Barbafieri, et al., 2011; Majid & Ghotbi Ravandi, 2012; Morton, et al., 2013; Fernández, et al., 2016; Noriega, et al., 2016b; Wang, et al., 2019), como residuos de minas o suelos degradados y contaminados por diversas actividades antropogénicas, estas se conocen como especies de metalófitas (estrictas o facultativas) (Ali, et al., 2013).

Las especies metalófitas estrictas (también denominadas eumetalofitas, metalofitas obligadas o metalofitas absolutas) son taxones que crecen exclusivamente en suelos con altas concentraciones de metales, además esta característica es propia de todos los miembros de tales taxones (Pollard, et al., 2002).

Las metalófitas facultativas (a veces llamadas pseudometalofitas), crecen tanto en sustratos normales como metalíferos (Favas, et al., 2014). Representan la categoría más frecuente y posiblemente la más interesante de las plantas tolerantes a metales, especialmente en un contexto genético. Los genes para la tolerancia al metal pueden estar presentes a bajas frecuencias en poblaciones de suelos no

metalíferos de hecho la mayoría crecen en suelos no metalíferos (Becerra, et al., 2012). Cuando las metalófitas facultativas se presentan en sustratos metalíferos existe una fuerte selección que favorece los genotipos tolerantes al metal, lo que provoca un rápido aumento en la tolerancia promedio de las poblaciones locales y lleva al establecimiento de ecotipos tolerantes al metal (Pollard, et al., 2002; Favas, et al., 2014).

1.1.4. Propiedades del suelo, determinantes para el establecimiento de las plantas

1.1.4.1. Propiedades químicas

pH:

Es una medida de la acidez del suelo y es el indicador más utilizado de la calidad del mismo. La vegetación logra un crecimiento óptimo a un pH neutro. Cuando el pH es menor de 5, se produce un crecimiento reducido de plantas, debido a la toxicidad de algunos metales que logran solubilizarse, disminuye la fijación de fósforo y de la población de bacterias fijadoras de nitógeno (N), se inhibe el crecimiento de la raíz de la planta, entre otros procesos metabólicos (Sheoran, et al., 2010).

Materia orgánica (MO):

Es la fracción orgánica del suelo que incluye vegetales y animales en diferentes estados de descomposición, tejidos y células de organismos que viven en el suelo y

las sustancias producidas por los mismos. Regula procesos químicos, influye en las propiedades físicas y es el centro de casi todas las actividades biológicas del suelo. Es la principal fuente de nutrientes disponibles en suelos no fertilizados (Serrato & Landeros, 2001b).

Conductividad electrica (CE):

Es una forma indirecta de medir la salinidad en el suelo en condiciones de saturación de agua, a nivel laboratorio. La salinidad tienen efectos perjudiciales sobre la germinación de las semillas y el crecimiento de las plantas (Narváez, et al., 2014).

Capacidad de intercambio catiónico (CIC):

Es un indicador indirecto de la capacidad amortiguadora de los suelos (reserva nutrimental y del grado de intemperismo) y depende de la cantidad y tipo de arcilla (Pérez, et al., 2017). Estima los sitios de carga de las arcillas, tanto las cargas permanentes, como las cargas dependientes de pH. Estos sitios de intercambio retienen por fuerzas electrostáticas a los cationes. Suelos con alta CIC, podrán retener e intercambiar mayor cantidad de nutrientes minerales.

Macronutrientes y micronutrientes en suelos:

Los tres macronutrientes principales son: nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K). Los micronutrientes metálicos esenciales para el crecimiento de las plantas son: Fe, Mn, Cu y Zn (SEMARNAT, 2000).

1.1.4.2. Propiedades físicas

Granulometría:

Se refiere a la distribución por tamaño y porcentaje de las partículas que componen el suelo. El análisis granulométrico es útil para identificar algunas características, como la facilidad para drenar, si es apropiado para usarse en proyectos de construcciones, como presas y caminos, su clasificación, sus propiedades y aplicaciones. Las partículas de suelo de menos de 2mm ayudan con la retención de agua y por lo tanto de los nutrientes. Las partículas de más de 2 mm generan poros grandes, por los que drena fácilmente el agua, esto impide el correcto crecimiento de las plantas (Serrato & Landeros, 2001a). Sheoran, et al., (2010) mencionan que un suelo con 50% de fragmentos gruesos debe calificarse como de mala calidad.

Textura:

La cantidad relativa de partículas de arena (2.0 - 0.05 mm), limo (0.05 - 0.002 mm) y arcilla (<0.002 mm) determina la textura del suelo. Los jales comúnmente presentan texturas arenosas, razón por la que no pueden contener mucha agua o nutrientes como los suelos de textura más fina (Hageman, et al., 2015). La distribución del tamaño de partícula de los suelos con texturas limosas es la más recomendable (Serrato & Landeros, 2001a).

Humedad:

Es necesario que el suelo cuente con gran cantidad de agua para satisfacer las necesidades de evapotranspiración en el desarrollo de las plantas. Esta agua debe

ser asimilable cuando las plantas la necesitan. El agua actúa como disolvente, para los nutrientes formando así la solución del suelo. La humedad ayuda al control del aire y la temperatura del suelo que son dos componentes esenciales para el crecimiento vegetal (Serrato & Landeros, 2001a). El contenido de humedad en un depósito de jales es un parámetro fluctuante que está influenciado por factores climáticos, la altura, la granulometría, la cantidad de carbono orgánico, la textura, entre otros (Sheoran, et al., 2010).

Densidad aparente (Dap):

Es la relación que existe entre la masa y el volumen macroscópico de sus partículas, incluyendo los espacios porosos. Altos contenidos de materia orgánica, indican que hay una densidad aparente baja. La compactación de los suelos reporta altos valores de densidad aparente. Como regla general la densidad aparente alcanza un máximo en suelos de textura gruesa, que tienen baja porosidad y tamaño de poros grande. Los suelos de textura fina, tienen alta porosidad y valores de densidad aparente correspondientemente bajos (Serrato & Landeros, 2001a).

1.1.4.3. Propiedades biológicas

La hojarasca, la superficie del suelo y los huecos sirven para alojar organismos vivientes que se han adaptado a tales condiciones, ya sean plantas o animales, desde pequeños roedores hasta organismos microscópicos unicelulares. Resulta interesante conocer el conjunto de organismos (biota) que viven en un ecosistema, que interacciones existen entre ellos y que repercusiones tienen en el suelo. Del conjunto de los procesos biológicos, la actividad microbiana es la más destacada corresponde a la intervención de los microorganismos vivos que actúan por sus propias enzimas. De acuerdo a la forma en que obtienen energía y carbono para sus

funciones metabólicas, los organismos pueden agruparse en productores, consumidores y degradadores de carbono orgánico (Perea, et al., 2017).

Los microbios juegan un papel importante en la estabilización de agregados en el suelo, ayudan a mantener las condiciones estructurales y de porosidad adecuadas para el crecimiento de los cultivos. Los microbios del suelo incluyen varias especies bacterianas que participan en la descomposición del material vegetal, así como especies de hongos cuya relación simbiótica con muchas plantas facilita la absorción de nitrógeno y fósforo a cambio de carbono. Los sitios con actividad microbiana disminuida tienen un suelo compacto y una agregación deficiente.

1.1.5. Legislación ambiental para minería

A nivel mundial, durante mucho tiempo se llevó a cabo el ejercicio de prácticas inadecuadas para la disposición de jales, dando como resultado la afectación de la sociedad y el ambiente (Cabrera, et al., 2008; Espinosa, et al., 2014; Sánchez, et al., 2015; Camacho, et al., 2016). Por ello, a nivel internacional surgió la necesidad de elaborar mecanismos legales orientados a regular la generación y disposición de los residuos peligrosos.

1.1.5.1. Legislación ambiental internacional

Estados Unidos de América (EUA):

El Acta Nacional de Protección al Ambiente es la ley básica en materia ambiental, en ella se establece que la responsabilidad de la gestión sustentable para los suelos queda repartida entre los gobiernos locales y el gobierno federal. A nivel federal existen instituciones como el Consejo Nacional de Calidad Ambiental, el

Departamento Federal de Agricultura (AFD) y la Agencia de Protección al Ambiente (EPA) que poseen atribuciones para promover el uso y control eficiente de plaguicidas, riego y fertilizantes, mejorar el uso de campos y zonas de protección del paisaje, prevenir las pérdidas de suelos y contaminación por escurrimientos y elaborar planes para la conservación del suelo, entre otras actividades.

La gestión de los pasivos ambientales esta regulado por el Programa Superfund, sus leyes y reglamentos:

- Ley de Responsabilidad, Compensación y Recuperación Ambiental CERCLA (Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act).
- Ley de Enmiendas y Reautorización de Superfund SARA (Superfund Amendments and Reautorization Act).
- Lista de Priorización Nacional NPL (National Priorities List) .
- Plan de Emergencia Nacional NCP (National Contingency Plan).
- Sistema de Evaluación de Riegos HRS (Hazard Ranking System).

La Ley de Responsabilidad, Compensación y Recuperación Ambiental CERCLA, que tiene como objetivo la identificación, investigación y restauración de sitios contaminados, fue aprobada en 1980 por el Congreso Nacional y fue revisada mediante la Ley de Enmiendas y Reautorización de Superfund SARA en 1986. CERCLA permite accionar cuando existe una descarga o una amenaza de descarga de substancias peligrosas o cualquier contaminante al ambiente.

CERCLA creó un impuesto sobre las industrias químicas y petroleras y permitió al Gobierno Federal responder a escapes o posibles escapes de substancias peligrosas que podrían dañar a las personas o al ambiente. Estos impuestos fueron destinados a un Fondo de Fideicomiso para limpiar, mejorar o restaurar los sitios que contienen desperdicios peligrosos abandonados. El Programa Sitios Abandonados Mineros AML (Abandoned Mine Lands), el cual forma parte de CERCLA, trata específicamente los sitios abandonados mineros.

CERCLA otorga a la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos EPA (Environmental Protection Agency) la autorización de tomar las medidas adecuadas en caso de una liberación de substancias peligrosas. En general, la EPA se encarga de dirigir y supervisar el estudio y las actividades de limpieza de sitios contaminados, ya sea que estén abandonados o en operación, en los que materiales y residuos químicos peligrosos han sido liberados, estableciendo límites de referencia para cada sitio y sustancia y regulando la producción y uso de sustancias (Oblasser & Chaparro, 2008; Arango & Olaya, 2012).

Por otra parte, la American Society for Testing and Materials (ASTM) aunque tiene su origen en Norteamérica, es un organismo de carácter global, líder en el desarrollo y publicación de estándares internacionales de consenso voluntario.

Canadá:

El Programa Nacional de Remediación de Sitios Contaminados (NCSRP), para la identificación, investigación, y remediación de sitios contaminados, la iniciativa de minas abandonadas NAOMI (National Orphaned/Abandoned Mines Initiative) trata explícitamente los pasivos generados por la actividad minera (Arango & Olaya, 2012). Canadá cuenta con una red de leyes que protegen al ambiente y a la población contra los peligros de la industria minera y sus operaciones extractivas. Uno de los documentos más importantes es la Canadian Environmental Assessment Act, 2012 (CEAA) que establece que tanto el gobierno federal como los de las provincias pueden exigir evaluaciones ambientales y permisos específicos, dependiendo de las circunstancias y la naturaleza del proyecto.

Las actividades mineras estan sujetas a dos tipos de requisitos: los que surgen de la aprobación de una evaluación ambiental general y/o los permisos o licencias

exigidos por las leyes de protección ambiental y de minería. La evaluación ambiental establece si la operación extractiva ocasionará efectos ambientales adversos significativos y si se justifican o no en las condiciones dadas. Además, se reporta en la página electrónica pertinente la descripción del diseño del proyecto, el inicio de la evaluación, las decisiones que tome la dependencia o consejo público, y todo documento, acuerdo o acción vinculado con el proyecto. Esto permite el acceso público permanente a los datos referidos y el punto en que se encuentra la investigación del impacto. La población puede participar comentando sobre cualquier información que se haya hecho pública y acudiendo a las audiencias públicas.

Para proteger las regulaciones establecidas y hacerlas cumplir, varias leyes ambientales y leyes sobre el uso y protección de suelo y aguas, como la Canadian Environmental Assessment Act, (CEAA, 2012), la Territorial Lands Use Regulations (TLUR), la Canada Water Act (CWA) y la Arctic Waters Pollution Prevention Act (AWPPA) establecen instituciones mediante las cuales se ejercen ciertos poderes. Es decir hay agencias (Water Quality Management Agencies), inspectores (Pollution Prevention Officers) y personal que evitan el incumplimiento de una ley. Se recurre a multas por incumplimiento, entra en vigor el principio No. 1 del Canada Wide Accord on Environmental Harmonization, denominado el contaminador paga (Polluter Pays Principle) (Menke, 2014; Arango & Olaya, 2012).

Perú:

Existe una serie de normas específicas del sector minero para la protección del ambiente, la fiscalización, el cierre de minas y la gestión de los pasivos ambientales mineros. En el año 1991 se expidió el Decreto Legislativo No 708 de Promoción de Inversiones en el Sector Minero con el objetivo de fomentar y promover las inversiones en el sector minero. El Reglamento para la Protección Ambiental en la

Actividad Minero Metalúrgica, D.S. N° 016-93- EM del año 1993 contiene los requisitos y exigencias que deben cumplir los titulares de las concesiones mineras a fin de proteger el ambiente y la salud humana y establece asimismo, los instrumentos de gestión ambiental como Estudio de Impacto Ambiental (EIA) o Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA), este último para minas en operación.

En el año 1996 se publicaron dos normas o también llamadas resoluciones ninisteriales de niveles máximos permisibles para efluentes líquidos para la actividad minero metalúrgica y para elementos y compuestos presentes en emisiones gaseosas provenientes de las unidades minero metalúrgicas (R.M. N° 011-96-EM/VMM y R.M. N° 315-96-EM/VMM).

El año 2003 se publicó la ley No. 28090 que regula el cierre de minas. Dicho plan de cierre debe ejecutarse progresivamente durante la vida útil de la operación minera. En el 2005 se publicó el respectivo reglamento para el cierre de minas (D.S. No 033-2005-EM). La ley No. 28271, que regula los pasivos ambientales de la actividad minera fue publicada en julio del año 2004 con la intensión de iniciar la remediación los pasivos ambientales producidos por la actividad minera. Y en diciembre del año 2005 se aprobó el reglamento de pasivos ambientales de la actividad minera (Decreto Supremo No. 059-2005). Este reglamento establece los mecanismos que aseguren la identificación de los pasivos ambientales mineros, la responsabilidad y el financiamiento (con la creación del Fondo Nacional del Ambiente FONAM, de la empresa Activos Mineros S.A.C) para su remediación (Oblasser & Chaparro, 2008; Oblaster, 2016; Moreno & Chaparro, 2009).

Chile:

Las leyes y reglamentos que regulan el sector minero son la Ley 18.097, Ley Orgánica constitucional sobre Concesiones Mineras del 1982 y el Decreto Ley No. 600, Estatuto de Inversión Extranjera, del 1974, el Código de Minería y el Reglamento de Seguridad Minera (Oblasser & Chaparro, 2008).

A fines de los años noventa el Ministerio de Minería encargó a Comisión Chilena del Cobre COCHILCO de coordinar un proyecto de ley de cierre de operaciones mineras, en el cuál participaron representantes de la Unidad Ambiental del Ministerio de minería, de la CONAMA, SONAMI y del Consejo Minero, de los Ministerios Secretaría General de la Presidencia y de Salud y de SERNAGEOMIN, así como representantes del sector minero privado.

En el año 2012 se aprovó la Ley para el cierre de operaciones mineras pero no cuenta una regulación específica para PAM. En general carece de un marco normativo y la institucionalidad que permita una gestión eficiente de remediación de los PAM. Tampoco existen instrumentos financieros adecuados y las instituciones gubernamentales del sector no disponen de la capacidad técnica para supervisar y gestionar la remediación de PAM (Oblaster, 2016).

Bolivia y Colombia:

No tienen avances ni en la materia de cierre de operaciones mineras ni de los pasivos ambientales mineros, que aborden integralmente la problemática desde el punto de vista preventivo y correctivo, incluyendo además la minería artesanal, pequeña y mediana (Oblaster, 2016; Moreno & Chaparro, 2009).

Unión Europea (EU):

Existe un marco específico para la gestión segura de los residuos de las industrias extractivas (European Comission, 2019), que comprende:

- Directiva 2006/21/CE sobre la gestión de residuos de las industrias extractivas.
- Documento de referencia sobre las mejores técnicas disponibles para la gestión de relaves y residuos de roca en actividades mineras (BREF)
- Directiva Seveso III que incluye en su alcance las instalaciones operativas de disposición de relaves, incluidos estanques o presas de relaves que contienen sustancias peligrosas.
- Documento de orientación sobre las actividades de extracción de minerales no energéticos en las áreas protegidas de Natura 2000.

En España, la Nueva Directiva 2006/21/CE se transpone mediante Real Decreto 975/2009, de 12 de Junio, con criterios amplios de mejora de otras normas reglamentarias dispersas, resultando más completa al ocuparse de otros aspectos sobre la restauración ambiental de los espacios mineros (Pastor, 2017).

La Directiva establece como una de sus actuaciones prioritarias una iniciativa para regular la gestión de los residuos de las industrias extractivas. La Decisión número 1600/2002/CE, fija como actuación prioritaria el desarrollo de nuevas medidas que contribuyan a prevenir los principales riesgos de accidente y la promoción de una gestión sostenible de las industrias extractivas con vistas a reducir su impacto medioambiental. El Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente, establece que se reduzca la peligrosidad de los residuos y que éstos presenten el mínimo riesgo posible, que de preferencia a su recuperación y especialmente a su reciclado, que sean eliminados en condiciones de seguridad y que los residuos destinados a la eliminación se traten lo más cerca posible del lugar donde se generaron, sin que ello infiera una menor eficacia de las operaciones de

tratamiento.

La Directiva 75/442/CEE, exige que los Estados miembros garanticen que las entidades explotadoras del sector de las industrias extractivas tomen todas las medidas necesarias para impedir o reducir en la medida de lo posible los efectos reales o potenciales negativos para el ambiente y la salud de las personas como consecuencia de la gestión de los residuos. Estas medidas deben basarse, entre otros elementos, en el concepto de las Mejores Técnicas Disponibles (BAT) tal y como se definen en la Directiva 96/61/CE. Se deben elaborar planes apropiados, además, los residuos deben caracterizarse según su composición.

En lo que se refiere a las medidas preventivas, se solicita la entrega de un sistema de gestión de la seguridad y de planes de emergencia en caso de accidente, así como la difusión de información de seguridad a las personas que pudieran verse afectadas por un accidente grave. En caso de accidente, debe obligarse a las entidades explotadoras a facilitar a las autoridades competentes toda la información pertinente para atenuar los daños reales o potenciales al ambiente.

De acuerdo con la Convención de las Naciones Unidas, los Estados miembros deben garantizar la participación del público en la toma de decisiones y el acceso a la justicia en materia ambiental (Convenio de Aarhus). Como resultado se adoptaron la Directiva 2003/04/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 28 de enero de 2003, sobre el acceso del público a la información ambiental.

Los Estados miembros deben tomar las medidas apropiadas para garantizar que el diseño, la decisión sobre la ubicación y la gestión de las instalaciones sean efectuados por personas técnicamente competentes y garantizar que la formación y los conocimientos adquiridos por las entidades explotadoras. Es obligatorio establecer procedimientos de control durante las etapas de explotación y de gestión

posterior al cierre de las instalaciones de residuos conforme a lo que prescribe la Directiva 1999/31/CE.

El vertido de residuos en cualquier masa de agua debe efectuarse de acuerdo con las disposiciones de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Se deben reducir las concentraciones, en las balsas de residuos de extracción y tratamiento, de cianuro y de compuestos de cianuro.

Los responsables de operaciones mineras están obligados a constituir una garantía financiera o un equivalente para asegurar que pueda hacer frente a todas las obligaciones derivadas de la autorización, incluidas las relacionadas con el cierre y el mantenimiento posterior de la instalación de residuos. Es necesario que dicha garantía constituya antes del inicio de las actividades y que se ajuste periódicamente. De acuerdo con el principio de que quien contamina paga y de conformidad con la Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de abril de 2004, las industrias extractivas deben disponer de una cobertura adecuada de responsabilidad civil respecto a daños medioambientales causados por sus actividades o el riesgo inminente de dichos daños. Los Estados miembros deben determinar el régimen de sanciones aplicable a las infracciones de las disposiciones de la presente Directiva y garantizar su aplicación.

Es necesario que los estados miembros garanticen que las autoridades competentes organicen un sistema eficaz de inspecciones o medidas de control, respecto a las instalaciones de residuos de las industrias extractivas. Se deben presentar informes periódicos de los Estados Miembros sobre la aplicación de la Directiva 2.006/21/CE (Toribio, 2016; European Comission, 2019).

1.1.5.2. Legislación ambiental nacional

En México, la existencia de un marco normativo referente a la generación, manejo y transporte de materiales y residuos peligrosos generados por la actividad minera es reciente en comparación con la antigüedad de la actividad industrial. Dicho marco normativo se enfoca en dos líneas de acción, una es el control y restauración de sitios ya contaminados (aplicando estrategias como la identificación y estudio de los sitios contaminados y el desarrollo de infraestructura para el manejo adecuado de los residuos peligrosos) y la otra es la prevención de la contaminación de nuevos sitios (promoviendo planes de minimización para la generación del residuo en las diferentes etapas de su ciclo y creando normas que restrinjan tanto la generación como la disposición). Actualmente ambos enfoques involucran la participación de instancias oficiales de diferentes órdenes y de los particulares responsables de la generación del residuo (SEMARNAT, 2007).

La Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), establece las bases para el aprovechamiento sustentable, la preservación y, en su caso, la restauración del suelo, el agua y los demás recursos naturales, de manera que sean compatibles la obtención de beneficios económicos. Como ley complementaria, en el caso de que haya residuos implicados, se encuentra la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGP-GIR). Así mismo, la ley que regula el cumplimiento y los sujetos responsables de la contaminación, es la Ley Federal de Responsabilidad Ambiental (LFRA). Para establecer y precisar las condiciones bajo las cuales se deben cumplir los estatutos de las leyes federales mencionadas, cada una de éstas cuenta con reglamentos que especifican el modo de aplicarlas (Carrillo, et al., 2017c; Guzmán, 2017).

Acorde con la Ley Minera, corresponde a la Secretaría de Economía participar

con las dependencias competentes en la elaboración de las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) y las Normas Mexicanas (NMX) relativas a la industria minero-metalúrgica en materia de higiene y seguridad, salud ocupacional y de equilibrio ecológico y protección al ambiente. Las normas oficiales mexicanas que sirven para garantizar la calidad ambiental en materia de gestión de residuos peligrosos, y son de cumplimiento obligatorio en el territorio nacional. Los documentos vigentes se enlistan a continuación:

NOM-053-SEMARNAT-1993: Establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.

NOM-120-SEMARNAT-2011: Protección ambiental para las actividades de exploración minera.

NOM-052-SEMARNAT-2005: Establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.

NMX-AA-132-SCFI-2006: Que dicta recomendaciones generales para elaborar planes de muestreo de suelos contaminados con metales pesados y metaloides, que permitan determinar la existencia, ubicación y extensión de la contaminación en una propiedad.

NOM-141-SEMARNAT-2003: Procedimiento para caracterizar los jales y preparación del sitio de presas de jales.

NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004: Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados. En contrapunto con la Nom-021-Semarnat-2005, esta norma se refiere a suelos de los que se sabe han sido contaminados a causa de prácticas no sustentables.

NOM-155-SEMARNAT-2007: Requisitos de protección ambiental para los sistemas de lixiviación de minerales de oro y plata.

NOM-157-SEMARNAT-2009: Elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo para residuos mineros.

NOM-159-SEMARNAT-2011: Protección ambiental de los sistemas de lixiviación de cobre.

De acuerdo a la LGEEPA, las actividades de exploración, explotación y beneficio de minerales y sustancias reservadas a la Federación requieren previamente la autorización en materia evaluación de impacto ambiental por parte de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Esta evaluación es el procedimiento a través del cual la SEMARNAT establece las condiciones a que se sujetará la realización de obras y actividades, a fin de evitar o reducir al mínimo sus efectos negativos sobre el medio ambiente.

1.2. ANTECEDENTES

La adecuada selección de las especies vegetales es un factor crítico para asegurar el éxito en procesos de fitorremediación. Es importante elegir especies que puedan tolerar importantes concentraciones de metales en el sustrato (metalófitas), dependiendo de la tecnología de fitorremediación que se quiera aplicar se deben de comportar como exclusoras, acumuludaroas o hiperacumuladoras, que estén adaptadas al clima local y sean inocuas para el medio. Son de especial interés epecies nativas y/o endémicas sobre las exóticas o introducidas (que llegó por la actividad humana, nativa que ocurrió sin intervención humana. Las especies endémicas se encuentran solo en un lugar concreto), puesto que con estas últimas se corre el riesgo de que se transformen en especies invasoras y alteren la dinámica del ecosistema.

A nivel mundial se han hecho diversas investigaciones relacionadas con la identificación de especies metalófitas, nativas y/o endémicas que crecen en sitios mineros, específicamente dentro, alrededor o cerca de presas de jales. En los que han evaluando la absorción y bioacumulación de metales en las plantas. A continuación se describen algunos trabajos recientes, a nivel internacional.

Paul, et al. (2018), identificaron 25 especies vegetales en una zona impactada con desechos mineros en la ciudad de Broken Hill, Australia. Las especies que presentaron las concentraciones más altas de metales en la parte aérea fueron: *Brachyscome debilis (*28.9mg/Kg Cd), *Ptilotus obovatus* (61.6mg/Kg Cu), *Sonchus asper* (469mg/Kg Pb), *Leiocarpa tomentosa* (920mg/kg Zn). No reportaron ninguna especie hiperacumuladora ni metalofitas obligadas, identificaron metalófitos facultativos.

Fernández, et al. (2016), identificaron 73 especies vegetales, en seis sitios de residuos mineros contaminados con Pb, Zn, As y Hg, (tres con Hg-As y otros tres con Pb- Zn) ubicados en el Principado de Asturias al norte de España. Las especies que presentaron las concentraciones más altas en biomasa aérea de los elementos analizados fueron: *Leontodon taraxacoides (Vill.) Múret* (40.31mg/Kg As), *Coincya monensis* (13.93mg/Kg Cd), *Fetuca rubra L.* (81.86mg/Kg Hg), *Ulex cantabricus Alv.* (341.44mg/Kg Pb), *Minuartia verna* (3413.89mg/Kg Zn) y *Coincya monesis* (3391.31mg/Kg Zn) estas últimas fueron consideradas como especies hiperacumuladoras de Zn, *Coincya monesis* con alto factor de translocación para Cd. Entre los pastos, el endémico *Agrostis durieu*i toleró altas concentraciones de Pb en tejidos y esta especie era dominante en residuos de Pb-Zn de uno de los sitios. *Holcus lanatus y Festuca rubra* excluyeron Hg y As.

Javed, et al. (2015), realizaron un estudio en el área de Alpuri en el distrito de Shangla, área de Heroshah de la Agencia de Malakand y área de Qala de Agencia Mohmand en Pakistán. Identificaron 23 especies vegetales. Las concentraciones más altas en partes aéreas se observaron en las especies *N. cataria* de Cr y Ni Mn, Co, *A. mutica* de Fe *A. viridous* de Cu*, T. Minuta* de Zn*. N. cataria* mostró mayores acumulaciones de Cr (383 mg/kg), Ni (353 mg/kg), Mn (263 mg/kg) y Co (23 mg/kg), *A mutica* para Fe (5085mg/kg), *T. minuta* para Zn (78 mg/kg) y *A. viridous* para Cu (75 mg/kg). Todas las especies de plantas acumularon concentraciones significativamente más altas de metales pesados en comparación con las plantas de referencia. *N. cataria, I. bicolor royle, T. minuta* podrían usarse para la recuperación de suelos contaminados.

Majid & Ghotbi (2012), identificaron 146 especies en cuatro sitios dentro de la mina de Cu, ubicada al suroeste de Kerman, Irán. Las concentraciones de Cu más altas en partes aéeas, se encontraron en *Polypogon fugax* (4012mg/Kg), *Epilobium hirsutum* (1581mg/Kg) y *Onosma stenosiphon* (657 mg/Kg). 24 especies concentraron más de 100 mg/kg de Cu en brotes brotes. Las concentraciones más altas de Zn, Pb y Ni en partes aéreas se encontraron en *Malva sp.* (1074mg/kg), *Viola sp*. (76mg/kg) y *Lamium amplexicaule* (22mg/kg),

respectivamente. *P. fugax* y *E. hirsutum* fueron consideradas como hiperacumuladoras provisionales de Cu y por lo tanto, como candidatas adecuadas para proceos de fitorremediación del área minera.

Nguyen, et al. (2011), realizaron un estudio para evaluar el potencial de fitomejoración y fitorremediación de 10 especies de plantas que crecen naturalmente en una de las minas de Pb y Zn más grandes del norte de Vietnam. Los resultados indican que se obtuvieron niveles de hiperacumulación en las partes aéreas de las especies: *Houttuynia cordata Thunb.* (1140mg/Kg As), Pteris vittata L. (3750mg/Kg As), *Ageratum houstonianum Mill*. (1130mg/Kg Pb), *Potamogeton oxyphyllus Miq.* (4210mg/Kg Pb) y *P. vittata* (1020mg/Kg Pb). Concluyeron que *P. vittata, A. Houstonianum* y *P. oxyphyllus* son especies potencialmente útiles para la fitorremediación de sitios contaminados con As y multimetales.

Barbafieri, et al. (2011), evaluaron la capacidad de bioacumulacón de Zn, Pb y Cd en algunas plantas presentes en una mina abandonada en Ingurtosu, Cerdeña, Italia. Identificaron 7 especies. Las concentraciones más altas de Zn se observarón en *I. viscosa* (2900 mg/kg brotes), *E. dendroides* (2300mg/kg brotes) y *P. annua* (3100mg/kg raíces). Los contenidos máximos de Pb se observaron en *E. dendroides* (1300mg/kg raíces), y en *H. italicum.* (950mg/kg brotes). El contenido máximo de Cd se encontró en las raíces de *P. annua* (170mg/kg) y en brotes de *I. viscosa (44mg/kg). Inula viscosa, Euphorbia dendroides, Poa annua* y *A. donaxson s*on catalogadas especies útiles para procedimientos de fitoextracción. Mientras que *Cistus salvifolius* y *Helichrysum italicu*s podrían ser usadas para fitoestabilizar Pb, Cd y Zn.

Liu, et al. (2008), estudiaron algunas plantas que crecen en una mina de Pb, ubicada en la provincia de Yunnan, China, identificaron 19 especies vegetales. Las concentraciones más altas de Pb en partes aéreas se encontraron en *Ricinus communis L.* (2,029mg/kg), *D.*

orientalis (1763mg/kg) *T. candida* (1689mg/kg), las tres fueron catalogadas como hiperacumuladoras de ese metal. El valor máximo de Cu se encontró en *Polygonum rude* (570mg/kg en parte aérea y 620mg/kg en raíz). El valor máximo de Zn se encontró en *Pteris fauriei Hieron* (690 mg/kg en brote y 938 mg/kg en raíz).

En México también se han identificado diversas especies metalófitas que crecen en sitios impactados por la actividad minera y se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Estudios para identificar plantas de suelos impactados por la minería metálica en México

Lugar / Autores /Año	**Hallazgos importantes**
Hidalgo, México Sánchez, et al., 2017	*A. gymnocephalus* se clasificó como extractora de Zn, Cd, Pb y Cu, *Gnaphalium sp*. de Cu y *C. pumila* de Zn. *Pteridium sp*. se clasificó como fitoestabilizadora de Zn y Cd. Se encontró que todas las especies retuvieron en sus hojas partículas que contenian los metales analizados, por lo tanto funcionan como barreras físicas que disminuyen la dispersión de partículas que contienen elementos contaminantes.
Identificaron 12 especies: *Pteridium sp./ Juniperus sp, Cuphea lanceolata/ Dichondra argentea/ Brickelia veronicifolia/ Ruta graveolens/ Dalea bicolor/ Viguiera dentata/ Aster gymnocephalus/ Gnaphalium sp./ Crotalaria pumila/ Flaveria trinervia*	
Guanajuato, México Noriega, et al. 2016b	*A. farnesiana, A. parviflora, D. viscosa, S. salignus, A. curassavica y Phoradendron sp*., generan gran cantidad de biomasa, este es un comportamiento deseado en las especies que se emplean en procesos de fitoextracción.
Identificaron 22 especies: *Asclepias curassavica/ Eupatorium rugosum/ Senecio salignus/ Hetchia sp./ Buddleja perfoliata/ Astrophytum ornatum/ Opuntia imbricata/ Stenocereus queretaroensis/ Ricinus comunis/ Acacia farnesiana/ Acacia parviflora/ Phitecellobium dulce/ Persea americana/ Phoradendron sp./Dodonaea viscosa/ Selaginella sp./ Datura stramonium/ Datura quercifolia/ Nicotiana glauca/ Physalis cinerascens/ Solanum torvu/ Aloe vera*	
San Luis Potosí, México Franco, et al. 2010	*Observaron que, V. dentata, P. bipinnatifidum, F. angustifolia, F. trinervia y S indicus,* fueron tolerantes a altas concentraciones de As, Cu, Pb y Zn, de ellas, *S. indicus* excluyó metales pesados de sus brotes, mientras que *P. bipinnatifidum* y *F. angustifolia* los acumularon. *V. dentata* y *P. bipinnififum* fueron acumuladoras de As, pero no hiperacumuladoras. Se encontró que *V. dentata*, *P. bipinnatifidum, F. angustifolia, F. trinervia* y *S. indicus*, podrían usarse para vegetar suelos contaminados con As, Cu, Pb y Zn. *A. artemisifolia* podría usarse para remediar suelos contaminados con Zn, *S. amplexicaulis* con Cu y *F. angustifolia* y *F. trinervia* aquellos con As, ya que tienen una gran capacidad para acumular esos metales.
Identificaron 13 especies: *Thymophylla setifolia Lag. var. setifolia Lag. [excluded]/ Karwinskia humboldtiana (Schult.) Zucc./ Trixis angustifolia D.C./ Brickellia veronicifolia (Kunth) A. Gray/*	

Asphodelus fistulosus L./ Ambrosia artemisifolia L./ Amaranthus hybridus L./ Simsia amplexicaulis (Cav.) Pers./ Viguiera dentata (Cav.) Spreng./ Parthenium bipinnatifidum (Ort.) Rollins/ Flaveria angustifolia (Cav.) Pers./ Flaveria trinervia (Spreng.) C. Mohr./ Sporobolus indicus (L.) R. Br.

Guerrero, México Morton, et al. 2013	Ninguna de las especies analizadas fue hiperacumuladora. *C. lindleyi y J. deppeana* acumularon Zn (454 y 469mg/Kg respectivamente) en concentraciones anómalas cuando se colectaron en sitios donde el Zn estaba presente en fracciones solubles en los sustratos. Muestras de la misma especie tomadas en el sitio de control, no mostraron enriquecimiento anómalo. Las mismas especies presentarón altas concentraciones de Mn a pesar de que este elemento no fue muy abundante en los suelos donde fueron colectadas.

Identificaron 4 especies: *Cupressus lindleyi/ Juniperus deppeana/ Jacaranda mimosifolia/ Psidium guajava*

Guerrero, México Gómez, et al. 2010	Los desechos mineros favorecieron la presencia de ciertas asociaciones plantas de vegetales secundarias (*B. repens, G. decumbens*) y también especies del bosque primario, como las especies pioneras *J. deppeana, J. flaccida y C. lindleyi*. Los autores sugieren que en la restauración de los sitios mineros en la zona de Taxco, se consideren las especies que encontramos en este estudio.

Identificarón 31 especies: Acacia cochliacantha Humb. & Bonpl. ex Willd./ Annona squamosa L./ Bouteloua repens (Kunth) Scribn. & Merr./ Buddleja cordata Kunth./ Cupressus lindleyi Klotzsch ex Endl./ Dodonaea viscosa Jacq./ Gibasis pulchella (Kunth) Raf./ Gnaphalium canescens DC./ Gomphena decumbens Jacq./ Hypericum philonotis Schltdl. & Cham./ Ipomoea nil (L.) Roth/ Iresine celosia L./ Jacaranda mimosifolia D. Don/ Juniperus deppeana Steud./ Juniperus flaccida Schltdl./ Leucena aff. diversifolia (Scld.) Benth./ Lysiloma acapulcense (Kunth) Benth./ Lysiloma acapulcensis/ Mimosa aculeaticarpa Ortega/ Opuntia sp./ Paspalum sp./ Pithecellobium dulce (Roxb) Benth./ Pityrogramma calomelanos (L.) Link/ Prosopis leavigata (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) M.C. Johnst./ Psidium guajava L./ Salvia polystachya Cav./ Tagetes lunulata Ortega/ Thypa dominguensis Pers./ Tillandsia achyrostachys E. Morren ex Baker/ Tripogandra amplexicaulis (Klotzsch ex C.B. Clarke) Woodson/ Verbesina allophylla S.F. Blake/ Xanthosoma sagittifolium (L.) Schott.

Hidálgo, México Hernández, et al. 2009	*Haplopappus venetus* fue la especie dominante. *S. corymbosum* presentó mayor acumulación de Cu (6 mg/kg brotes), *B.veronicifolia* de Pb (5 mg/kg brotes) y Zn (20 mg/kg brotes), *A. suberecta* de Cd (1 mg/kg brotes), *C. dactylon* de Mn (69 mg/kg brotes) y *B. curtipendul*a de Ni (4 mg/kg brotes). Ninguna fue clasificada como hiperacumuladora

Identificaron 25 especies:*Opuntia sp. (1)/ Opuntia sp. (2)/ Bahia pringlei Greenm./ Haplopappus venetus (Kunth) S.F./ Blake Montanoa tomentosa Cerv./ Brickellia veronicifolia (Kunth) A./ Gray Eupatorium vernicosum Sch. Bip./ Parthenium bipinnatifidum (Ort.) Rollins/ Artemisia klotzschiana Besser Zaluzania triloba (Ort.) Pers./ Baccharis sp./ Stipa constricta Hitchc./ Stipa tenuissima Trin./ Lycurus phleoides H.B.K./ Muhlenbergia repens (J. Presl) Hitchc./ Cynodon dactylon (L.) Pers./ Bouteloua curtipendula Michx. Torr./ Leptochloa dubia (HBK) Nees/ Dalia obovatifolia Ort./ Medicago polymorpha L./ Atriplex sp./ Atriplex suberecta Verd./ Solanum corymbosum Jacq./ Solanum elaeagnifolium Cav./ Eruca sativa Mill*

Chihuhua, México	Las concentraciones más altas de As se encontraron en *Baccharis glutinosa (*88.23 mg/kg en hojas), *Acacia farnesiana* (43.85 mg/kg en raíz) y *Juniperus deppeana*

Puga, et al. 2006	(27.74mg/kg en el tallo). Las concentraciones más altas de Zn se presentaron en *Baccharis glutinosa* (361.46 mg/kg en hojas), *Cynodon dactylon* (225.81 mg/kg en raíz) y *Prosopis juliforay* (128.89 mg/kg en tallo). *A. farnesiana* se reportó como especie dominante y con mayor capacidad de acumulación de arsénico en raíz, tallo y hojas. *B. glutinosa* presentó concentraciones elevadas de As y de Zn en hojas.
Identificacrón 8 especies: *Prosopis julifora/ Baccharis glutinosa/ Acacia farnesiana/ Juniperus deppeana/ Mimosa dysocarpa/ Cynodon dactylon/ Quercus emoryii/ Celtis reticulata*	
Zacatecas, México Carrillo & González 2006	*T. graveolens* fue la que acumuló más Cd (42.9 mg/kg brotes), *P. aviculare* presentó las conentraciones más altas de Zn (9236 mg/kg brotes) y Pb (124 mg/kg brotes) y *S. coccinnea* presentó la concentración más alta de Cu (112 mg/kg brotes). La mayoría de las plantas fueron clasificadas como exclusoras, debido a su baja capacidad de translocar los elemetos estudiados. *P. aviculare* acumuló Zn en concentraciones cercanas a los criterios para plantas hiperacumuladoras según los criterios de Baker & Brooks, 1989, sin embargo según, van der Ent, Baker, Revees, Pollard, & Schat, 2013 , esta especie y *Jatropha dioica* pueden considerarse hiperacumuladoras.
Identificaron 36 especies: *Tagetes lunulata Ort./ Polygonum aviculare L./ Teloxys graveolens Willd./ Jatropha dioica Sessé ex Cerv./ Bouvardia ternifolia (Cav.) Schlecht/ Brickellia veronicifolia (HBK)/ Gnaphalium arizonicum Gray/ Stevia salicifolia Cav/ Salvia microphylla HBK/ Haplopappus venetus (HBK) Blake/ Dalea bicolour Humb&Bonpl. exWilld/ Euphorbia sp./ Asclepias linaria Cav./ Stachys coccinea Jacq/ Aster gymnocephalus (DC) Gray/ Viguiera linearis (Cav.) Sch. Bip/ Asphodelus fistulosus L./ Polygomun aviculare L./ Equisetum sp./ Schinus molle L./ Juniperus sp./ Erigeron pubescens HBK/ Heterospema pinnatum Cav./ Cyperus sp./ Bidens odorata Cav./ Cynodon sp./ Xanthium strumarium L./ Solanum elaeagnifolium Cav./ Haplopappus venetus (HBK) Blake/ Sanvitalia pronombens Lam./ Aster tanacetifolius (DC) Gray/ Reseda luteola L./ Casuarina equisetifolia Mig./ Teloxys graveolens Willd./Salsola kali L./ Andropogon barbinodis Lag./ Aster tanacetifolius H.B.R./ Bahia absinthifolia Benth/ Asphodelus fistulosus L./ Solanum elaeagnifolium Cav./ Dyssodia papposa (Vent) Hitchc*	

Fuente: propia

1.3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los procesos de concentración de minerales metálicos generan grandes cantidades de residuos (jales), que deben ser tratados durante y/o al final de de su etapa operativa para minimizar o en el mejor de los casos evitar que impacten el ambiente. La remosión, encapsulasión, solidificación-estabilización e inmovilización con enmiendas químicas, son los métodos más utilizados para la remediación de depósitos de jales, pero suelen ser costosos, principalmente cuando los volúmenes a tratar son muy grandes, el impacto visual persiste y en algunos casos no se asegura su afectividad a largo plazo (Venkateswarlu, et al., 2016; Derakhshan, et al., 2018).

En este contexto las técnicas de fitorremediación emergen como una alternativa adecuada (Tordoff, et al., 2000; Favas, et al., 2014). Sin embargo introducir plantas en depósitos de residuos no es un proceso sencillo, dadas las características fisicoquímicas de los mismos, tales como, presencia de elementos tóxicos, alta acidez y salinidad, granulometría gruesa, escasa retención de humedad, excesiva compactación, escasez de nutrientes y de materia orgánica, etc. Por lo tanto, en la mayoría de los casos para que la vegetación pueda establecerse, es necesario mejorar las características del sustrato (Favas, et al., 2018).

Son de especial interés las plantas nativas de suelos mineros, porque es muy probable que estas hayan desarrollado mecanismos fisiológicos de resistencia y tolerancia para desarrollarse en sustratos con altos niveles de metal. Su capacidad de adaptación a estos

ambientes y de acumulación de metales y metaloides en su biomasa pueden ser interesantes con vistas a su uso en acciones de fitorremediación (Favas, et al., 2014).

En el Estado de México, en el municipio de Temascaltepec, se ubica la mina La Guitarra, que actualmente cuenta con dos presas de jales, una se encuantra a su máxima capacidad y la otra esta llegando al límite, por lo que es pertinente realizar una investigación en torno a las alternativas de tratamiento o remediaciación de las mismas.

1.4. JUSTIFICACIÓN

Las coberturas vegetales son muy efectivas para reducir la erosión de los depósitos de jales, además la vegetación puede devolver gran catidad de agua que se filtra a la atmósfera a través de la transpiración, lo que reduce las concentraciones de metalessolubles que entran en los cursos de agua. La revegetación exitosa puede dar lugar a procesos de fitorremediación. Por lo tanto, es importante realizar este tipo de estudios para cada sitio minero y de esta manera generar conocimiento útil para llevar a cabo proyectos de fitorremediación y/o revegetación de sus presas de jales.

1.5. Hipótesis

Las plantas que crecen en suelos con altas concentraciones de metales, en la unidad minera La Guitarra, han desarrollado la capacidad de bioacumular los metales presentes en el medio, y es viable proponerlas como una opción para ser usadas en proyectos de fitorremediación de la zona.

1.6. Objetivos

1.6.1. Objetivo general

Seleccionar plantas que crecen en la unidad minera La Guitarra, que sean potencialmente útiles para fitorremediación de las presas de jales.

1.6.2. Objetivos específicos

- Identificar y caracterizar las especies vegetales más representativas que crecen en jales y en jales enriquecidos con suelo vegetal de la zona.
- Determinar las propiedades fisicoquímicas del suelo asociado a las plantas.
- Determinar la concentración de Fe, Zn, Cu, Pb, Ag y Ni en plantas y en suelo asociado a las mismas.
- Calcular los factores de bioconcentración y translocación de las plantas y clasificarlas como exclusoras o acumuladoras de Fe, Zn, Cu, Pb, Ag y Ni.

CAPITULO 2

METODOLOGÍA



Muestreo de plantas en las presas de jales de la unidad minera "La Guitarra"

2.1. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

2.1.1. Localización

La unidada minera “La Guitarra”, se ubica en domicilio conocido La Albarrada, municipio de Temascaltepec, Estado de México. Sus coordenadas centrales son 19º04’40" de latitud norte, y 100º05’02" de longitud oeste y se encuentra en una altitud de 2100 m.s.n.m.m. (Figura 4) (La Guitarra compañía minera S.A. de C.V. , 2011).



Figura 4: Ubicación de la unidad minera “La Guitarra”

2.1.2. Clima

El tipo de clima en la unidad minera La Guitarra es templado subhúmedo con lluvias en verano, de mayor humedad. El rango de temperatura en el municipio de Temascaltepec es de 12-16ºC y el de precipitación es de 700-900mm.

2.1.3. Topografía, edafología, geología y uso de suelo

El relive del terreno donde se encuentra ubicada la unidad minera La Guitarra es, sierra y lomerio de tobas con mesetas. El tipo de suelo dominante en la misma región es cambisol y andasol. La clase de roca es ígnea extrusiva. El uso de suelo de la región es bosque.

2.1.4. Aspectos Hidrológicos

El municipio de Temascaltepec pertenece a la región hidrológica del Balsas, a la cuenca del Río Cutzamala (89.76%) y Río Grande de Amacuzac (10.24%), la subcuenca al Río Temascaltepec (86.66%), Río Alto Amacuzac (10.24%) y Río Tilostoc (3.1%). En la parte noroeste de las instalaciones de la unidad minera se encuentra un escurrimiento temporal denominado arroyo El Castillo, el cual es un escurrimiento del arroyo La Albarrada.

2.1.5. Vegetación

Según el estudio que hizo la compañía minera La Guitarra S.A. de C.V. (2011) para el documento "Manifestación de Impacto Ambiental modalidad particular de Manifestación de Operaciones Minero-Metalúrgicas y Cambio de Utilización de Terreno Forestal" La masa forestal estaba compuesta de pino y encino y esporádicamente algunas hojosas, además presentaba una cubierta arbustiva en forma regular con una cobertura entre un 40 y 60 %, en el estrato herbáceo se presentaban principalmente pastos y plantas anuales.

El estrato arbustivo estaba representado por *Bacharis conferta* (escobilla), *Arbutus xalepensis* (madroño), *Buddelia parviflora* (tepozán), *Senecio cinerarioides* (jarilla blanca) y *Bickellia cavanillesis* (prodigiosa). El estrato herbáceo presentó mayor variedad de especies incluidas, *Tagetes lunulata* (cincoyaga), *Zaluzania angusta* (cenicillo), *Ranunculus hookeri* (pata de león), *Solanum hispidium* (sosa), *Lupinus elegans* (tabardillo), *Muhlenbergia*

erectifolia (zacatón), y *Geranium belos* (mirto). También se encontraron pastizales de tipo natural, tales como: *Boutelova sp, Lycurus sp, Aristida sp, Muhlenbergia sp, Buchloe dactyloides Cynodon sp, Setaria sp, Piptochaetium sp, Bouteloua simplex, Sporolobus sp, Stipa sp, Digitaria sp, Hilaria sp Panicum.*

Determinaron que el uso que le dan tanto a los arbustos como a las hierbas son principalmente el medicinal, ornamental y en otros casos como materia prima para la elaboración de artesanías, utilizando principalmente el tallo y las hojas. No identificaron especies endémicas y/o en peligro de extinción según la lista que se presenta en la NOM-059-SEMARNAT-2001.

2.2. Muestreo e identificación taxónomica

Se colectaron muestras de las plantas más abundantes (más de 5 individuos) que se identificaron creciendo en los depósitos de residuos mineros, en tres tipos de suelos: jales (zona 1), jales enriquecidos con suelo vegetal (zona 2) y en suelo vegetal (zona 3). Cada zona estuvo conformda por sitios de muestreo y estos a su vez por puntos de muestreo.

Se colectaron dos ejemplares completos (raíz y parte aérea) de cada planta en cada punto de muestreo, uno para identificación taxonómica, para el Herbario de la Facultad de Ciencias Agrícolas de la Universidad Autónoma del Estado de México (CODAGEM) y el otro para análisis químico. La colecta, prensado, secado, identificación taxonómica a nivel de familia, género y especie y montaje, se hizo conforme al procedimiento propuesto por López & Rosas, (2002). Adicionalmente se tomaron muestras de 1kg de suelo asociado a las plantas, a una profundidad de 0 a 20 cm.

2.3. Determinación de propiedades fisicoquímicas en suelos

La textura de los suelos se obtuvo empleando el método del hidrómetro de Bouyoucos, el porcentaje de materia orgánica se determinó con el método de Walkley y Black modificado, la capacidad de intercambio catiónico se obtuvo usando el método del cloruro de bario-trietanolamina, el pH y la conductividad se midieron en una suspensión suelo-agua destilada 1:2.5, utilizando un potenciómetro HQ-40D marca Hatch. La densidad aparente se determinó utilizando el método de la probeta.

2.4. Determinación de metales en suelos y plantas

Para analizar la concentración de metales totales, se realizó una digestión ácida en parrilla térmica, se pesaron 0.5 g de muestra pulverizada, se le adicionaron 8 mL de ácido nítrico (HNO_3):ácido perclórico ($HClO_4$) 17:1 y 5 mL de ácido clorhídrico HCl, se llevaron a sequedad (200ºC), se recuperó con 10 mL de HCl y 20 mL de agua destilada, se vació y aforó en un matraz volumétrico de 100 mL (Carrillo & González, 2006). Los metales disponibles fue con el método DTPA-TEA-$CaCl_2$ (Lindsay & Norvell, 1979).

Las plantas se dividieron en raíz y parte aérea, cada parte, se lavó con agua potable hasta eliminar toda la tierra, se sumergió en agua potable y en agua destilada durante 10 minutos en cada una y en HCl al 10% durante 5 minutos, se enjuagó con agua destilada, se secó en una estufa a 60 °C durante 7 días (Ray & Owen, 1988). Después se molieron y se procedió a una digestion ácida en parrilla térmica del polvo resultante, para ello, se pesó 1g de muestra seca, se le adicionaron 10 mL de HNO_3:$HClO_4$ 17:1 y 3 mL de HCl, se llevaron a sequedad (200ºC aprox), la muestra se recuperó con 10 mL de HCl y 20 mL de agua destilada, se vació y se aforó en un matraz volumétrico de 100 mL (Ray & Owen, 1988; de la O, et al., 2013).

Las concentraciones de metales totales y disponibles en suelos y en plantas, se determinaron por espectrometría de absorción atómica de flama en un equipo Perkin Elmer PinAcle 900F. Se usaron las longitudes de onda: Fe 372.00 (bajas concentraciones) y 305.91 (altas concentraciones), Zn 213.86, Cu 324.75, Pb 283.31 y Ni 232.00 (Soon, 1988; Hanlon, 1998).

2.5. Cálculo de factores de bioacumulación de los metales

Los factores de bioacumulación son el factor de bioconcentración (FBC) y el de translocación (FT). El FBC es la relación de la concentración de metales disponibles en el suelo entre la concentración en la parte aérea de la planta. El FT es la relación de la concentración de metales en la parte aérea respecto a la concentración en la raíz. Si el valor del FT es < 1, la mayor parte del contaminante se acumula en la raíz y no se mueve hacia la parte aérea (transloca), en este caso la planta es exclusora. Si el FBC y el FT son > 1, la planta se clasifica como acumuladora. Si el FBC y FT son < 1, la planta se clasifica como exclusora (González, et al., 2017a). Para determinar si una planta es hiperacumuladora se tomó en cuenta la concentración de los metales en la parte aérea y los criterios propuestos por Baker & Brooks, (1989) y van der Ent, et al., (2013).

2.6. Potencial de fitorremediación de las especies recolectadas

Para seleccionar las plantas con potencial de fitorremediación, se consideraron los siguientes criterios: a) Origen geográfico: especies nativas y/o endémicas, ya que estas se encuentran adaptadas a las condiciones climáticas del lugar, a las características del sustrato y a la mezcla específica de contaminantes en el sitio; b) Uso: especies ornamentales, ya que con éstas no se corre el riesgo de acumulación de contaminantes en la cadena trófica, como ocurre con las comestibles, melíferas, forrajeras y medicinales; c) Ciclo de vida: tanto plantas anuales como perennes son de gran utilidad para revegetar, porque proporcionan una cubierta de protección al suelo, al permanecen todo el año (anuales) o vivir más de dos años (perennes). En las estructuras subterráneas como raíces y rizomas engrosados, sirven de almacenamiento de metales. Las perennes, son normalmente mejores competidores que las anuales, especialmente en condiciones de cultivo pobres. Esto se debe a que poseen un mayor sistema radicular que puede acceder al agua y a los nutrientes del subsuelo con más facilidad; d) Bioacumulación de metales: especies que bioconcentran y acumulan los metales en la raíz (fitoestabilizadoras) y las que bioconcentran y translocan a los metales (fitoextractoras).

2.7. Análisis estadístico

Se realizó la prueba de Shapiro Wilks para determinar la normalidad y homogeneidad de los datos. Se realizaron pruebas de varianza a las propiedades fisicoquímicas de los suelos y la concentración de metales totales y disponibles, entre las zonas de estudio: ANOVA (variables con homogeneidad y distribución normal). Se aplicó la prueba post hoc de Tukey para determinar diferencias significativas entre grupos. Kruskal Wallis (variables no homogéneas y sin distribución normal. Se aplicó la prueba post hoc U de Mann Whithney para determinar diferencias significativas entre grupos Se hicieron correlaciones entre la concentración total y disponible de metales en suelos con respecto a la concentración de metales en raíces y parte aérea de las plantas colectadas, mediante las pruebas de: Pearson (variables con distribución normal), Riho Spearman (variables sin distribución normal). Todos los datos se procesaron en el software estadístico SPSS Stadistics ®.

CAPITULO 3

RESULTADOS Y DISCUSIÓN



Planta concentradora "La Guitarra", Temascaltepec, Estado de México

3.1. Muestreo

Se obtuvieron 33 muestras de plantas y 22 de suelo asociado a las mismas, en 14 sitios de muestreo, que se dividieron en 3 en tres zonas de estudio (Figuara 5). A la zona 1 pertenecen los sitios dentro de las presas de jales (1 al 4 y el 8), a la zona 2 alrededor de las presas, donde, los jales estaban enriquecidos con suelo vegetal (5 al 7) y a la zona 3 fuera de las presas de jales, pricipalmente en suelo vegetal (9 al 14).

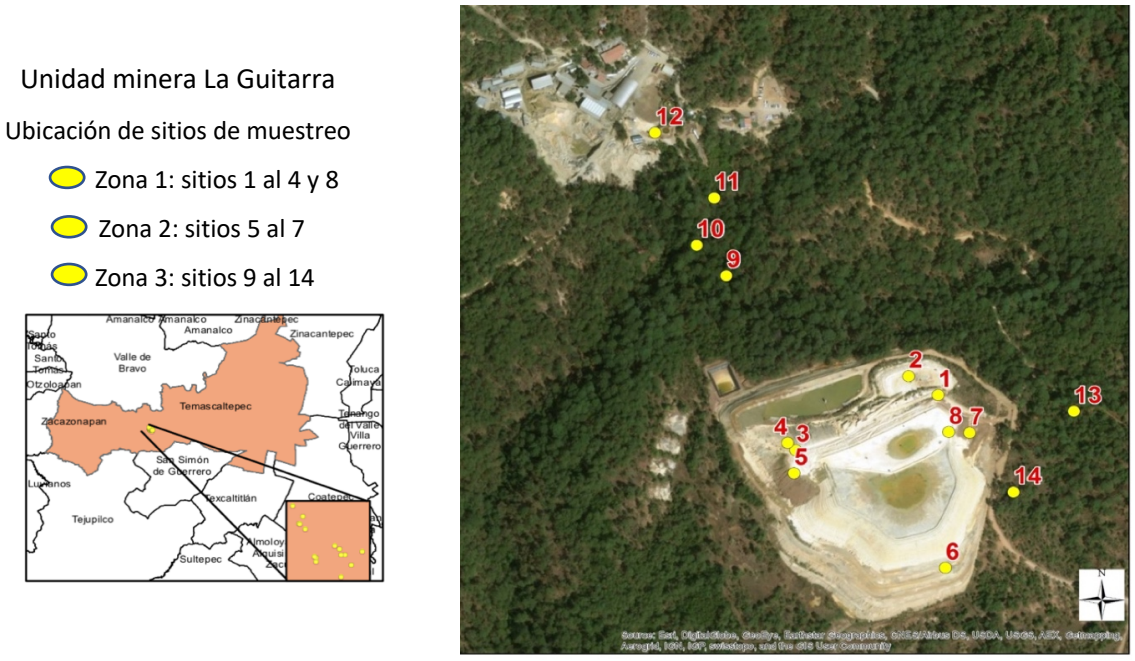


Figura 5. Mapa de muestreo, unidad minera “La Guitarra”

3.2. Clasificación taxonómica de las plantas recolectadas

Las plantas recolectadas pertenecen a 10 especies, 9 géneros y 7 familias (Tabla 4). *C. pumila y R.communis* han sido reportadas en estudios similares en México (Sánchez, et al., 2017; Noriega, et al., 2016b) y en China (Liu, et al., 2008). *C. selloana* se ha usado para revegetar depósitos de jales en Australia (Paul, et al., 2018).

Tabla 4. Clasificación taxonómica de plantas colectadas

Zona	ID	Nombre científico	Familia	Nombre común
1, 2 y 3	E1	*Cortaderia selloana* (J.A. Schultes & J.H. Schultes) Asch & Graebn.	*Poaceae*	Pasto de pampas
2 y 3	E2	*Solanum marginatum* L. f.	*Solanaceae*	Sosa
2 y 3	E3	*Pteridium feei* (W.Schaffn. ex Fée) Faull	*Dennstaedtiaceae*	Helecho
2	E4	*Crotalaria pumila* (Ort.)	*Fabaceae*	Tronadora
2	E5	*Ricinus communis* L.	*Euphorbiaceae*	Ricino, Higuerilla
2	E6	*Phytolacca icosandra* L.	*Phytolaccaieae*	Jaboncillo
2 y 3	E7	*Tagetes lucida* Cav.	*Asteraceae*	Pericón
2	E8	*Tagetes triradiata* Greenm.	*Asteraceae*	Cempoalillo
2	E9	*Paspalum urvillei* Steud.	*Poaceae*	Pasto macho
2 y 3	E10	*Verbesina fastigiata* B.L. Rob. & Greem	*Asteraceae*	Árnica de la costa

Las plantas de la especie *C. selloana* se recolectaron en las tres zonas de estudio, las plantas de las especies *S. marginatum, P. feei, T. lucida, y V. fastigiata* en las zonas 2 y 3 y plantas de las especies *C. pumila, R. communis, P. icosandra T. triradiata* y *P. urvillei* solamente en la zona 2. En la zona 2 los jales estaban enriquecidos con suelo vegetal, lo que evidentemente permitió el establecimiento de mayor cantidad de especies. Colocar suelo fértil sobre residuos mineros es una práctica común en procesos de remediación o fitorremediación de suelos contaminados (Carrillo, et al., 2017b; Lottermoser, 2010).



Imagen 1. *Cortaderia selloana* (J.A. Schultes & J.H. Schultes) Asch & Graebn.



Imagen 2. *Solanum marginatum* L. f.



Imagen 3. *Pteridium feei* (W.Schaffn. ex Fée) Faull



Imagen 4. Crotalaria pumila (Ort.)



Imagen 5. *Ricinus communis* L.



Imagen 6. *Phytolacca icosandra* L.



Imagen 7. *Tagetes lucida* Cav.



Imagen 8. *Tagetes triradiata* Greenm.



Imagen 9. *Paspalum urvillei* Steud



Imagen 10. *Verbesina fastigiata* B.L. Rob. & Greem

3.3. Características fisicoquímicas de los suelos asociados a las plantas

En las tres zonas de estudio predominó la textura franco arenosa, especialmente en la zona 1 (56% de los puntos muestreados), donde, el porcentaje de arcilla fue muy bajo o inexistente, ya se ha reportado que texturas con mayor contenido de arena que limo y libres de arcilla son representativas de jales (Franco, et al., 2010; Kossoff, et al., 2014). En la zona 2 se obtuvieron más suelos con textura arcillosa (33%) que en las zonas 1 (0%) y 3 (14%), gracias a la cobetura de suelo vegetal y en la zona 3 más suelos con textura franco arcillosa (29%) que en las zonas 1 (0%) y 2 (17%) (Tabla 5).

Debido al alto contenido de arena en la zona 1, es muy probable que sea menor la capacidad para retener agua y nutrientes y baje la fertilidad del suelo (Sheoran, et al., 2010) en comparación con suelos de textura arcillosa o franco arcillosa de las zonas 2 y 3 respectivamente. *C. Selloana* fue la única especie que se obtuvo en suelos con alto contenido de arena, cabe mencionar que su tolerancia a suelos arenosos ya ha sido documentada (Vibrans, 2009).

Existe relación entre la clase textural y la D_{ap} (Kossoff, et al., 2014). En este estudio la D_{ap} fue mayor en suelos de textura gruesa (zona 1: 1.39 g/mL promedio) que en los de textura fina (zona 2: 1.15g/mL promedio y zona 3: 1.21 g/mL) (Tabla 5). Debido a que suelos con D_{ap} alta regularmente presentan baja fertilidad, Lottermoser, (2010) recomienda la introducción de MO para bajar la D_{ap}. El contenido apropiado de MO en un suelo fértil es de 5% aproximadamente (Sheoran, et al., 2010).

Tabla 5. Propiedades fisicoquímicas de los suelos

Zona	Punto de muestreo	Arena	Limo[b]	Arcilla[a,b]	Clase textural[b]	pH[b]	CE	Dap[a,b]	CIC	MO[c,d]
		%	%	%			ds/m	g/ml	Cmol/kg	%
1	1	83	17	0	Areno francoso	4.18	0.44	1.36	18.8	0.0
	1.1	80	20	0	Areno francoso	4.26	0.52	1.48	20	0.0
	2	55	41	3	Franco arenoso	2.96	2.18	1.29	37.5	0.0
	2.1	66	34	0	Franco arenoso	3.76	0.42	1.38	25	0.0
	3	58	40	2	Franco arenoso	4.13	0.45	1.38	25	0.0
	3.1	44	50	6	Franco limoso	4.14	0.39	1.38	28.8	0.0
	3.2	64	34	2	Franco arenoso	3.81	0.49	1.45	30	0.0
	4	52	45	3	Franco arenoso	2.96	4.37	1.33	28.8	0.1
	8	77	23	0	Areno francoso	2.68	6.59	1.45	20	0.0
2	5	39	23	37	Franco arcilloso	4.42	0.75	1.14	36.3	0.1
	5.1	30	25	45	Arcilloso	4.38	1.06	1.00	25	0.0
	5.2	64	19	16	Franco arenoso	4.04	2.41	1.11	18.8	0.4
	6	32	23	45	Arcillosa	4.13	1.38	1.13	27.5	0.8
	7	63	36	1	Franco arenoso	3.77	0.45	1.43	18.8	0.0
	7.1	71	26	3	Franco arenoso	3.77	1.37	1.11	25	0.7
3	9	45	16	39	Franco arcilloso	4.48	0.58	1.14	28.8	2.2
	10	67	18	15	Franco arenoso	5.23	0.26	1.43	27.5	2.2
	11	86	12	2	Arenosa	4.73	1.65	1.33	15	2.5
	12	66	18	16	Franco arenoso	4.42	2.34	1.25	28.8	1.4
	12.1	70	18	12	Franco arenoso	3.13	8.74	1.36	16.3	0.7
	13	40	26	34	Franco arcilloso	4.53	0.50	1.03	28.8	3.0
	14	30	24	46	Arcillosa	4.39	0.37	0.95	25	5.6

CE: conductividad eléctrica, Dap: densidad aparente, CIC: capacidad de intercambio catiónico, MO: materia orgánica

[a] Diferencia significativa ($p < 0.05$) entre zona 1 y 2, [b] Diferencia significativa ($p < 0.05$) entre zona 1 y 3, [c] Diferencia significativa ($p < 0.05$) entre zona 2 y 3, [d] Diferencia significativa ($p < 0.001$) entre zona 1 y 3

El pH de los suelos en las tres zonas de estudio fue fuertemente ácido (pH < 5), solo en un punto en la zona 3 fue moderadamente ácido (5.1 – 6.5) (SEMARNAT, 2000). Los valores de pH en la zona 1 presentaron un rango de 2.68 a 4.26, los puntos 4 y 8 (sin vegetación) fueron los más ácidos (Tabla 5). Es recomendable aplicar enmiendas para alcalinizar los jales y no afectar el establecimiento de vegetación, como en el trabajo de Carrillo, et al., (2017a), donde evaluaron la aplicación de cinco enmiendas de cal, sobre la disponibilidad de Cd, Cu, Zn y Pb, en un residuo ácido de mina y observaron una reducción de la

concentración disponible de estos elementos, con excepción del Pb a altas concentraciones y aumentaron el pH del residuo de 2.7 a un valor máximo de 7.9.

En la zona 1 el 67% de los puntos muestreados presentaron valores de CE que corresponden a suelos despreciablemente salinos (CE < 1 dS/m), 11% moderamente salinos (CE: 2.1-8 dS/m), y los puntos 4 y 8 (sin vegetación; 22%) salinos (CE: 4.1-8 dS/m). En la zona 2 la CE de 33% de los puntos muestreados corresponde a suelos despreciablemente salinos, 50% a suelos ligeramente salinos y 17% a suelos moderadamente salinos. En la zona 3 por los valores de CE que se obtuvieron 58% de los suelos muestreados se clasifican como suelos despreciablemente salinos, 14% muy ligeramente salinos, 14% moderadamente salinos y 14% fuertemente salinos (CE: 4.1-8 dS/m; punto 12.1, el suelo en este punto se genera a partir de un sistema de tratamiento de agua de mina) (Tabla 5) (SEMARNAT, 2000). Altos valores de salinidad afectan negativamente el establecimiento de las plantas (Sheoran, et al., 2010).

En las tres zonas de estudio la CIC de los suelos muestreados fue de media (CIC: 15-25 Cmol/Kg) a alta (CIC: 25-40 Cmol/Kg) por lo que, se verá favorecido el intercambio de nutrientes (cationes) de estos con las plantas (Conesa, et al., 2006; SEMARNAT, 2000) (Tabla 5).

3.4. Concentración total y disponible de metales en suelos

Las concentraciones totales de Pb, Ag y Ni, en todos los sustratos, en las tres zonas de estudio, no excedieron los criterios de remediación para suelos agrícolas e industriales que establece la legislación mexicana (Tablas 6 y 7). En México el Zn y Cu no se encuentran regulados como en otros países (He, et al., 2015), a pesar de que a altas concentraciones pueden representar un problema para el ecosistema (Kabata, 2011). En los suelos analizados las concentraciones totales de Cu están en los límites permitidos en los países que se mencionan en la Tabla 7 y las concentraciones totales de Zn rebasan la regulación establecida en Australia en los puntos 11 y 12, en la zona 3.

Kabata, (2011) ha documentado concentraciones totales de metales en suelos agrícolas, que oscilan entre 60 y 220 mg/Kg para Zn, 14 a 109 mg/Kg para Cu, 15 a 25 mg/Kg para Pb, 0.05 a 0.13 mg/Kg para Ag y 13 a 37mg/Kg para Ni, comparandolas con las que se obtuvieron en los suelos analizados, se puede ver que las de Zn, Cu, y Ni fueron similares, mientras que las de Pb y Ag fueron superiores. Lo que significa que las plantas asociadas a estos suelos son tolerantes a altas concentraciones de Pb y Ag, y pueden ser consideradas metalófitas facultativas (Paul, et al., 2018).

Las concentraciones disponibles de Fe y Zn en los suelos de las tres zonas de estudio fueron considerablemente superiores a los niveles recomendados por la legislación mexicana (Tabla 6 y 7), las de Cu ligeramente más altas, las de Ni inferiores y el contenido de Pb solamente en el punto 12 fue superior al límite recomendado. La absorción de metales en las plantas está influenciada por su fracción disponible más que por la cantidad

total en el suelo (Vamerali, et al., 2010), sin embargo, en el presente estudio no hubo correlación entre la concentración disponible de metales en el suelo con respecto a la concentración total de metales en la parte aérea de las plantas. Por lo tanto es posible que las características fisicoquímicas de los suelos del área de estudio sean las que esten afectando negativamente el establecimiento y desarrollo de las plantas.

Tabla 6. Concentración total y disponible de metales en suelos

Descripción			Metales totales						Metales disponibles					
Zona	Sitio	Punto de muestreo	Fe	Zn	Cu	Pb	Ag	Ni	Fe	Zn	Cu	Pb	Ag	Ni
			mg/Kg											
1	1	1	3339.94	106.66	15.34	143.15	19.76	4.13	31.83	7.44	0.55	0.36	ND	0.07
		1.1	4710.66	104.26	16.27	118.58	12.37	3.45	54.05	9.68	0.56	1.15	ND	0.1
	2	2	8272.95	98.68	14.81	126.34	10.46	3.58	264.55	36.56	1.69	0.29	ND	0.34
		2.1	6030.19	132.2	11.08	144.99	17.44	3.65	104.08	4.17	0.24	0.36	ND	0.11
		3	6521.09	108.76	20.45	113.88	13.04	3.72	71.99	13.51	0.53	0.32	ND	0.10
	3	3.1	6426.95	104.62	21.89	112.23	18.34	4.15	53.11	5.97	0.76	0.37	ND	0.07
		3.2	7180.33	83.27	32.05	122.95	15.68	5.28	98.00	6.61	1.71	0.34	ND	0.21
	4	4	9688.02	151.76	39.5	277.05	29.44	6.59	117.28	24.33	4.18	4.71	ND	1.24
	8	8	10195.54	122.19	48.24	267.76	7.69	6.55	241.97	13.14	2.63	5.75	ND	0.95
2	5	5	30072.59	109.17	28.13	72.39	2.01	55.47	22.08	4.26	0.57	2.07	ND	0.21
		5.1	46741.29	116.01	49.36	58.67	5.22	109.43	16.78	2.92	0.52	1.7	ND	0.16
		5.2	41220.66	192.49	58.52	60.86	3.45	84.71	15.62	8.62	0.47	1.27	ND	0.23
	6	6	44464.7	101.96	41.51	60.9	8.01	69.09	25.03	2.9	0.62	1.22	ND	0.65
	7	7	4871.8	60.15	16.52	57.11	11.61	8.88	53.53	2.76	0.29	0.51	ND	0.15
		7.1	34723.47	178.99	38.39	91.73	39.3	82.22	47.95	9.88	0.87	1.39	ND	0.61
3	9	9	29488.44	77.49	42.99	75.01	1.62	26.21	112.47	7.29	1.82	8.25	ND	0.93
	10	10	13038.26	68.98	34.96	31.5	0.95	13.89	87.78	2.33	1.18	2.22	ND	0.41
	11	11	16469.36	349.37	74.18	187.64	9.15	31.61	82.03	60.75	6.63	19.75	ND	0.99
	12	12	17292.02	213.21	76.32	184.26	1.9	10.3	42.72	13.52	4.03	74.78	ND	0.46
		12.1	22962.72	127.88	36.64	175.41	7.43	6.37	183.8	16.53	1.15	0.51	ND	0.33
	13	13	49365.1	45.58	26.77	40.41	0.28	52.51	60.42	1.40	0.32	0.84	ND	1.68
	14	14	26747.08	48.04	35.38	37.07	0.51	64.39	10.96	0.76	0.38	0.77	ND	0.58

ND: no detectado

Tabla 7. Concentraciones permisibles de metales en suelos agrícolas

Descripción		Fe	Zn	Cu	Pb	Ag	Ni
		Concentraciones totales mg/Kg					
Límites permisibles	[a]México	-			400	390	1600
	[b]EUA	-	1100	270	200	-	72
	[b]Canada	-	500	150	200	-	100
	[b]China	-	200-300	50-200	80	-	40-60
	[b]Australia	-	200	100	300	-	60
	[b]Alemania	-	600	200	1000	-	200
		Concentraciones disponibles mg/Kg					
[c]Limites adecuados para suelos agrícolas en México		>4.5	>1.0	>0.2	35	-	50

[a](SEMARNAT, 2007), [b](He, et al., 2015), [c](SEMARNAT, 2000)

Las concentraciones totales de Pb en los suelos fueron significativamente diferentes $p < 0.05$ entre las zonas 1 y 3 (zona 1= 158.5 y zona 3= 104.5 mg/Kg promedio). Las concentraciones totales de Ag presentaron diferencias significativas $p < 0.05$, $p < 0.001$ entre las zonas 1 y 2 y 1 y 3 respectivamente (zona 1=16, zona 2=11.6 y zona 3=3.1mg/Kg promedio) (Figura 6). Es probable que los altos contenidos de Pb y Ag en zona 1 sean producto de la mineralogía del yacimiento y del proceso de beneficio, que favorecen su presencia en los jales (Espinosa, et al., 2010).

Las concentraciones totales de Ni presentaron diferencias significativas $p < 0.05$, $p < 0.001$ entre las zonas 2 y 3 y 1 y 2 respectivamente (zona 1= 4.6, zona 2=68.3 y zona 3= 29.3 mg/Kg promedio) (Figura 6). La mayor concentración de Ni en la zona 2 se debe a la presencia de suelo vegetal, el cual tiene mayor contenido de este metal que los jales (Tabla 6). Los suelos en todo el mundo contienen Ni en un rango muy amplio, Kabata, (2011) a partir de una revisión (suelos de 5 paises) informó un rango medio de 13 a 37 mg/kg. En este estudio se encontró una ligera correlación positiva y significativa entre la cantidad total y disponible de Ni en los suelos recolectados ($R=0.475$; $p <0.05$).

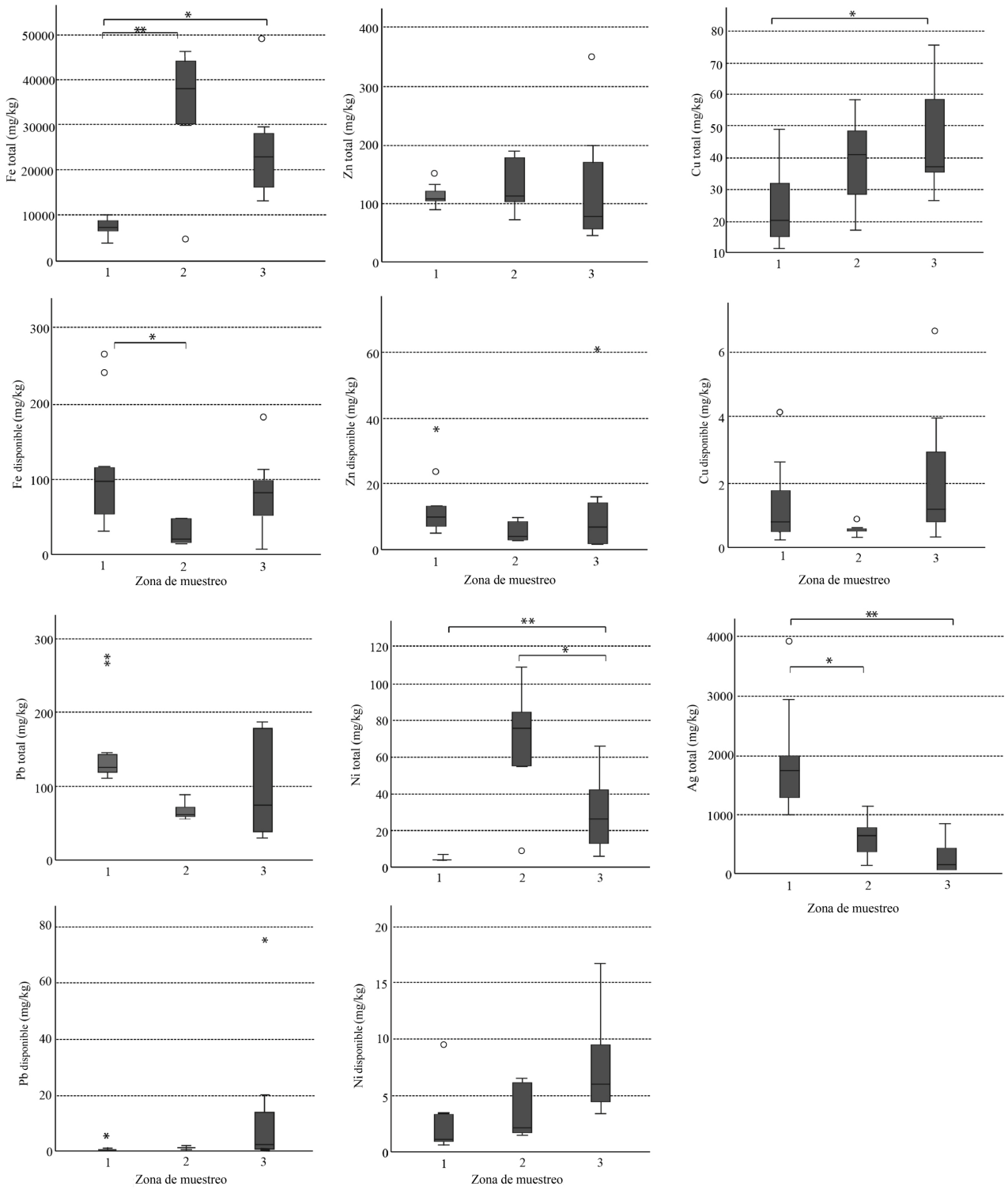


Figura 6. Concentración total y disponible de metales en suelo, por zona

Diferencia significativa entre grupos *(p <0.05) ** (p <0.001)

También hubo correlación positiva y significativa (R= 0.667; $p < 0.05$), entre las concentraciones totales y disponibles de Zn. No hubo diferencias significativas con respecto a las concentraciones totales Zn entre las zonas de estudio. Las concentraciones totales de Cu fueron significativamente diferentes entre las zonas 1 y 3 ($p < 0.05$) (zona 1= 24.4 y zona 3= 46.7 mg/Kg promedio) (Figura 6). En la Tabla 6 se observa que el Cu regularmente se encuentra en mayor concentración en suelo vegetal que en los residuos mineros. Hubo correlación positiva y significativa entre el Cu total y el disponible (R= 0.492; $p < 0.05$).

Las concentraciones totales de Fe presentaron diferencias significativas entre las zonas 1 y 3 ($p < 0.05$) y entre las zonas 1 y 2 ($p < 0.001$) (zona 1= 6929.5, zona 2 = 33682.4 y zona 3= 25051.9 mg/Kg promedio). Las concentraciones disponibles de Fe presentaron diferencias significativas entre las zonas 1 y 2 ($p < 0.05$) (zona 1= 115.2, zona 2 = 30.2 mg/Kg promedio) (Figura 6). La mayor disponibilidad de Fe en la zona 1, se puede atribuir a la presencia de pirita (FeS_2) en las presas de jales que al quedar expuesta y bajo condiciones de intemperismo natural, tiende a oxidarse rápidamente y solubilizarse, favoreciendo la disponibilidad del Fe (Espinoza, et al., 2016).

3.5. CONCENTRACIÓN DE METALES Y FACTORES DE BIOACUMULACIÓN EN PLANTAS

En la tabla 8, se muestran las concentraciones de metales en las plantas (parte aérea y en la raíz). Se observa que el Fe fue el metal que se presentó en mayor concentración, principalmente en *P. urvillei* (punto 5, zona 2) y *S. marginatum* (punto 12.1, zona 3 y punto 5, zona 2) en parte aérea, *S. marginatum* (punto 5.1, zona 2) y *C. selloana* (punto 12, zona 3) en raíz. Seguidas de Zn, Pb y Ni, siendo las especies *P. icosandra*, (punto 6, zona 2), *C. selloana* (punto 1.1, zona 1) y *P. urvillei* (punto 5.2, zona 2) las que presentaron los valores más elevados de estos metales en la parte aérea, *P. urvillei* (punto 5, zona 2), *C. selloana* (punto 12, zona 3) *y V. fastigiata* (punto 14 zona 3) las que presentaron las concentraciones más altas en raíz, respectivamente.

Con base en los criterios que se muestran en la Tabla 9, en este estudio ninguna planta mostró ser hiperacumuladora de los metales analizados, sin embargo, Liu, et al., (2008) recolectaron plantas de la especie *R. communis* en un cultivo cercano a una mina de Pb en China y la reportaron como hiperacumuladora, ya que presentó una concentración de 2029mg/kg de Pb en parte aérea. Cabe mencionar que la tolerancia de las plantas a algunos metales se ha relacionado principalmente con un mecanismo de desintoxicación y homeostasis, el cual se puede llevar a cabo por compartimentación o secuestro en vacuolas y/o en las paredes celulares del metal en las plantas (Vamerali, et al., 2010).

Las especies que acumularon metales en la parte aérea en concentraciones superiores a las reportadas como tóxicas fueron: *S. marginatum* y *C. pumila*, para Zn, Cu, Pb y Ni, *P.*

icosandra para Zn y Ag, *P. urvillei* para Zn y Ni, *T. lucida* para Cu, *R. communis* para Zn y *C. selloana* para Pb (Tablas 8 y 9). Además las concentraciones de Fe en la parte aérea de *P. urvillei*, planta forrajera, excedieron el requerimiento nutricional de los animales de pastoreo, que generalmente se cumple en el rango de concentración de 50 a 100 mg/kg de Fe en forraje (Kabata, 2011).

Tabla 8. Concentración de metales en parte aérea y raíces de las plantas

Punto de muestreo	Especie	Parte aérea						Raíces					
		Fe	Zn	Cu	Pb	Ni	Ag	Fe	Zn	Cu	Pb	Ni	Ag
		mg/kg peso seco											
1	E1	116.0	47.5	2.6	12.5	3.2	0.4	435.6	119.1	4.1	30.1	6.7	2.3
1.1	E1	225.0	67.6	5.0	119.9	8.7	0.9	280.5	66.2	4.0	11.9	8.5	1.1
2	E1	225.5	33.3	3.0	9.6	3.8	0.6	231.3	103.7	3.1	14.8	3.2	0.7
2.1	E1	134.3	36.7	3.4	7.0	4.3	0.2	295.2	30.9	4.2	8.7	6.2	1.0
3	E1	89.8	48.9	3.5	32.9	2.7	0.4	134.1	140.9	8.7	5.5	2.6	1.2
3.1	E1	104.3	55.1	4.7	31.8	2.6	0.7	486.6	55.1	2.7	14.3	6.3	2.5
3.2	E1	112.3	55.9	2.4	4.0	5.4	0.4	201.0	49.5	3.9	8.0	7.4	1.3
5	E1	108.4	25.3	3.0	42.1	2.6	0.1	273.6	143.4	3.6	5.5	2.7	0.5
5.2	E1	138.0	54.2	3.0	10.2	6.2	0.3	153.9	17.2	3.0	9.6	3.0	0.6
7	E1	324.3	58.0	3.3	6.0	6.3	0.8	248.0	65.8	3.3	10.2	2.9	0.9
11	E1	99.1	34.1	4.0	5.6	3.2	0.4	855.2	121.5	7.9	10.8	4.6	4.4
12	E1	284.0	34.8	14.4	8.4	6.6	0.7	1032.2	219.1	8.9	35.9	9.1	1.5
5	E2	367.6	64.7	4.8	26.1	2.1	ND	98.9	25.1	4.4	4.4	1.5	0.2
5.1	E2	111.8	97.7	15.7	6.8	3.4	0.3	1309.1	207.6	17.4	29.8	7.9	1.2
10	E2	183.1	39.3	9.7	17.9	4.3	0.9	115.0	29.2	4.8	2.2	2.2	0.3
12.1	E2	543.7	255.2	29.4	41.7	7.8	1.2	491.1	216.0	25.5	50.6	6.8	0.6
13	E2	188.0	86.1	27.7	8.1	11.0	0.6	364.9	45.3	8.3	3.1	5.8	0.3
7.1	E3	83.7	23.1	4.0	4.3	1.9	0.3	229.1	65.0	5.4	7.4	3.9	1.0
14	E3	408.3	27.2	5.9	4.7	9.0	0.5	292.4	22.6	4.4	2.0	4.8	2.3
5.1	E4	457.1	270.1	28.0	64.6	10.4	1.9	125.9	51.7	6.2	4.6	4.1	ND
6	E5	265.4	116.8	11.8	4.3	5.0	0.4	367.1	104.3	5.6	12.0	8.5	0.3
6	E6	295.5	488.3	19.2	19.6	8.7	0.5	252.3	134.8	7.9	21.7	6.6	0.8
5	E7	172.3	53.9	26.6	4.9	2.9	0.2	212.5	30.3	7.3	9.7	2.2	0.1
13	E7	84.6	23.8	7.4	16.3	2.0	0.3	614.4	14.9	6.3	23.0	3.8	0.3
14	E7	80.6	14.7	3.0	19.7	3.1	0.5	392.5	21.3	9.2	4.1	4.7	2.5
6	E8	143.9	32.7	2.7	12.4	2.1	ND	209.9	22.2	2.1	9.0	1.7	0.1
5	E9	571.1	66.2	8.9	28.4	5.2	2.8	648.0	368.9	14.7	10.2	5.6	1.2
5.2	E9	279.3	116.8	11.6	9.3	11.5	0.8	367.1	126.1	10.1	11.2	7.1	1.2
7.1	E9	252.1	136.8	6.1	5.4	5.4	0.5	579.2	127.8	13.6	7.7	4.8	1.1
5	E10	170.8	35.9	7.3	13.0	2.1	0.6	117.7	13.8	4.2	5.5	1.7	1.8
9	E10	90.6	50.7	5.6	9.2	2.2	1.0	201.2	38.5	3.0	15.8	3.3	12.4
13	E10	177.0	22.7	8.8	23.0	4.1	0.4	315.4	43.2	8.8	35.4	5.6	0.9
14	E10	65.6	12.8	1.7	5.0	3.2	0.5	374.2	12.0	7.2	1.7	9.7	0.3

Tabla 9. Criterios de clasificación de plantas de acuerdo con su concentración de metales en la parte aérea

Clasificación	Zn	Cu	Pb	Ni	Ag
	mg/Kg peso seco				
[a]Hiperacumulación	10000	100	1000	1000	
[b]Hiperacumulación(Nueva propuesta)	3000	100	1000	1000	
[c]Toxica	100-400	20-100	30-300	10-100	5-10

[a] (Volke & Velasco, 2002), [b](van der Ent, et al., 2013), [c](Kabata, 2011)

Para conocer la asociacion que había entre las concentraciones de metales disponibles en el suelo con respecto a las concentraciones de metales en las plantas (raíz y parte aérea), se hizo una análisis de correlación de Sperman y solo se encontró una correlación positiva sgnificativa entre el Zn disponible en el suelo y el Zn en las raíces de las plantas ($R = 0.578$; $p < 0.001$). Este comportamiento ya ha sido reportado por Kabata, (2011) quien, a partir de una revisión mostró que las formas solubles de Zn son fácilmente disponibles para las plantas.

En la Tabla 10 se observa que el mayor número de plantas (95.8%) presentaron valores de bioconcentración >1. Los valores más altos de bioconcentracion se obtuvieron en las plantas *P. icosandra para* Zn (168.17, punto 6, zona 2) y en *C. selloana* para Pb (104.18, punto 1.1, zona 1). Los valores más altos del FT se obtuvieron para Pb en *C. pumila* (14.11, punto 5.1, zona 2), *C. selloana* (10.06, punto 1.1, zona 1) y *S. marginatum* (8.14, punto10, zona 2). El 41.4% de las plantas mostraron valores del FT > 1.

Las especies con mayor capacidad para bioconcentrar y translocar metales fueron, *C. pumila* > *P. feei* para Fe*, P. icosandra* > *C. pumilia* para Zn, *S. marginatum* > *C. pumila* para Cu, *C. Selloana* > *S. marginatum* para Pb y *C. selloana* > *C. pumila* para Ni.

Las plantas con alto FBC >1 y bajo FT <1 tienen potencial de fitoestabilización (Yoon, et al., 2006). En el presente estudio este comportmiento se observó en las plantas de *C.*

selloana y *P. urvillei* y *P. feei* para todos los metales analizados. En *R. communis* y *T. lucida* para Fe, Pb, Ni y Ag, en *T. triradiata* para Fe, Pb y Ag, en *V. fastigiata* para Fe, Ni y Ag y en *S. marginatum, C. pumila* y *P. icosandra* para Ag (Tabla 10).

Tabla 10.Factores de bioacumulación en plantas

Punto de Muestreo	Especie	Bioconcentración					Translocación					
		Fe	Zn	Cu	Pb	Ni	Fe	Zn	Cu	Pb	Ni	Ag
1	E1	3.64	6.38	4.70	34.17	47.69	0.27	0.40	0.64	0.41	0.48	0.17
1.1	E1	4.16	6.98	8.92	104.18	89.48	0.80	1.02	1.23	10.06	1.02	0.82
2	E1	0.85	0.91	1.80	32.91	11.18	0.97	0.32	0.97	0.65	1.20	0.86
2.1	E1	1.29	8.82	14.39	19.52	40.83	0.45	1.19	0.82	0.81	0.70	0.20
3	E1	1.25	3.62	6.50	102.30	27.61	0.67	0.35	0.40	5.99	1.01	0.33
3.1	E1	1.96	9.23	6.27	86.09	35.45	0.21	1.00	1.75	2.23	0.42	0.28
3.2	E1	1.15	8.47	1.39	11.62	26.31	0.56	1.13	0.60	0.50	0.74	0.31
5	E1	4.91	5.95	5.25	20.29	12.55	0.40	0.18	0.83	7.62	0.96	0.20
5.2	E1	8.84	6.29	6.42	8.01	26.79	0.90	3.15	1.01	1.06	2.10	0.50
7	E1	6.06	21.05	11.41	11.77	42.76	1.31	0.88	0.99	0.59	2.19	0.89
11	E1	1.21	0.56	0.61	0.28	3.24	0.12	0.28	0.51	0.52	0.70	0.09
12	E1	6.65	2.57	3.58	0.11	14.46	0.28	0.16	1.63	0.23	0.73	0.47
5	E2	16.65	15.20	8.27	12.61	10.27	3.72	2.57	1.08	5.95	1.44	NC
5.1	E2	6.66	33.48	30.39	4.00	21.35	0.09	0.47	0.90	0.23	0.43	0.25
10	E2	2.09	16.88	8.24	8.08	10.48	1.59	1.34	2.04	8.14	1.93	3.00
12.1	E2	2.96	15.43	25.62	81.33	23.21	1.11	1.18	1.15	0.82	1.14	2.00
13	E2	3.11	61.39	85.44	9.67	6.54	0.52	1.90	3.32	2.64	1.91	2.00
7.1	E3	1.75	2.33	4.61	3.13	3.19	0.37	0.36	0.75	0.58	0.50	0.30
14	E3	37.27	35.66	15.80	6.05	15.49	1.40	1.20	1.36	2.32	1.88	0.22
5.1	E4	27.25	92.60	54.24	37.99	65.51	3.63	5.22	4.50	14.11	2.53	NC
6	E5	10.61	40.22	18.87	3.57	7.62	0.72	1.12	2.10	0.36	0.58	1.33
6	E6	11.81	168.17	30.76	16.12	13.35	1.17	3.62	2.44	1.37	1.21	0.63
5	E7	7.81	12.67	46.23	2.34	13.78	0.81	1.78	3.66	0.50	1.33	2.00
13	E7	1.40	16.99	22.90	19.40	1.19	0.14	1.59	1.18	0.71	0.53	1.00
14	E7	7.35	19.22	7.86	25.49	5.32	0.21	0.69	0.32	4.87	0.66	0.20
6	E8	5.75	11.25	4.31	10.21	3.20	0.69	1.47	1.29	0.90	1.31	NC
5	E9	25.86	15.55	15.48	13.70	24.93	0.88	0.18	0.61	2.79	0.92	2.33
5.2	E9	17.89	13.56	24.81	7.33	49.47	0.76	0.93	1.15	0.83	1.62	0.67
7.1	E9	5.26	13.84	7.05	3.88	8.90	0.44	1.07	0.45	0.70	1.13	0.45
5	E10	7.73	8.43	12.76	6.27	10.11	1.45	2.60	1.77	2.38	1.21	0.33
9	E10	0.81	6.95	3.06	1.12	2.33	0.45	1.32	1.86	0.58	0.66	0.08
13	E10	2.93	16.21	27.16	27.33	2.41	0.56	0.53	1.00	0.65	0.73	0.44
14	E10	5.99	16.83	4.45	6.39	5.45	0.18	1.07	0.23	2.99	0.33	1.67

NC: no calculado

Cuando el FBC y el FT son > 1, la planta puede ser útil en procesos de fitoextracción (González, et al., 2017b). Las plantas que presentaron este comprtamiento fueron: *S. marginatum, C. pumila, P. icosandra, P. urvillei* y *P. feei* para Fe, Zn, Cu, Pb y Ni, *R. communis y T. lucida* para Fe, Pb, Ni y Ag, *T. triradiata* para Zn, Cu y Ni y *V. fastigiata* para Zn, cu y Pb (Tabla 10).

Las especies de las que se colectó más de un ejemplar mostraron que en un punto pueden ser exclusoras de los metales analizados y en otro ser acumuladoras (excepto para Ag), este comportamiento puede estar relacionado con la etapa de crecimiento de la planta al momento de su colecta. En un trabajo de investigación similar Franco, et al., (2010) también reportaron variación en la bioconcentración y translocación de metales en plantas de la misma especie y recomiendan al igual que van der Ent, et al., (2013) hacer pruebas de invernadero para definir con certeza estas variables.

3.6. Potencial de fitorremediación de las especies colectadas

Las especies *T. triradiata y V. fastigiata* son potencialmente útiles para fitorremediar el aérea de interés, por ser plantas nativas, ornamentales y perenes. *T. triradiata* mostró que puede bioconcentrar en la raíz Fe, Pb y Ag además de bioconcentrar y translocar Zn, Cu y Ni. *V. fastigiata puede* bioconcentra en la raíz Fe, Ni y Ag, además de bioconcentra y translocar Zn, Cu y Pb (Tabla 11).

Tabla 11. Características de las especies estudiadas y su potencial de fitorremediación

Especie	Origen	Uso	Ciclo de vida	Acumuladora	Exclusora	Potencial de fitorremediación
C. selloana	Introducida (invasiva)	Ornato	Perene		Fe, Zn, Cu, Pb, Ni, Ag	No (Invasiva)
S. marginatum	Exótica	Medicinal	Perene	Fe, Zn, Cu, Pb, Ni	Ag	No (Exótica medicinal)
P. feei	Nativa	Medicinal	Perene	Fe, Zn, Cu, Pb, Ni	Fe, Zn, Cu, Pb, Ni, Ag	No (Medicinal)
C. pumila	Nativa	Comestible	Perene	Fe, Zn, Cu,Pb, Ni	Ag	No (Comestible)
R. communis	Exótica	Medicinal	Perene	Zn, Cu	Fe, Pb, Ni, Ag	No (Comestible, medicinal)
P. icosandra	Nativa	Medicinal	Perene	Fe, Zn, Cu, Pb, Ni	Ag	No (Medicinal)
T. lucida	Nativa	Medicinal	Perene	Zn, Cu	Fe, Pb, Ni, Ag	No (Medicinal)
T. triradiata	Nativa	Ornato	Anual	Zn, Cu, Ni	Fe, Pb, Ag	Si
P. urvillei	Exótica	Forrajera	Perene		Fe, Zn, Cu, Pb, Ni, Ag	No (Exótica)
V. fastigiata	Nativa	Ninguno reportado	Perene	Zn, Cu, Pb	Fe, Ni, Ag	Si

CAPITULO 4

CONCLUSIONES



Presa de jales 2 "La Guitarra", Temascaltepec, Estado de México

Actualmente en México, cuando una presa de jales llega al límite máximo de su capacidad o queda inactiva debe ser restaurada actuando dentro del marco legislativo en materia, que generalmente tiene como objetivo restaurar los sitios a los ecosistemas históricos, esto implica el uso de plantas nativas, técnicas de mejora de suelo o rediseño de paisajes.

Las características fisicoquímicas de los jales de la unidad minera "La Guitarra" como, el tamaño de partícula, la textura, la D_{ap}, el contenido de MO y el pH, limitan el establecimiento y desarrollo de vegetación, de hecho solo han permitido la fijación de plantas de la especie *C. Selloana* dentro de las presas, por lo tanto, se recomienda colocar suelo vegetal de la zona sobre los jales para lograr la fijación de otras especies vegetales.

Las concentraciones totales de los metales Pb, Ag y Ni, en todos los sustratos asociados a las plantas, en las tres zonas de estudio, no excedieron los criterios de remediación para suelos agrícolas e industriales que establece la NOM-147-SEMARNAT-2004 (SEMARNAT, 2007). Cabe mencionar que en el presente estudio solo se analizaron tres de los doce elementos tóxicos que plantea esta norma, por lo que, se recomienda determinar la concentración de los elementos que faltaron. Las concentraciones disponibles de Fe, Zn, Cu, Pb y Ni cumplen con los límites sugeridos en la NOM-021-RECNAT-2000 para suelos agrícolas. Sin embargo, se sugiere monitorear constantemente estas concentraciones ya que especificamente en el área de jales es probable que con el tiempo y bajo condiciones de intemperismo aumente la disponibilidad, movilidad y toxicidad de los metales contenidos.

Las especies con mayor capacidad para bioconcentrar y translocar metales fueron: *C. pumilia* > *P. feei* para Fe, *P. icosandra* > *C. pumilia* para Zn, *S. marginatum* > *C. pumilia* para Cu, *C. Selloana* > *S. marginatum* para Pb y *C. selloana* > *C. pumilia* para Ni. Algunas

acumularon metales en la parte aérea en concentraciones superiores a las tóxicas. *S. marginatum* y *C. pumilia*, Zn, Cu, Pb y Ni, *P. icosandra* Zn y Ag, *P. urvillei* Zn y Ni, *T. lucida* Cu, *R. comunnis* Zn y C. selloana Pb. No hubo especies hiperacumuladoras.

De las 10 especies coelctadas, por su origen geográfico, usos y tendencia para translocar y bioconcentrar los metales disponibles en el suelo Pb, Ni, Ag, Zn, Cu, y Fe, las que presentaron mayor potencial fueron *T. triradiata y V. fastigiata*, ya que, ambas son nativas, la primera es una planta de ornato y la segunda no tiene usos reportados. *T. triradiata* mostró que puede bioconcentrar en la raíz Fe, Pb y Ag además de bioconcentrar y translocar Zn, Cu y Ni. *V. fastigiata puede* bioconcentra en la raíz Fe, Ni y Ag, además de bioconcentra y translocar Zn, Cu y Pb. Por lo tanto, se recomienda usar plantas de la especies *T. triradiata y V. fastigiata* para revegetar las presas de jales.

CAPITULO 5

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN



Presa de jales 2 "La Guitarra", Temascaltepec, Estado de México

---------- Forwarded message ---------
De: **Bioresource Technology** <eesserver@eesmail.elsevier.com>
Date: vie., 31 ene. 2020 a las 14:02
Subject: Submission Confirmation
To: <juancsm58@gmail.com>, <jcsanchezm@uaemex.mx>
Cc: <liliagh@hotmail.com>, <amayacha8789@gmail.com>, <seccum@yahoo.com.mx>, <jalopezsa@uaemex.mx>

*** Automated email sent by the system ***

Bioresource Technology
Title: The selection of plants useful for the phytoremediation of a mining waste dump in the centre of Mexico
Authors: Lilia Garduño Hernández, MSc; Juan Carlos Sanchez-Meza, Ph.D; Araceli Amaya Chávez, PhD; Rodolfo Serrato Cuevas, PhD; Jose A López Sandoval, PhD
Article Type: Original research paper

Dear Juan Carlos Sanchez,

We have received your article "The selection of plants useful for the phytoremediation of a mining waste dump in the centre of Mexico" for consideration for publication in Bioresource Technology.

Your manuscript will be given a reference number once an editor has been assigned.

To track the status of your paper, please do the following:

1. Go to this URL: https://ees.elsevier.com/bite/

2. Enter these login details:
   Your username is: juancsm58@gmail.com
   If you need to retrieve password details, please go to: http://ees.elsevier.com/BITE/automail_query.asp.

3. Click [Author Login]
This takes you to the Author Main Menu.

4. Click [Submissions Being Processed]

Thank you for submitting your work to this journal.
Please do not hesitate to contact me if you have any queries.

Kind regards,

Bioresource Technology

****
For further assistance, please visit our customer support site at http://help.elsevier.com/app/answers/list/p/7923. Here you can search for solutions on a range of topics, find answers to frequently asked questions and learn more about EES via interactive tutorials. You will also find our 24/7 support contact details should you need any further assistance from one of our customer support representatives.

Please note that the editorial process varies considerably from journal to journal. To view a sample editorial process, please click here: http://help.elsevier.com/app/answers/detail/p/7923/a_id/160

The selection of plants useful for the phytoremediation of a mining waste deposit in the centre of Mexico

Lilia Garduño Hernández[a], Juan Carlos Sánchez Meza[a], Araceli Amaya Chávez[a], Rodolfo Serrato Cuevas[b] and José Antonio López Sandoval[b]

[a]Faculty of Chemistry, Universidad Autónoma del Estado de México, Paseo Tollocan S/N, Toluca, Estado de México 50120, México.

[b]Faculty of Agricultural Sciences, Universidad Autónoma del Estado de México, Carretera Toluca-Ixtlahuaca Kilómetro 15.5, El Cerrillo, Piedras Blancas, 50200 Toluca, México.

Abstract

The present study aims to select vegetable species useful for phytoremediating waste from a silver concentrator facility in Mexico. Plants were collected from three soil types (mining waste, topsoil-enriched mining waste, and topsoil) and taxonomically identified and metal concentration of Pb, Ni, Ag, Zn, Cu, and Fe were determined in aerial part and roots of these plants. The physicochemical properties of the soils were determined, as were their metal (Pb, Ni, Ag, Zn, Cu, and Fe) concentrations, while the bioconcentration and translocation factors were also calculated. Of the ten species found, two fulfilled the criteria for selection as plants useful for the phytoremediation of the study area: *Tagetes triradiata* – a native annual ornamental plant that acts as a phytostabilizer of Fe, Pb and Ag and as a phytoextractor of Zn, Cu and Ni; and, *Verbesina fastigiata* – a native perennial plant that acts as a phytostabilizer of Fe, Ni and Ag and as a phytoextractor of Zn, Cu and Pb. In order to ensure that the species selected are able to establish themselves, the zone must be enriched with topsoil.

Key words: phytoremediation, mining waste, native plants, bioaccumulation, toxic metals

1. Introduction

Globally, metal mining is an indispensable economic activity, wherein metallic minerals, as raw materials or components of finished products, are found in goods and vital to services which are used on a daily basis to meet basic human needs. The extraction and beneficiation processes for these resources generate waste, excavated waste rock and milled ore with processing fluids (Lottermoser, 2010; Kossoff, et al., 2014), which ~~is~~ are confined in piles or dumps constructed for storage within the same mining facility.

Inactive mining waste can be considered an environmental liability (Carrillo, et al., 2017) and they contains waste metal sulphides, which are a source of metals and metalloids, mainly iron (Fe), lead (Pb), cadmium (Cd), arsenic (As), nickel (Ni), zinc (Zn) and copper (Cu) (Lottermoser, 2010). Given the absence of plant cover, the waste remains exposed to the elements and ~~is~~ are dispersed by both water and wind, contaminating the environment and damaging neighbouring communities (de la O, et al., 2013).

Some works mention that the children living in areas contaminated by mining waste, 71% have been found to present As urine levels above the value obtained in a population living with a low level of exposure (Mejía, et al., 1999). Four out of five children in populations adjacent to mining waste have been found to present Pb poisoning (Astete, et al., 2009), while Espinosa et al. (2014) found As and Pb in wild rodents and plant roots sampled in a mining district where metal concentrations exceeded the limits permitted under both Mexican and Canadian law.

In the active deposits there have been spills of large amounts of mining waste, the causes were: failures, torrential rains and earthquakes, causing significant human losses and adverse effects on the environment. (WISE, 2019). Therefore, in recent years more stringent regulations have been developed on the management of this waste (Vio & Walter, 2016),

whose production is significant in volume, compared to other industries (Venkateswarlu, et al., 2016).

Alternative measures for the control, treatment and final disposal of mining waste are available. The criteria for selecting remediation technologies are based on their long-term efficacy in achieving the following objectives: the reduction of the volume of contaminants; the reduction of the toxicity of the contaminants; cost effectiveness; and, compliance with current environmental regulations (Derakhshan, et al., 2018).

Although stripping, encapsulation, solidification-stabilization and immobilization with chemical modifications are methods used for remediating mining waste deposits, they are often costly given the high volumes to be treated, while the visual impact persists and even, in some cases, the long-term efficacy of these methods is not guaranteed (Favas, et al., 2018).

Currently, preference is given to methods that are cheaper and less harmful to the environment (Kossoff, et al., 2014). Phytoremediation techniques have emerged as an adequate alternative, the introduction of vegetation to waste deposits is not a simple process, given their physicochemical characteristics of this kind of waste. These include the presence of toxic elements (Franco, et al., 2010; Carrillo & González, 2006), high acidity and salinity, coarse particles (Noriega, et al., 2016; de la O, et al., 2013), low moisture retention, excessive compaction (Kossoff, et al., 2014), and a scarcity of nutrients and organic material (Sheoran, et al., 2010). In the majority of cases, in order for the vegetation to be able to establish itself, the characteristics of the substratum must be improved (González, et al., 2017b).

The plants of interest for use in phytorremediation and/or revegetation are either native or endemic to each mining site (Favas, et al., 2018). Research undertaken to identify

plant species that grow in soils impacted by mining activity, specifically by the waste it produces (Sánchez, et al., 2017; Majid & Ghotbi, 2012; Franco, et al., 2010; Liu, et al., 2008), have identified species tolerant to these environmental conditions and capable of accumulating or excluding the metals of interest. Such species are suggested for use in phytoremediation processes in mining areas. The aim of present study is to identify plant species useful for phytoremediating the waste generated by a silver concentrator facility.

2. Materials and methods

2.1. Study area, sampling and taxonomic identification

Sampling was carried out at the *La Guitarra* mining facility, which is dedicated to the extraction of Ag minerals and is located in the municipality of Temascaltepec, in the State of Mexico, at the central coordinates of 19º04’40" latitude North and 100º05’02" longitude East, at an altitude of 2100 m.a.s.l. (Figure 1). Samples were taken of the most abundant plants (more than ten individuals) in three types of soils: mining waste (Zone 1); topsoil-enriched mining waste (Zone 2); and, topsoil (Zone 3). Each area comprised sampling sites which, in turn, comprised sampling points (Table 2).

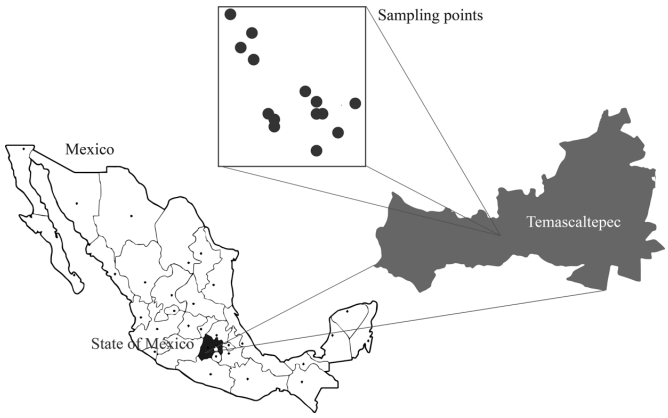


Figure 1. “La Guitarra” mine localization map and sampling points

Two complete sample copy examples (aerial parts and roots) were taken from each plant at each sampling point, one for taxonomic identification by the herbarium at the Faculty of Agricultural Sciences at the Autonomous University of the State of Mexico (CODAGEM) and the other for chemical analysis. The collection, pressing, drying, taxonomic identification (at a family, genus and species level) and mounting were all carried out in accordance with the procedure proposed by López & Rosas (2002). One-kilogram samples of soil associated with the plants of interest were taken at a depth of between 0 and 20 cm.

2.2. Determination of the physicochemical properties of soils

References to the techniques used can be found in Pansu & Gautheyrou, (2007). The texture of the soils was measured using the Bouyoucos hydrometer method, while the percentage of organic material (OM) was determined using the modified Walkley and Black method, and the cation-exchange capacity (CEC) was obtained using the barium chloride triethanolamine method. The pH and electrical conductivity (EC) levels were measured in a 1:2.5 soil-distilled water suspension, using a HACH HQ40d potentiometer, and the apparent density (AD) was determined by compaction of soil in a test tube.

2.3. Determination of metals in soils and plants

In order to analyse the total metal concentration, acid digestion was undertaken on a ceramic hot plate, wherein 8 mL nitric acid (HNO_3): perchloric acid ($HClO_4$) 17:1 and 5 mL hydrochloric acid (HCl) were added to 0.5 g of pulverised sample. The sample was then dried completely (200ºC approx.) and recovered using 10 mL HCl and 20 mL distilled water, after which it was emptied into a 100 mL volumetric flask (Carrillo & González, 2006). The extraction process used to determine the available metals in the soils was the DTPA-TEA-$CaCl_2$ method proposed by Lindsay & Norvell (1979).

The plants divided into aerial parts and roots each section was washed with potable water to remove all the earth, then they were submerged in potable and distilled water, both for ten minutes each, and in 10% HCl for five minutes. The sections were then rinsed in distilled water and dried in a ARSA AR290 oven at 60 °C for seven days (Ray & Owen, 1988) and milled in a IKA MF10BS1. The powder obtained from this process was then subject to acid digestion on a hot plate, wherein 10 mL HNO_3:$HClO_4$ 17:1 and 3 mL HCl were added to 1g of dry sample, the mixture was then dried completely (200ºC approx.), then the digested powder was recovered with 10 mL HCl and 20 mL distilled water and emptied into a 100 mL volumetric flask (Ray & Owen, 1988; de la O, et al., 2013).

The total and available metal concentrations in the soils and the metal concentrations in the plants were determined in a Perkin Elmer PinAcle 900F flame atomic absorption spectrometer. The following wavelengths were used to read the concentrations of different metals: Fe – 372.00 (low concentrations) and 305.91 (high concentrations); Zn – 213.86; Cu – 324.75; Pb – 283.31; and, Ni – 232.00 (Soon, 1988; Hanlon, 1998).

2.4. Calculation of the bioaccumulation factors of the metals

The bioaccumulation factors are the bioconcentration factor (BCF) and the translocation factor (TF), with the former indicating the ratio of the concentration of metals in soil to the concentration of metals in aerial part of the plant, while the latter indicates the ratio of the metal concentration in the aerial part of plants to the metal concentration in the roots. If the BCF and TF are > 1, the plant is classified as an accumulator, while, if the BCF and TF are < 1, the plant is classified as an excluder. A TF value of < 1 indicates that the majority of the contaminant has accumulated in the roots and does not move (translocate) toward the aerial part, thus indicating that the plant is an excluder (González, et al., 2017a). To determine whether a plant is a hyperaccumulator, the concentration of metals in the aerial part as well as the criteria proposed by Baker & Brooks (1989) and van der Ent et al. (2013) were considered.

2.5. Phytoremediation potential of the species collected

The selection of plants with phytoremediation potential was undertaken taking the following criteria into account: a) Geographical origin: native and/or endemic species (as these plants are adapted to the climatic conditions), the characteristics of the substratum, and the specific mix of contaminants at the site; b) Use: ornamental species, which they ~~are~~ not represent a ~~at~~ risk of causing an accumulation of contaminants in the food web ~~chain~~, as occurs with edible, melliferous, forage and medicinal plants; c) Life cycle: both annual and perennial plants are of great use for revegetation efforts, as they provide a protective cover for the soil for the entire year (annual plants) or do so for a life span of more than two years (perennial plants). Subterranean structures, such as roots and enlarged rhizomes, store the metals. Perennial plants are normally better competitors than annual plants, especially in poor growing conditions, due to the fact that their larger root system is able to access the water and nutrients contained in the subsoil more easily; and, d) Bioaccumulation of metals: species that bioconcentrate and accumulate metals into the roots (phytostabilizers) and those that bioconcentrate and translocate metals (phytoextractors) represent useful species to select in phytoremediation.

2.6. Statistical analysis

The Shapiro-Wilk test was undertaken to determine the normality and homogeneity of the data. The following variance tests were conducted on the physicochemical properties of the soils and the concentration of total and available metals among the study sites: ANOVA (homogeneous variables with normal distribution); the post-hoc Tukey test was applied in order to determine significant differences among groups; the Kruskal Wallis test (non-homogeneous variables without normal distribution); and, the Mann-Whitney U test was applied in order to determine significant differences among groups. Correlations were

calculated between the total and available concentration of metals in soils and the concentration of metals in the roots and aerial part of the plants collected, via the Pearson (variables with normal distribution) and Rho Spearman (variables without normal distribution) tests. All the data were processed using the SPSS Statistics ® statistical software.

3. Results and discussion

3.1. Taxonomic identification of collected species

The plants collected pertain to seven families, nine genera and ten species (Table 1). Of the species found, *C. pumilia* and *R.communis* have already been reported in similar studies conducted in both Mexico (Sánchez, et al., 2017; Noriega, et al., 2016) and China (Liu, et al., 2008). *C. selloana*, which has been used for revegetating tailings in Australia (Paul, et al., 2018), was the only species found in the three study sites, while *S. marginatum*, *P. feei*, *T. lucida* and *V. fastigiata* were found at zones 2 and 3. *C. pumilia*, *R. communis*, *P. icosandra*, *T. triradiata* and *P. urvillei* were found at Zone 2, where the waste was covered with topsoil, which is a common practice in phytoremediation processes of contaminated soils, this enabled grow a higher number of species (Carrillo, et al., 2017; Lottermoser, 2010).

3.2. Physicochemical characteristics of the soils associated with the plants of interest

The results of the physicochemical characterization of the soils are presented in Table 2. Significant differences were found among the OM content ($p < 0.001$), texture, pH and apparent density ($p < 0.05$) obtained at the study zones.

At Zone 1, a loamy sand texture predominated (66.7% of the sampling points), followed by a sandy loam texture (22.2%), while the percentage found for a clay texture was very low or non-existent. At Zone 3, loamy sand substrata predominated (42.9% of the sampling points), followed by loamy clay (28.6%), while the clay content was higher than at Zone 1. At Zone 2, 50% of the substrata presented a loamy sand texture (Table 2). It has been reported that clay-free textures with a higher sand than silt content are representative of mining wastes (Franco, et al., 2010; Kossoff, et al., 2014).

Given the high sand content at Zone 1, there is a lower water and nutrient retention capacity, and, therefore, a lower fertility level (Sheoran, et al., 2010) than the soils with a clay or loamy clay texture sampled at zones 2 and 3 (Table 2). *C. Selloana* was the only specie found in substrata with a high sand content (Zone 1), its tolerance to sandy soils has already been documented (Vibrans, 2009).

Table 1. Taxonomic classification of collected plants

Sampling zone	Code	Cientific name (Genus / species)	Family	Common name
1, 2 y 3	E1	*Cortaderia selloana* (J.A. Schultes & J.H. Schultes) Asch & Graebn.	*Poaceae*	Pasto de pampas
2 y 3	E2	*Solanum marginatum* L. f.	*Solanaceae*	Sosa
2 y 3	E3	*Pteridium feei* (W.Schaffn. ex Fée) Faull	*Dennstaedtiaceae*	Helecho
2	E4	*Crotolaria pumilia* (Ort.)	*Fabaceae*	Tronadora
2	E5	*Ricinus communis* L.	*Euphorbiaceae*	Ricino, Higuerilla
2	E6	*Phytolacca icosandra* L.	*Phytolaccaieae*	Jaboncillo
2 y 3	E7	*Tagetes lucida* Cav.	*Asteraceae*	Pericón
2	E8	*Tagetes triradiata* Greenm.	*Asteraceae*	Cempoalillo
2	E9	*Paspalum urvillei* Steud.	*Poaceae*	Pasto macho
2 y 3	E10	*Verbesina fastigiata* B.L. Rob. & Greem	*Asteraceae*	Árnica de la costa

E: species

There is a relationship between textural class and AD (Kossoff, et al., 2014). In the present study, the AD was higher in soils with a coarse texture (Zone 1: an average 1.39 g/mL) than in those with a fine texture (Zone 2: an average 1.15g/mL; and, Zone 3: an average 1.21 g/mL) (Table 2). As soils with a high AD regularly present a low level of fertility, Lottermoser (2010) recommends the introduction of OM in order to lower the AD. The appropriate OM content is approximately 5% (Sheoran, et al., 2010; SEMARNAT, 2000).

A strongly acidic pH was observed in the substrata associated with the plants sampled at all the study zones (pH < 5) (SEMARNAT, 2000). The pH values at Zone 1 ranged from 2.68 to 4.26, wherein sampling points 4 and 8 (without vegetation) were the most acidic, a characteristic which affects plant development (Table 2). Carrillo et al. (2017) evaluated the effect of the application of five lime soil conditioners on the availability of Cd, Cu, Zn and Pb in acidic mining waste, observing a reduction in the available concentration of these elements, with the exception of Pb at high concentrations. The pH of the waste increased from 2.7 to a maximum value of 7.9. Thus, in this case is important applied amendments to alkalize the mining waste.

The EC observed at sampling points 4 and 8 (without vegetation) at Zone 1 correspond to saline soils (EC: 4.1-8 dS/m), a characteristic which negatively affects the establishment of vegetation. The EC at sampling point 12.1 is characteristic of strongly saline soils (EC: 4.1-8 dS/m), with the substratum at this point generated by the mine's water treatment system (Table 2) (SEMARNAT, 2000).

At zones 1 and 2, the substrata presented CEC values that are considered both average (CEC: 15-24 Cmol/Kg) and high (CIC: 15-24 Cmol/Kg), so they will have the ability to provide nutrients to plants (Conesa, et al., 2006; SEMARNAT, 2000).

Table 2. Physicochemical properties of soils

Sampling zone	Sampling point	Sand	Silt[b]	Clay[a,b]	Textural class[b]	pH[b]	EC	AD[a,b]	CEC	OM[c,d]
		%	%	%			ds/m	g/ml	cmol/kg	%
1	1	83	17	0	Loamy sand	4.18	0.44	1.36	18.8	0.0
	1.1	80	20	0	Loamy sand	4.26	0.52	1.48	20	0.0
	2	55	41	3	Sandy loam	2.96	2.18	1.29	37.5	0.0
	2.1	66	34	0	Sandy loam	3.76	0.42	1.38	25	0.0
	3	58	40	2	Sandy loam	4.13	0.45	1.38	25	0.0
	3.1	44	50	6	Silt loam	4.14	0.39	1.38	28.8	0.0
	3.2	64	34	2	Sandy loam	3.81	0.49	1.45	30	0.0
	4	52	45	3	Sandy loam	2.96	4.37	1.33	28.8	0.1
	8	77	23	0	Loamy sand	2.68	6.59	1.45	20	0.0
2	5	39	23	37	Clay loam	4.42	0.75	1.14	36.3	0.1
	5.1	30	25	45	Clay	4.38	1.06	1.00	25	0.0
	5.2	64	19	16	Sandy loam	4.04	2.41	1.11	18.8	0.4
	6	32	23	45	Clay	4.13	1.38	1.13	27.5	0.8
	7	63	36	1	Sandy loam	3.77	0.45	1.43	18.8	0.0
	7.1	71	26	3	Sandy loam	3.77	1.37	1.11	25	0.7
3	9	45	16	39	Clay loam	4.48	0.58	1.14	28.8	2.2
	10	67	18	15	Sandy loam	5.23	0.26	1.43	27.5	2.2
	11	86	12	2	Sand	4.73	1.65	1.33	15	2.5
	12	66	18	16	Sandy loam	4.42	2.34	1.25	28.8	1.4
	12.1	70	18	12	Sandy loam	3.13	8.74	1.36	16.3	0.7
	13	40	26	34	Clay loam	4.53	0.50	1.03	28.8	3.0
	14	30	24	46	Clay	4.39	0.37	0.95	25	5.6

EC: electric conductivity, AD: apparent density, CEC: cation exchange capacity, OM: organic material

[a] Significant difference ($p < 0.05$) between area 1 and 2,

[b] Significant difference ($p < 0.05$) between area 1 and 3,

[c] Significant difference ($p < 0.05$) between area 2 and 3,

[d] Significant difference ($p < 0.001$) between area 1 and 3

3.3. Total and available concentration of metals in soils

The total concentrations of toxic metals Pb, Ag and Ni, in all the soil samples from the three study zones, did not exceed the criteria established in Mexican legislation for the remediation of soils used for agriculture and industry (Tables 3 and 4). In Mexico, Zn and Cu are not regulated as they are in other countries, despite the fact that, at high concentrations, they can be harmful to the ecosystem. For example, in the present study, Cu concentrations are at the limits permitted in the countries mentioned in Table 4, while the Zn concentrations at sampling points 11 and 12 at Zone 3 exceed only those levels set out in the Australian regulations.

Kabata (2011) has documented total metal concentrations in soils used for agriculture, which oscillate from 60 to 220 mg/Kg for Zn, 14 to 109mg/Kg for Cu, 15 to 25mg/Kg for Pb, 0.05 to 0.13mg/Kg for Ag and 13 to 37mg/Kg for Ni. It can be seen that the Zn, Cu and Ni concentrations obtained from the soils associated with the plants collected in the present study were similar to those observed by Kabata work, while the Pb and Ag concentrations were higher in the present study than those ~~she~~ reported by that work.

The available metal concentrations of Fe and Zn in the soils at the three study zones were considerably higher than the levels recommended under Mexican legislation (Tables 3 and 4), while the Cu concentrations were slightly higher and the Ni concentrations were lower, and the Pb content was higher than the recommended limit only at sampling point 12. The absorption of metals by plants is more influenced by their bioavailable fraction than by total quantity in the soil (Vamerali, et al., 2010). However, in the present study there was no correlation between the bioavailable concentration of metals in the soil and the total concentration of metals in the aerial part of the plants. Physicochemical characteristics of the soil in study area can be the determining factor in plant grow.

Table 3. Total and available concentration of metals in soils

Description			Total metals						Available metals					
Sampling			Fe	Zn	Cu	Pb	Ag	Ni	Fe	Zn	Cu	Pb	Ag	Ni
Zone	Site	Point	mg/Kg											
1	1	1	3339.94	106.66	15.34	143.15	19.76	4.13	31.83	7.44	0.55	0.36	ND	0.07
		1.1	4710.66	104.26	16.27	118.58	12.37	3.45	54.05	9.68	0.56	1.15	ND	0.1
	2	2	8272.95	98.68	14.81	126.34	10.46	3.58	264.55	36.56	1.69	0.29	ND	0.34
		2.1	6030.19	132.2	11.08	144.99	17.44	3.65	104.08	4.17	0.24	0.36	ND	0.11
		3	6521.09	108.76	20.45	113.88	13.04	3.72	71.99	13.51	0.53	0.32	ND	0.10
	3	3.1	6426.95	104.62	21.89	112.23	18.34	4.15	53.11	5.97	0.76	0.37	ND	0.07
		3.2	7180.33	83.27	32.05	122.95	15.68	5.28	98	6.61	1.71	0.34	ND	0.21
	4	4	9688.02	151.76	39.5	277.05	29.44	6.59	117.28	24.33	4.18	4.71	ND	1.24
	8	8	10195.54	122.19	48.24	267.76	7.69	6.55	241.97	13.14	2.63	5.75	ND	0.95
2		5	30072.59	109.17	28.13	72.39	2.01	55.47	22.08	4.26	0.57	2.07	ND	0.21
	5	5.1	46741.29	116.01	49.36	58.67	5.22	109.43	16.78	2.92	0.52	1.7	ND	0.16
		5.2	41220.66	192.49	58.52	60.86	3.45	84.71	15.62	8.62	0.47	1.27	ND	0.23
	6	6	44464.7	101.96	41.51	60.9	8.01	69.09	25.03	2.9	0.62	1.22	ND	0.65
	7	7	4871.8	60.15	16.52	57.11	11.61	8.88	53.53	2.76	0.29	0.51	ND	0.15
		7.1	34723.47	178.99	38.39	91.73	39.3	82.22	47.95	9.88	0.87	1.39	ND	0.61
3	9	9	29488.44	77.49	42.99	75.01	1.62	26.21	112.47	7.29	1.82	8.25	ND	0.93
	10	10	13038.26	68.98	34.96	31.5	0.95	13.89	87.78	2.33	1.18	2.22	ND	0.41
	11	11	16469.36	349.37	74.18	187.64	9.15	31.61	82.03	60.75	6.63	19.75	ND	0.99
	12	12	17292.02	213.21	76.32	184.26	1.9	10.3	42.72	13.52	4.03	74.78	ND	0.46
		12.1	22962.72	127.88	36.64	175.41	7.43	6.37	183.8	16.53	1.15	0.51	ND	0.33
	13	13	49365.1	45.58	26.77	40.41	0.28	52.51	60.42	1.40	0.32	0.84	ND	1.68
	14	14	26747.08	48.04	35.38	37.07	0.51	64.39	10.96	0.76	0.38	0.77	ND	0.58

ND: not detected

Table 4. Permissible concentrations of metals in agricultural soils

Description		Fe	Zn	Cu	Pb	Ag	Ni
		Total concentrations mg/Kg					
Permissible Limits	[a]México	-			400	390	1600
	[b]EUA	-	1100	270	200	-	72
	[b]Canada	-	500	150	200	-	100
	[b]China	-	200-300	50-200	80	-	40-60
	[b]Australia	-	200	100	300	-	60
	[b]Alemania	-	600	200	1000	-	200
		Available concentrations mg/Kg					
[c]Appropriate limits for agricultural soils in Mexico		>4.5	>1.0	>0.2	35	-	50

[a](SEMARNAT, 2007), [b](He, et al., 2015), [c](SEMARNAT, 2000)

The total concentrations of Pb in the soils were significantly different, with $p < 0.05$ observed at zones 1 and 3 (Zone 1=158.5 and Zone 3=104.5 mg/Kg, on average). The total concentrations of Ag presented significant differences, with $p < 0.05$ and $p < 0.001$ observed between zones 1 and 2 and 1 and 3, respectively (Zone 1=16, Zone 2=11.6 and Zone 3=3.1mg/Kg, on average) (Figure 2). It is likely that high Pb and Ag contents are characteristics of minerals and the beneficiation process promotes their presence in the mining waste (Espinosa, et al., 2010).

The total concentrations of Ni presented significant differences, $p < 0.05$ and $p < 0.001$, between zones 2 and 3 and 2 and 1, respectively (Zone 1=4.6, Zone 2=68.3 and Zone 3=29.3 mg/Kg, on average) (Figure 2). A slightly positive and significant correlation was found between the total and available quantity of this element ($R=0.475$; $p <0.05$).

A positive and significant correlation ($R = 0.667$; $p < 0.05$) was found between the total and available concentrations of Zn, but there were no significant differences among the total Zn concentrations obtained at the three study zones. The total Cu concentrations were significantly different between zones 1 and 3 ($p < 0.05$) (Zone 1 = 24.4 and Zone 3 = 46.7 mg/Kg, on average), while a positive and significant correlation was observed between total and available Cu concentration ($R = 0.492$; $p < 0.05$) (Figure 2).

The total Fe concentrations presented significant differences between sites 1 and 3 ($p < 0.05$) and between zones 1 and 2 ($p < 0.001$) (Zone 1 = 6929.5, Zone 2 = 33682.4 and Zone 3 = 25051.9 mg/Kg, on average). The available concentrations of Fe presented significant differences between zones 1 and 2 ($p < 0.05$) (Zone 1 = 115.2, Zone 2 = 30.2 mg/Kg, on average) (Figure 3). The highest availability of Fe at Zone 1 can be attributed to pyrite (FeS_2), which is one of the residual minerals found in mining waste exposed to natural weathering conditions and tends to oxidise rapidly and solubilize, thus promoting the availability of Fe (Espinoza, et al., 2016). Except of Fe, the available concentrations of metals analysed did not present significant differences among the study zones.

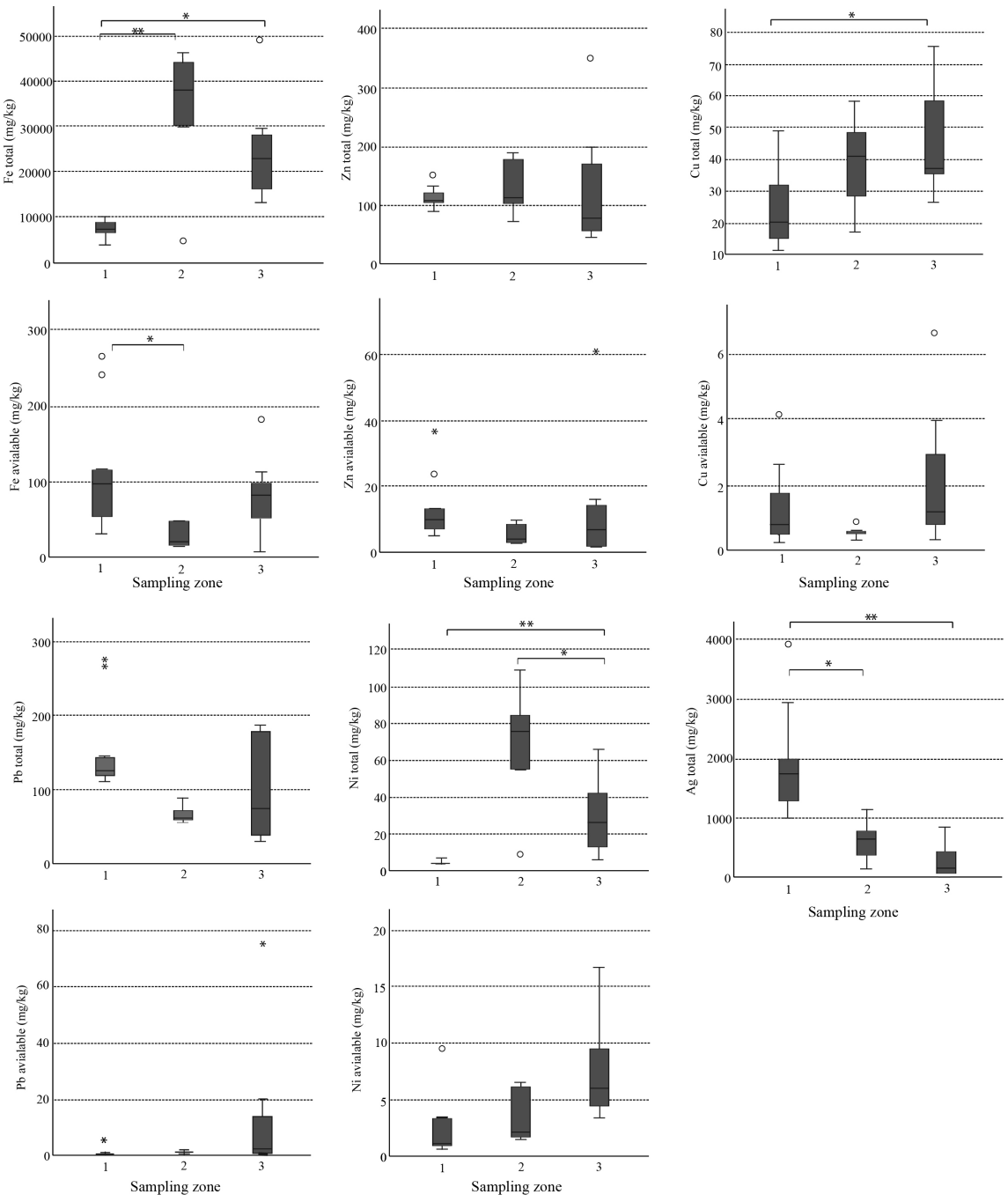


Figure 2. Total and available metals concentration in soils

Footnote of figure 2: Significative difference between groups *(p <0.05), ** (p <0.001)

3.4. Concentration of metals and bioaccumulation factors in plants

Table 5 shows the concentrations of metals in plants, as determined in the aerial parts and roots. It can be seen that Fe was the metal that presented the highest concentration, principally in *S. marginatum* (Sampling Point 12.1, Zone 3 and Sampling Point 5, and Zone 2) and *P. urvillei* (Sampling Point 5, S Zone 2) in the aerial part, and *S. marginatum* (Sampling Point 5.1, Zone 2) and *C. selloana* (Sampling Point 12, Zone 3) in the roots. The metals Zn, Pb and Ni were observed in the next highest concentration, in *P. icosandra* (Sampling Point 6, Zone 2), *C. selloana* (Sampling Point 1.1, Zone 1) and *P. urvillei* (Sampling Point 5.2, Zone 2), which were the species that presented the most elevated values for these metals in their aerial part. The species that presented the highest concentrations in their roots were *P. urvillei* (Sampling Point 5, Zone 2), *C. selloana* (Sampling Point 12, Zone 3) and *V. fastigiata* (Sampling Point 14, Zone 3).

Based on the criteria set out in Table 6, none of the plants were observed to be hyperaccumulators of the metals analysed. Liu et al. (2008) collected, from crops near a Pb mine in China, plants of the species *R. communis*, which they reported as a hyperaccumulator, given that it presented a Pb concentration of 2029 mg/kg in the aerial part.

The tolerance of plants to some toxic metals has been mainly related to a detoxification and homeostasis mechanism, which functions by means of the compartmentalization or sequestration of the metal in vacuoles and/or the cell walls of the plants (Vamerali, et al., 2010). The species in this study that accumulated metals in their aerial part in concentrations higher than those reported as toxic were as follows: *S. marginatum* and *C. pumilia*, for Zn, Cu, Pb and Ni; *P. icosandra* for Zn and Ag; *P. urvillei* for Zn and Ni; *T. lucida* for Cu; *R. comunnis* for Zn; and, *C. selloana* for Pb (Tables 5 and 6).

Table 5. Metal concentration (mg/kg dry weight) in aerial part and plant roots

Samling zone	Sampling point	Aerial biomass						Root					
		Fe	Zn	Cu	Pb	Ni	Ag	Fe	Zn	Cu	Pb	Ni	Ag
							C. selloana						
	1	116.0	47.5	2.6	12.5	3.2	0.4	435.6	119.1	4.1	30.1	6.7	2.3
	1.1	225.0	67.6	5.0	119.9	8.7	0.9	280.5	66.2	4.0	11.9	8.5	1.1
	2	225.5	33.3	3.0	9.6	3.8	0.6	231.3	103.7	3.1	14.8	3.2	0.7
1	2.1	134.3	36.7	3.4	7.0	4.3	0.2	295.2	30.9	4.2	8.7	6.2	1.0
	3	89.8	48.9	3.5	32.9	2.7	0.4	134.1	140.9	8.7	5.5	2.6	1.2
	3.1	104.3	55.1	4.7	31.8	2.6	0.7	486.6	55.1	2.7	14.3	6.3	2.5
	3.2	112.3	55.9	2.4	4.0	5.4	0.4	201.0	49.5	3.9	8.0	7.4	1.3
	5	108.4	25.3	3.0	42.1	2.6	0.1	273.6	143.4	3.6	5.5	2.7	0.5
2	5.2	138.0	54.2	3.0	10.2	6.2	0.3	153.9	17.2	3.0	9.6	3.0	0.6
	7	324.3	58.0	3.3	6.0	6.3	0.8	248.0	65.8	3.3	10.2	2.9	0.9
3	11	99.1	34.1	4.0	5.6	3.2	0.4	855.2	121.5	7.9	10.8	4.6	4.4
	12	284.0	34.8	14.4	8.4	6.6	0.7	1032.2	219.1	8.9	35.9	9.1	1.5
							S. marginatum						
2	5	367.6	64.7	4.8	26.1	2.1	ND	98.9	25.1	4.4	4.4	1.5	0.2
	5.1	111.8	97.7	15.7	6.8	3.4	0.3	1309.1	207.6	17.4	29.8	7.9	1.2
	10	183.1	39.3	9.7	17.9	4.3	0.9	115.0	29.2	4.8	2.2	2.2	0.3
3	12.1	543.7	255.2	29.4	41.7	7.8	1.2	491.1	216.0	25.5	50.6	6.8	0.6
	13	188.0	86.1	27.7	8.1	11.0	0.6	364.9	45.3	8.3	3.1	5.8	0.3
							P. feei						
2	7.1	83.7	23.1	4.0	4.3	1.9	0.3	229.1	65.0	5.4	7.4	3.9	1.0
3	14	408.3	27.2	5.9	4.7	9.0	0.5	292.4	22.6	4.4	2.0	4.8	2.3
							C. pumila						
2	5.1	457.1	270.1	28.0	64.6	10.4	1.9	125.9	51.7	6.2	4.6	4.1	ND
							R. comunnis						
2	6	265.4	116.8	11.8	4.3	5.0	0.4	367.1	104.3	5.6	12.0	8.5	0.3
							P. icosandra						
2	6	295.5	488.3	19.2	19.6	8.7	0.5	252.3	134.8	7.9	21.7	6.6	0.8
							T. lucida						
2	5	172.3	53.9	26.6	4.9	2.9	0.2	212.5	30.3	7.3	9.7	2.2	0.1
3	13	84.6	23.8	7.4	16.3	2.0	0.3	614.4	14.9	6.3	23.0	3.8	0.3
	14	80.6	14.7	3.0	19.7	3.1	0.5	392.5	21.3	9.2	4.1	4.7	2.5
							T. triradiata						
2	6	143.9	32.7	2.7	12.4	2.1	ND	209.9	22.2	2.1	9.0	1.7	0.1
							P. urvillei						
	5	571.1	66.2	8.9	28.4	5.2	2.8	648.0	368.9	14.7	10.2	5.6	1.2
2	5.2	279.3	116.8	11.6	9.3	11.5	0.8	367.1	126.1	10.1	11.2	7.1	1.2
	7.1	252.1	136.8	6.1	5.4	5.4	0.5	579.2	127.8	13.6	7.7	4.8	1.1
							V. fastigiata						
2	5	170.8	35.9	7.3	13.0	2.1	0.6	117.7	13.8	4.2	5.5	1.7	1.8
	9	90.6	50.7	5.6	9.2	2.2	1.0	201.2	38.5	3.0	15.8	3.3	12.4
3	13	177.0	22.7	8.8	23.0	4.1	0.4	315.4	43.2	8.8	35.4	5.6	0.9
	14	66	12.8	17	5.0	3.2	0.5	374.2	12.0	7.2	1.7	9.7	0.3

ND: not detected

The Fe concentrations in the aerial part of *P. urvillei*, a forage plant, exceeded the nutritional requirements of grazing animals, which are generally fulfilled by an Fe concentration range of 50 to 100 mg/kg obtained from forage (Kabata, 2011).

Table 6. Classification criteria for plants according to their concentration of metals in aerial biomass

Classification	Fe	Zn	Cu	Pb	Ni	Ag
		mg/kg dry weight				
[a]Hyperaccumulation		10000	100	1000	1000	
[b] Hyperacumulation (New proposal)		3000	100	1000	1000	
[c]Toxic		100-400	20-100	30-300	10-100	5-10

[a] (Volke & Velasco, 2002), [b](van der Ent, et al., 2013), [c](Kabata, 2011),

In order to ascertain the relationship between available metal concentrations in the soil and the metal concentrations in the plants (roots and aerial part), Spearman's rank correlation coefficient was applied, finding a significant positive correlation between the Zn available in the soil and the Zn stored in the roots of the plants sampled ($R = 0.578$; $p < 0.001$). This behaviour has been reported previously by Kabata (2011), who showed that the soluble forms of Zn are easily available for plants.

Table 7 shows that the majority of plants (95.8%) presented bioconcentration values >1. The highest bioconcentration values obtained were for Zn in *P. icosandra* (168.17 – Sampling Point 6, S Zone 2) and Pb in *C. selloana* (104.18 – Sampling Point 1.1, Zone 1). The highest TF values were obtained for Pb in *C. pummilia* (14.11 – Sampling Point 5.1, Zone 2), *C. selloana* (10.06 – Sampling Point 1.1, Zone 1) and S. marginatum (8.14 – Sampling Point 10, Zone 2), while 41.4% of plants presented TF values > 1.

Table 7. Bioaccumulation factors in plants

Sampling zone	Sampling point	Bioconcentration					Translocation					
		Fe	Zn	Cu	Pb	Ni	Fe	Zn	Cu	Pb	Ni	Ag
						C. selloana						
	1	3.64	6.38	4.70	34.17	47.69	0.27	0.40	0.64	0.41	0.48	0.17
	1.1	4.16	6.98	8.92	104.18	89.48	0.80	1.02	1.23	10.06	1.02	0.82
	2	0.85	0.91	1.80	32.91	11.18	0.97	0.32	0.97	0.65	1.20	0.86
1	2.1	1.29	8.82	14.39	19.52	40.83	0.45	1.19	0.82	0.81	0.70	0.20
	3	1.25	3.62	6.50	102.30	27.61	0.67	0.35	0.40	5.99	1.01	0.33
	3.1	1.96	9.23	6.27	86.09	35.45	0.21	1.00	1.75	2.23	0.42	0.28
	3.2	1.15	8.47	1.39	11.62	26.31	0.56	1.13	0.60	0.50	0.74	0.31
	5	4.91	5.95	5.25	20.29	12.55	0.40	0.18	0.83	7.62	0.96	0.20
2	5.2	8.84	6.29	6.42	8.01	26.79	0.90	3.15	1.01	1.06	2.10	0.50
	7	6.06	21.05	11.41	11.77	42.76	1.31	0.88	0.99	0.59	2.19	0.89
3	11	1.21	0.56	0.61	0.28	3.24	0.12	0.28	0.51	0.52	0.70	0.09
	12	6.65	2.57	3.58	0.11	14.46	0.28	0.16	1.63	0.23	0.73	0.47
						S. marginatum						
2	5	16.65	15.20	8.27	12.61	10.27	3.72	2.57	1.08	5.95	1.44	NC
	5.1	6.66	33.48	30.39	4.00	21.35	0.09	0.47	0.90	0.23	0.43	0.25
	10	2.09	16.88	8.24	8.08	10.48	1.59	1.34	2.04	8.14	1.93	3.00
3	12.1	2.96	15.43	25.62	81.33	23.21	1.11	1.18	1.15	0.82	1.14	2.00
	13	3.11	61.39	85.44	9.67	6.54	0.52	1.90	3.32	2.64	1.91	2.00
						P. feei						
2	7.1	1.75	2.33	4.61	3.13	3.19	0.37	0.36	0.75	0.58	0.50	0.30
3	14	37.27	35.66	15.80	6.05	15.49	1.40	1.20	1.36	2.32	1.88	0.22
						C. pumila						
2	5.1	27.25	92.60	54.24	37.99	65.51	3.63	5.22	4.50	14.11	2.53	NC
						R. communis						
2	6	10.61	40.22	18.87	3.57	7.62	0.72	1.12	2.10	0.36	0.58	1.33
						P. icosandra						
2	6	11.81	168.17	30.76	16.12	13.35	1.17	3.62	2.44	1.37	1.21	0.63
						T. lucida						
2	5	7.81	12.67	46.23	2.34	13.78	0.81	1.78	3.66	0.50	1.33	2.00
3	13	1.40	16.99	22.90	19.40	1.19	0.14	1.59	1.18	0.71	0.53	1.00
	14	7.35	19.22	7.86	25.49	5.32	0.21	0.69	0.32	4.87	0.66	0.20
						T.triridiata						
2	6	5.75	11.25	4.31	10.21	3.20	0.69	1.47	1.29	0.90	1.31	NC
						P. urvillei						
	5	25.86	15.55	15.48	13.70	24.93	0.88	0.18	0.61	2.79	0.92	2.33
2	5.2	17.89	13.56	24.81	7.33	49.47	0.76	0.93	1.15	0.83	1.62	0.67
	7.1	5.26	13.84	7.05	3.88	8.90	0.44	1.07	0.45	0.70	1.13	0.45
						V. fastigiata						
2	5	7.73	8.43	12.76	6.27	10.11	1.45	2.60	1.77	2.38	1.21	0.33
	9	0.81	6.95	3.06	1.12	2.33	0.45	1.32	1.86	0.58	0.66	0.08
3	13	2.93	16.21	27.16	27.33	2.41	0.56	0.53	1.00	0.65	0.73	0.44
	14	5.99	16.83	4.45	6.39	5.45	0.18	1.07	0.23	2.99	0.33	1.67

NC: not calculated

The species with the highest capacity to bioconcentrate and translocate metals were *C. pumilia* > *P. feei* for Fe, *P. icosandra* > *C. pumilia* for Zn, *S. marginatum* > *C. pumilia* for Cu, *C. Selloana* > *S. marginatum* for Pb and *C. selloana* > *C. pumilia* for Ni.

Plants with a high BCF >1 and a low TF <1 have phytostabilization potential (Yoon, et al., 2006). In the present study, this behavior was observed in *C. selloana*, *P. urvillei* and *P. feei* for all the metals analysed, while it was observed in *R. comunnis* and *T. lucida* for Fe, Pb, Ni and Ag, in *T. triridiata* for Fe, Pb and Ag, in *V. fastigiata* for Fe, Ni and Ag, and in *S. marginatum, C. pumilia* and *P. icosandra* for Ag (Table 7). When the BCF and TF are > 1, the plant may be useful for phytoextraction processes (González, et al., 2017a). The following plants presented this behaviour: *S. marginatum*, *C. pumulia*, *P. icosandra*, *P. urvillei* and *P. feei* for Fe, Zn, Cu, Pb and Ni; *R. comunnis* and *T. lucida* for Fe, Pb, Ni and Ag; *T. triridiata* for Zn, Cu and Ni; and, *V. fastigiata* for Zn, Cu and Pb (Table 7).

It was observed that the species from which more than one example was collected can, at one sampling point, act as excluders of all metals analysed and, at another, act as accumulators for all except Ag, a behaviour which may be related to the plant's stage of growth at sampling. In research similar to the present study, Franco et al. (2010) also reported variation in the bioconcentration and translocation of metals in plants of the same species and coincide with Van der Ent *et al*. (2013) in recommending that greenhouse tests be used to define these variables to a degree of certainty.

3.5. Phytoremediation potential of the species sampled

As native, ornamental and perennial plants, the species *T. triradiata* and *V. fastigiata* are potentially useful for phytoremediating the area de interest. As *T. triradiata* showed the ability to bioconcentrate Fe and the metals Pb and Ag and accumulate them in its roots, it is able not only to act as a phytostabilizer, but also to bioconcentrate and translocate Zn,

Cu and Ni, thus acting as a phytoextractor. The same analysis revealed that *V. fastigiata* plants phytostabilize Fe, Ni and Ag, and phytoextract Zn, Cu and Pb (Table 8).

Table 8. Characteristics of studied species and phytoremediation potential

Species	Origen	Use	Lifecycle	Accumulator	Exclusive	Phytoremediation potential
C. selloana	Introduced (invasive)	Ornamental	Perene		Fe, Zn, Cu, Pb, Ni, Ag	No (Invasive)
S. marginatum	Exotic	Medicinal	Perene	Fe, Zn, Cu, Pb, Ni	Ag	No (Exotic, medicinal)
P. feei	Native	Medicinal	Perene	Fe, Zn, Cu, Pb, Ni	Fe, Zn, Cu, Pb, Ni, Ag	No (Medicinal)
C. pumilia	Native	Edible	Perene	Fe, Zn, Cu, Pb, Ni	Ag	No (Edible)
R. communis	Exotic	Medicinal	Perene	Zn, Cu	Fe, Pb, Ni, Ag	No (Exotic, medicinal)
P. icosandra	Native	Medicinal	Perene	Fe, Zn, Cu, Pb, Ni	Ag	No (Medicinal)
T. lucida	Native	Medicinal	Perene	Zn, Cu	Fe, Pb, Ni, Ag	No (Medicinal)
T. triradiata	Native	Ornamental	Annual	Zn, Cu, Ni	Fe, Pb, Ag	Yes (Phytostabilizer of Fe, Pb and Ag phytoextractor of Zn, Cu and Ni)
P. urvillei	Exotic	Fodder	Perene		Fe, Zn, Cu, Pb, Ni, Ag	No (Exotic)
V. fastigiata	Native	None reported	Perene	Zn, Cu, Pb	Fe, Ni, Ag	Yes (Phytostabilizer of Fe, Ni and Ag phytoextractor of Zn, Cu and Pb)

(Rzedowki, 2005), (Vibrans, 2009), (CONABIO, 2019)

4. Conclusions

The mining waste found in the study area is characterized as sandy, acidic and saline, with a low OM content and little vegetation, which only comprised a small number of *C. selloana* individuals. Greater diversity and a greater amount of vegetation was observed in the waste which had been deposited in the neighbouring area and had been enriched with topsoil. Given its geographical origin, use and life cycle, *T. triradiata* may be useful for processes used for the phytostabilization of Fe, Pb and Ag and the phytoextraction of Zn,

Cu and Ni, while *V. fastigiata* may be useful for phytostabilizing Fe, Ni and Ag and phytoextracting Zn, Cu and Pb.

Acknowledgments

We thank the *Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología* (CONACyT or the National Council for Science and Technology) for funding the research, the company *Química Teutón S.A. de C.V.* for its support in conducting the chemical analysis, the *La Guitarra* mining facility, and the Office of Mining Development of the State of Mexico for enabling access to the facilities at *La Guitarra*.

References

1. Astete, J., Walter, C., Gastañaga, M. C., Lucero, M., Sabastizagal, I., Oblitas, T., Pari, J. & Rodríguez, F., 2009. Intoxicación por plomo y otros problemas de salud en niños de poblaciones aledañas a relaves mineros. Rev. Perú Med Exp Salud Pública, 26, 15-19.
2. Baker, A. & Brooks, R., 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metal elements: a review of their distribution, ecology, and phytochemistry. Biorecovery, 1, 81-126. https://www.researchgate.net/publication/247713966
3. CONABIO, 2019. Enciclovida. http://enciclovida.mx/especies/194036 9 Septiembre 2019
4. Carrillo, G. R. & González, C. M. C. A., 2006. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. Environ. Pollut., 144, 84-92. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.006
5. Carrillo, G. R., González, C. M. & Navarro, C. M., 2017a. Adición de cal para disminuir la disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en un residuo de mina. *Agroproductividad,* 10, 87-91.

6. Carrillo, G. R., Perea, V. Y. & González, C. M., 2017b. Fitorremediación asistida con enmiendas y fitoestabilización de elementos potencialmente tóxicos. Agroproductividad, 10, 15-20.
7. Conesa, H. M., Faz, Á. & Arnaldos, R., 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena–La Unión mining district (SE Spain). Sci. Total. Environ., 366, 1-11. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.008
8. de la O, V., 2013. Procesos erosivos en jales de la Presa I de Nacozari de García, Sonora y su efecto en la dispersión de contaminantes. Bol. Soc. Geol. Mex., 65, 27-38. http://redalyc.org/articulo.oa?id=94348265004
9. Derakhshan, N. Z., Chae, J. M. & Kim, K.-H., 2018. Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. Environ. Geochem. Health., 40, 927-953. http://doi.org/10.1007/s10653-017-9964-z
10. Espinosa, R. M. A., Arteaga, B. E. A., Zambrano, C. R. M. & González, T. L., 2010. Cinetica de Oxidación de la pirita, subproducto ácido del drenaje de la mina La Guitarra. Ingenierias, 13, 63-69.
11. Espinosa, R. G., González, M. D., Ilizaliturri, H. C., Mejía, S. J., Cilia, L. V., Costilla, S. R. & Díaz, B. F., 2014. Effect of Mining Activities in Biotic Communities of Villa de la Paz, San Luis Potosi, Mexico. BioMedResearch International, 2014, 1-13. http://dx.doi.org/10.1155/2014/165046
12. Espinosa, R. M. A., Hidalgo., M. A. & Delgado, D. R., 2016. Diseño de un sistema de tratamiento para el drenaje ácido de mina basado en el proceso de lodos de alta densidad (HDS). Ingeniería, 20, 65-75. http://redalyc.org/articulo.oa?id=46750928001
13. Favas, P. J. C., Martino, L. E. & Prasad, M. N.V., 2018. Abandoned Mine Land Reclamation-Challenges and Opportunities (Holistic Approach). In: Prasad, M. N.V., Favas, P. J. C., Maiti, S. K. (Eds), Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation.

Elsevier Inc., Netherlands págs., 3-13. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00001-4

14. Franco, H. M., Vásquez, M. M., Patiño, S. A. & Dendooven, L., 2010. Heavy metals concentration in plants growing on mine tailings in Central Mexico. Bioresour Technol, 101, 3864–3869. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.013
15. González, C. M., Carrillo, G. R. & Sánchez, L. A., 2017a. Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitoremediación de suelos. *Agroproductividad*, 10, 3-7.
16. González, C. M., Carrillo, G. R., Sánchez, L. A. & Ruíz, O. A., 2017b. Alternativas de fitorremediación de sitios contaminados con elementos potencialmente tóxicos. Agroproductividad, 10, 8-14.
17. Hanlon, E. A., 1998. Elemental determination by atomic absorption spectrophotometry. In: Kalra, Y. P. (ed). Handbook of reference methods for plant analysis. Taylor & Francis Group, Boca Raton, págs., 157-164.
18. He, Z., Shentu, J., Yang, X., Baligar, V. C., Zhang, T. & Stoffella, P. J., 2015. Heavy metal contamination of soils: sources, indicators, and assessment. Environmental idicators, 9, 17-18.
19. Kabata, P. A., 2011. Trace elements in soils and plants, fourth ed. Taylor & Francis Group, New York.
20. Kossoff, D., Dubbin, W. E., Alfredsson, M., Edwards, S. J., Macklin, M. G. & Hudson, E. K., 2014. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. Applied Geochemistry, 51, 229-245. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010
21. Lindsay, W.L., 1979. Chemical Equilibria in Soil. Wiley Interscience, New York.
22. Liu, X., Gao, Y., Sardar, K., Duan, G., Chen, A., Ling, L., Zhao, L., Liu, Z. & Wu, X., 2008. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on contaminated sites and their potential accumulation capacity in Heqing, Yunnan. Journal of Environment Sciences, 20, 1469-1474. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62551-6

23. López, R. G. F. & Rosas, L. U. Y., 2002. El Herbario. Departamento de Publicaciones de la Dirección de Difusión Cultural de la UACh (ed). Universidad Autónoma de chapingo., Texcoco, México
24. Lottermoser, B. G., 2010. Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts. Springer-Verlag, Berlín Heidelberg.
25. Majid, G. S. & Ghotbi, R. A. A., 2012. Accumulation of copper and other heavy metals by plants growing on Sarcheshmeh copper mining area, Iran. Journal of Geochemical Exploration, 123, 25-32. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.06.022
26. Mejía, J., Carrizales, L., Rodríguez, V. M., Jiménez, M. E. & Díaz, F., 1999. Un método para la evaluación de riesgos parala salud en zonas mineras. Salud pública de México,41, S132-S140. http://redalyc.org/articulo.oa?id=10609410
27. Noriega, L. B., Lara, Y. E., Serafín, M. A., Gutiérrez, O. N. & Ávila, R. M., 2016. Caracterización fisicoquímica de residuos mineros y evaluación de su peligrosidad. Revista Mexicana de Agroecosistemas,3, 175-183.
28. Pansu, M. & Gautheyrou, J., 2007. Handbook of Soil Analysis: Mineralogical, Organic and Inorganic Methods. Springer Science & Business Media, 2007 (Ed). 19, 993. https://doi.org/10.1007/978-3-540-31211-6
29. Paul, A. L., Erskine, P. D. & van der Ent, A., 2018. Metallophytes on Zn-Pb mineralised soils and mining wastes in Broken Hill, NSW, Australia. Australian Journal of Botany, 66. https://doi.org/10.1071/BT17143
30. Ray, C. C. & Owen, P. C., 1988. Preparation of plant tissue for laboratory analysis. In: Kalra, Y. P. (ed). Handbook of reference methods for plant analysis. Taylor & Francis Group, Boca Raton, págs., 37-49.
31. Rzedowski, G. C. de, J. Rzedowki., 2005. Flora fanerogámica del Valle de México.second ed., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Patzcuaro, Michoacan.

32. Sánchez, L. A., González, C. M. & Carrillo, G. R., 2017. Absorber, inmovilizar o atrapar: funciones de las plantas en la remediación de sitios contaminados por elementos potencialmente tóxicos. Agroproductividad, 10, 80-86.
33. SEMARNAT, 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.
34. SEMARNAT, 2007. Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece los criterios para determinar concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénic, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, niquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio.
35. Sheoran, V., Sheoran, A. S. & Poonia, P., 2010. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: A review. International Journal of Soil, Sediment and Water, 3, 1-20. https://scholarworks.umass.edu/intljssw/vol3/iss2/13
36. Soon, K. Y., 1988. Determination of cadmiun, chromium, cobalt, lead and nickel in plant tissue. In: Kalra, Y. P. (ed). Handbook of reference methods for plant analysis. Taylor & Francis Group, Boca Raton, págs., 193-197.
37. Vamerali, T., Bandiera, M. & Mosca, G., 2010. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. Environ Chem Lett,8, 1-17. https://doi.org/10.1007/s10311-009-0268-0
38. van der Ent, A., Baker, A. J., Reeves, R.D., Pollard, A. J. & Schat, H., 2013. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. Plant Soil, 362, 319-334. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1287-3
39. Venkateswarlu, K. y otros, 2016. Abandoned metalliferous mines: ecological impacts and potential approaches for reclamation. Rev Environ Sci Biotechnol, 15, 327-354. https://doi.org/10.1007/s11157-016-9398-6
40. Vibrans, H., 2009. Malezas de México. http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/home-malezas-mexico.htm 10 Septiembre 2019

41. Vio, G. D. & Walter, M., 2016. Marcos normativos e institucionales de la minería en América Latina, BID, Whashington D.C.
42. Volke, S. T. & Velasco, T. J., 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. INE-SEMARNAT (ed). México
43. WISE WorldInformationServiceonEnergyUranium Project, 2019. Chronology of MajorTailingsDamFailures. http://www.antenna.nl/wise/uranium/mdaf.html 20 Junio 2019
44. Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q. & Ma, L., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. Sci Tot Environ., 368, 456-464. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016

REFERENCIAS

- Ali, H., Khan, E. & Anwar, S. M., 2013. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. *Chemosphere,* 91, 869-881. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075
- Altieri, M. A. & Nicholls, C. I., 2011. El potencial agroecológico de los sistemas agroforestales en América Latina. *LEISA revista de agroecología*, 27, 32-35.
- Arango, A. M. & Olaya, Y., 2012. Problemática de los pasivos ambientales mineros en Colombia. *Gestión y Ambiente* 15, 125-133. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169424893009
- Arroyo, R. Y. R. & Siebe, G. C. D., 2006. Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas.* 3, 54-74. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57230104
- Baker, A. & Brooks, R., 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1, 81–126. https://www.researchgate.net/publication/247713966
- Barbafieri, M., Dadea, C., Tassi, E., Bretzel, F. & Fanfani L., 2011. Uptake of heavy metals by native species growing in a mining area in Sardinia, Italy: discovering native flora for phytoremediation*. International Journal Phytoremediation,* 13, 985-997. https://doi.org/10.1080/15226514.2010.549858
- Becerra, C. C., Monterroso, C., Prieto, F. A., Rodriguez, L. L., Loureiro, V. M., Acea, M. J. & Kidd, P. S. 2012. Pseudometallophytes colonising Pb/Zn mine tailings: a description of the plant-microorganism-rhizosphere soil system and isolation of metal-tolerant bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 217-218, 350-359. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.039
- Brooks, R., Lee, J., Reeves, R. & Jaffre, T., 1997. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration* 7, 49-57. https://doi.org/10.1016/0375-6742(77)90074-7
- Cabrera, F., Murillo, C. J., Madejon, P., Domínguez, M. T., Burgos, P., Madejón, E., Marañon, T., Pérez, de M. A., Cordón, R., Moreno, L. F. & Girón, M. I., 2008. Los suelos del Guadiamar: contaminación por elementos traza tras el accidente minero de Aznalcóllar. 145-164. https://digital.csic.es/handle/10261/4650
- Camacho, A. Van Brussel, E., Carrizales, L., Flores, R. R., Huerta, S. R., Leon, M. & Díaz, B. F., 2016. Mercury Mining in Mexico: "I. Community Engagement to Improve Health Outcomes

from Artisanal Mining". *Annal Global Health,* 82, 149-155. https://doi.org/10.1016/j.aogh.2016.01.014

- Camarillo, R. D., Barajas, A. M. & Rodríguez, V. R., 2015. Evaluación de la fitotoxicidad de jales en cuatro especies empleadas como bioindicadoras de metales pesados. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental,* 31, 133-143. http://redalyc.org/articulo.oa?id=37038028003
- Carrillo, G. R. & González, C. M., 2017. Impacto de la mineria sobre los recursos naturales. *Fitorremediación,* 10, 100-102.
- Carrillo, G. R. & González, C. M., 2006. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution,* 144, 84-92. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.006
- Carrillo, G. R., González, C. M. & Navarro, C. M., 2017. Adición de cal para disminuir la disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en un residuo de mina. *Agroproductividad,* 10, 87-91.
- Carrillo, G. R., Perea, V. Y. & González, C. M., 2017. Fitorremediación asistida con enmiendas y fitoestabilización de elementos potencialmente tóxicos. *Agroproductividad*, 10, 15-20.
- Carrillo, G. R., Ruíz, O. A. & González, C. M., 2017. Aspectos legales de suelos contaminados con elementos potencialmente tóxicos en México y la pertinencia de la fitorremediación. *Agroproductividad*, 10, 68-72.
- Chávez, C. P., Maldonado, R., Ramos, A. Y., Robles, C. J., Lozano, SC. R. & Martínez, M. M., 2017. Geoquímica y mineralogía de los jales del distrito minero Tlalpujahua-El Oro, México, y sus implicaciones de impacto ambiental. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 34, 250-273. http://dx.doi.org/10.22201/cgeo.20072902e.2017.3.540
- Clemens, S., 2001. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta*, 212, 475-486. https://doi.org/10.1007/s004250000458
- Conesa, H. M., Faz, Á. & Arnaldos, R., 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena–La Unión mining district (SE Spain). *Sci Total Environ.*, 366, 1-11. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.008
- Cortez, H.P., Pingarrón, J., Muñoz, J.A., Ballester, A., Blázquez, M.L., Gonźalez, F., García, C., & Coto, O., 2010. Bioremediation of soils contaminated with metalliferous mining wastes. *Trends in Bioremediation and Phytoremediation*, 283-289.
- da Conceição, G. M., Hauser, D. R., Nunes, d S. A. & Pierre, V. A., 2016. Metal phytoremediation: General strategies, genetically modified plants and applications in metal nanoparticle contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety,* 134, 133-147. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.08.024
- de la O, V. M., Meza, F. D., Maier, R. M., Moreno, D., Gómez, A. A., del Río, S. F., Mendívil, H. & Montijo, A., 2013. Procesos erosivos en jales de la Presa I de Nacozari de García,

Sonora y su efecto en la dispersión de contaminantes. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 65, 27-38. http://redalyc.org/articulo.oa?id=94348265004

- Defiende la sierra, 2017. *Defiende la sierra.* Disponible en: http://defiendelasierra.org/accidentes-mineros/ [Último acceso: 20 Junio 2019]
- Derakhshan, N. Z., Chae, J. M. & Kim, K.-H., 2018. Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. *Environmental Geochemical Healt.*, 40, 927-953. http://doi.org/10.1007/s10653-017-9964-z
- El Diario , 2018. *El Diario mx.* http://diario.mx/Estado/2018-06-05_3a2704ba/se-desborda-presa-de-jales-quedan-sepultados-en-mina-/ [Último acceso: 20 Junio 2019].
- El Financiero, 2014. https://www.elfinanciero.com.mx/sociedad/profepa-atiende-emergencia-por-cianuro-en-mina-de-durango [Último acceso: 20 Junio 2019].
- El Heraldo, 2018. 7 desaparecidos por desbordamiento de presa de jales en Chihuahua. *El Heraldo de México*, 5 Junio. https://elheraldodemexico.com/pais/7-desaparecidos-por-desbordamiento-de-presa-de-jales-en-chihuahua/
- Espinosa, R. G., González, M. D., Ilizaliturri, H. C., Mejía, S. J., Cilia, L. V., Costilla, S. R. & Díaz, B. F., 2014. Effect of Mining Activities in Biotic Communities of Villa de la Paz, San Luis Potosi, Mexico. *BioMed Research International*, 2014, 1-13. http://dx.doi.org/10.1155/2014/165046
- Espinosa, R. M. A., Arteaga, B. E. A., Zambrano, C. R. M. & González, T. L., 2010. Cinetica de Oxidación de la pirita, subproducto ácido del drenaje de la mina La Guitarra. *Ingenierias*, 13, 63-69.
- Espinosa, R. M. A., Hidalgo., M. A. & Delgado, D. R., 2016. Diseño de un sistema de tratamiento para el drenaje ácido de mina basado en el proceso de lodos de alta densidad (HDS). *Ingenierías*, 20, 65-75. http://redalyc.org/articulo.oa?id=46750928001
- European Comission, 2019. *European Commission.* Disponible en: http://ec.europa.eu/environment/waste/mining/index.htm [Último acceso: 10 07 2019].
- Favas, P. J., Martino, L. E. & Prasad, M. N., 2018. Abandoned Mine Land Reclamation-Challenges and Opportunities (Holistic Approach). In: Prasad, M. N.V., Favas, P. J. C., Maiti, S. K. (Eds), Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation. Elsevier Inc., Netherlands págs., 3-13. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00001-4
- Favas, P. J. y Pratas, J., Chaturvedi, R., Paul, M. S. & Prasad, M. N., 2016. Tree crops on abandoned mines for environmental remediation and industrial feedstock. En: *Bioremediation and Bioeconomy.* Amsterdam: Elsevier, pags. 219-249. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802830-8.00010-1
- Favas, P. J., Pratas, J., Varun, M., D'Souza, R. &. Paul, M. S., 2014. Phytoremediation of Soils Contaminated with Metals and Metalloids at Mining Areas: Potential of Native Flora. En: Hernández, S. M. C. (Ed), Environmental Risk Assessment of Soil Contamination. Intechopen, págs., 485-517. http://dx.doi.org/10.5772/57469
- Fernández, S., Poschenrieder, C., Marceno, C., Gallego, J. R., Jiménez, G. D., Bueno, A.& Afif, E., 2016. Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-

As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain. *Journal of Geochemical Exploration.* 174, 10-20. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.05.015

- Franco, H. M., Vásquez, M. M., Patiño, S. A. & Dendooven, L., 2010. Heavy metals concentration in plants growing on mine tailings in Central Mexico. *Bioresource Technology*, 101, 3864–3869. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.013
- González, C. M., Carrillo, G. R., Sánchez, L. A. & Ruíz, O. A., 2017. Alternativas de fitorremediación de sitios contaminados con elementos potencialmente tóxicos. *Agroproductividad*, 10, 8-14.
- González, C. M., Carrillo, G. R. & Sánchez, L. A., 2017. Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitoremediación de suelos. *Agroproductividad*, 10, 3-7.
- Guzmán, M. F., 2017. Evaluación de impacto ambiental de las actividades mineras. *Geomimet*, Issue 327, 15-20.
- Gómez, B. J. M. y otros, 2010. Plantas de sitios contaminados con desechos mineros en Taxco, Guerrero, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 87, 131-133. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-21282010000200011
- Hageman, P. L., Seal, R. R., Diehl, S. F., Piatak, N. M. & Lowers, H. A., 2015. Evaluation of selected static methods used to estimate element mobility, acid-generating and acid-neutralizing potentials associated with geologically diverse mining wastes. *Applied Geochemestry*. 57, 125-139. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.12.007
- Hanlon, E. A., 1998. Elemental determination by atomic absorption spectrophotometry. En: Kalra, Y. P. (ed). Handbook of reference methods for plant analysis. Taylor & Francis Group, Boca Raton, págs., 157-164.
- He, Z., Shentu, J., Yang, X., Baligar, V. C., Zhang, T. & Stoffella, P. J., 2015. Heavy metal contamination of soils: sources, indicators, and assessment. Environmental idicators, 9, 17-18.
- Hernández, A. E., Mondragón, R. E., Cristobal, A. D., Rubiños, P. J. & Robledo, S. E., 2009. Vegetación, residuos de mina potencialmente tóxicos de un jal de Pachuca, Hidalgo México. *Rev Chapingo Ser Cienc for Ambient,* 15, 109-114. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62912351004
- Hudson, E. K. A., Jamienson, H. E. & Lottermoser, B. G., 2011. Mine Wastes: Past, Present, Future. *Elements*. 7, 375-380. https://doi.org/10.2113/gselements.7.6.375
- iagua, 2013. Disponible en: https://www.iagua.es/blogs/salvemos-cabana/dos-accidentes-graves-en-agosto-cuestionan-una-vez-mas-la-seguridad-de-la-mineria-del-oro-nivel-inte [Último acceso: 20 Junio 2019].
- iagua, 2014. Disponible en: https://www.iagua.es/noticias/mineria/14/08/06/revienta-una-balsa-en-una-mina-de-oro-canadiense-causando-un-vertido-toxico-gran-escala-en-la-columb-5 [Último acceso: 20 Junio 2019].

- Jadia, C. D. & Fulekar, H. M., 2009. Phytoremediation of heavy metals: Recent techniques. *Afr. J. Biotechnol*, 8, 921-928. http://www.academicjournals.org//AJB
- Jamieson, H., 2011. Geochemistry and mineralogy of solid mine waste: Essential knowledge for predicting environmental impact. *Elements*, 7, 381-386. https://doi.org/10.2113/gselements.7.6.381
- Jankaite, A. & Vasarevicius, S., 2005. Remediation technologies for soils contaminated with heavy metals. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 13, 109-113. https://doi.org/10.1080/16486897.2005.9636854
- Javed, N., Sardar, K., Mohammad, T. S., Kifayatullah, K., Qing, H. & Roshan A., 2015. Quantification of Heavy Metals in Mining Affected Soil and Their Bioaccumulation in Native Plant Species. *International Journal Phytoremediation,* 17, 801-813. https://doi.org/10.1080/15226514.2014.981246
- Jiménez, C., Huante, P. & Rincon, E., 2006. Restauración de minas superficiales en México. http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2011/CG006488.pdf
- Kabata, P. A., 2011. Trace elements in soils and plants, fourth ed. Taylor & Francis Group, New York.
- Kossoff, D., Dubbin, W. E., Alfredsson, M., Edwards, S. J., Macklin, M. G. & Hudson, E. K., 2014. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*, 51, 229-245. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010
- La Guitarra compañía minera S.A. de C.V. , 2011. Manifestación de impacto ambiental particular para la "Manifestación de operaciones y la ampliación de infraestructura, presa de jales y terreno en la unidad minera La Guitarra", municipio de Temascaltepec, Estado de México. Temascaltepec (México).
- La Jornada, 2010. https://www.jornada.com.mx/2010/08/16/estados/032n2est [Último acceso: 19 Junio 2019].
- Lindsay, W.L., 1979. Chemical Equilibria in Soil. Wiley Interscience, New York.
- Liu, X., Gao, Y., Sardar, K., Duan, G., Chen, A., Ling, L., Zhao, L., Liu, Z. & Wu, X., 2008. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on contaminated sites and their potential accumulation capacity in Heqing, Yunnan. *Journal of Environment Sciences,* 20, 1469-1474. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62551-6
- Lottermoser, B. G., 2010. Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts. Springer-Verlag, Berlín Heidelberg.
- Lottermoser, B. G., 2011. Recycling, reuse and rehabilitation of mine wastes. *Elements*, 7, 405-410. https://doi.org/10.2113/gselements.7.6.405
- López, R. G. F. & Rosas, L. U. Y., 2002. El Herbario. Departamento de Publicaciones de la Dirección de Difusión Cultural de la UACh (ed). Universidad Autónoma de chapingo., Texcoco, México
- Macklin M.G., Brewer, P. A., Hudson-Edwars, K. A., Bird, G., Coulthard, T. J., Dennis, I. A. Lechler, P. J., Miller, J. R. & Turner, J. N., 2006. A geomorphological approach to the

management of rivers contaminated by metal mining. *Geomorphology*, 79, 423-447. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.024

- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Kumae, A. M., Hussain, L. A., Wang, Q., Li, R. & Zhang, Z., 2016. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126, 111-121. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023
- Majid, G. S. & Ghotbi, R. A. A., 2012. Accumulation of copper and other heavy metals by plants growing on Sarcheshmeh copper mining area, Iran. *Journal of Geochemical Exploration*, 123, 25-32. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.06.022
- Marques, A. P., Rangel, A. O. S. & Castro, P. M., 2009. Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30, 622-654. https://doi.org/10.1080/10643380701798272
- Mejía, J., Carrizales, L., Rodríguez, V. M., Jiménez, M. E. & Díaz, F., 1999. Un método para la evaluación de riesgos parala salud en zonas mineras. Salud pública de México, 41, S132-S140. http://redalyc.org/articulo.oa?id=10609410
- Melgoza, C. A., Ortega, O. C., Morales, N. C., Jurado, G. P., Velez, S. V., Royo, M. M., Quintana, M. G., Lafón, T. A., Alarcón, H. T., Bezanilla, E. G. & Carmelo, Y., 2007. Propagación de plantas nativas de áreas degradadas: opcion para mejorar ecosistemas. *Tecnociencia,* 1, 38-41.
- Menke, L., 2014. Legislación minera canadiense: ¿un modelo de roles? https://mx.boell.org/sites/default/files/uploads/2014/02/canadianmininglaw_espanol.pdf [Último acceso: 10 Julio 2019].
- Milenio, 2016. https://www.milenio.com/estados/continuan-trabajos-tras-derrame-de-cianuro-de-minera [Último acceso: 19 junio 2019].
- Moreno, M. C. & Chaparro, Á. E., 2009. Las leyes generales del ambiente y los códigos de minería de los países andinos. Instrumentos de gestión ambiental y minero ambiental.
- Moreno, T. R., Téllez, H. J. & Monroy, F. M. G., 2012. Influencia de los minerales de los jales en la bioaccesibilidad de Arsénico, Plomo, Zinc y Cadmio en el distrito minero de Zimapan, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28, 203-218. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37023183003
- Morton, B. O., Gómez, B. J., Armienta, M. A. Lozano, R., Hernández, a. E., Romero, F. & Castro, L. J., 2013. Metal accumulation by plant species growing on a mine contaminated site in Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 71, 5207–5213. https://doi.org/10.1007/s12665-013-2923-9
- Narváez, M. H., Combatt, C. E. & Bustamante, B. I., 2014. Distribución espacial de la salinidad en suelos del área de influencia de la desembocadura del río Sinú (Cordoba Colombia). *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*. 17, 433-443. http://www.scielo.org.co/pdf/rudca/v17n2/v17n2a14.pdf

- Navarro, A. J., Aguilar, A. I. & López, M. J., 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*, 16, 10-25. http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=488
- Nguyen, T. H. H., Masayuki, S., Sakae, S. & Mai, T. N., 2011. Uptake of metals and metalloids by plants growing in a lead–zinc mine area, Northern Vietnam. *Journal of Hazardous Materials.* 186, 1384-1391. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.020
- Noriega, L. B., Lara, Y. E., Serafín, M. A., Gutiérrez, O. N. & Ávila, R. M., 2016. Caracterización fisicoquímica de residuos mineros y evaluación de su peligrosidad. *Revista Mexicana de Agroecosistemas*, 3, 175-183.
- Noriega, L. B., Morales, R. A., Luna, Q. R., Ulloa, V. T., Cruz, J. G., Serafín, M. A. & Gutiérrez, O. N., 2016. Identificación de especies vegetales asociadas a jales del distrito minero de Guanajuato. *Acta Universitaria*, 26, 71-77. https://doi.org/10.15174/au.2016.1465
- Oblasser, A. & Chaparro, A. E., 2008. Estudio comparativo de la gestión de los pasivos ambientales mineros en Bolivia, Chile, Perú y Estados Unidos, Santiago. Naciones Unidas
- Oblaster, A., 2016. Estudio sobre lineamientos, incentivos y regulación para el manejo de los Pasivos Ambientales Mineros (PAM), incluyendo cierre de faenas mineras . En: Medio Ambiente y Desarrollo. Naciones Unidas.
- Onyedikachi, U. B., Belonwu, D. C. & Wegwu, M. O., 2018. Human health risk assessment of heavy metals in soils and commonly consumed food crops from quarry sites located at Isiagwu, Ebonyi Stat. *Ovidius University Annals of Chemistry*, 29, 8-24. http://doi.org/10.2478/auoc-2018-0002
- Ortiz, R. R. & Aranibar, A. M., 2015. Plantas acumuladoras de metales en relaves mineros del altiplano de la región puno. *Investigación Andina* 15, 96-107. http://dx.doi.org/10.35306/rev.%20cien.%20univ..v15i2.36
- Padmavathiamma, P. K. & Li, L. Y., 2007. Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in plants. *Water Air Soil Pollut*, 184, 105-126. http://doi.org/10.1007/s11270-007-9401-5
- Parra, V. J. J., 2017. Aprovechamiento de los jales de la mina La Guitarra para la manofactura de paneles prefabricados ligeros. Victoria (Durango)
- Pastor, A. D. A., 2017. La evaluación de impacto ambiental en minería: Estudio Preliminar de Impacto Ambiental. Oviedo.
- Paul, A. L., Erskine, P. D. & van der Ent, A., 2018. Metallophytes on Zn-Pb mineralised soils and mining wastes in Broken Hill, NSW, Australia. *Australian Journal of Botany*, 66, 124-133. https://doi.org/10.1071/BT17143
- Perea, V. Y., Carrillo, G. R. & González, C. M., 2017. Fitorremediación asistida por microorganismos: enfasis en bacterias promotoras del crecimiento de plantas. *Agroproductividad,* 10, 34-40.
- Peña, S. E., Madera, P. C., Sánchez, J. M. & Medina, V. J., 2013. Bioprospección de plantas nativas para su uso en procesos de biorremediación: caso Helicona Psittacorum (Heliconiacea). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 37, 469-481. https://doi.org/10.18257/raccefyn.29

- Pérez, R. A., Galavis, S. A., Bugarín, M. R., Hernández, M. T., Vázquez, P. M. & Rodríguez, G. A. 2017. Capacidad de intercambio catiónico: descripción del método de la tiourea de plata (AgTU+ n)*. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 8, 171-177. https://doi.org/10.29312/remexca.v8i1.80
- Plumlee, G. S. & Morman, S. A., 2011. Mine wastes an Human Health. *Elements*,7, 399-404. https://doi.org/10.2113/gselements.7.6.399
- Pollard, A. J., Dandridge, P. K., Harper, F. A. & Smith, J. A., 2002. The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 21, 539-566. https://doi.org/10.1080/0735-260291044359
- Puga, S., Sosa, M., Lebgue, T., Quintana, C. & Campos, A., 2006. Contaminación por metales pesados en el suelo provocada por la industría minera. *Ecología Aplicada,* 5, 149-155. http://redalyc.org/articulo.oa?id=34150220
- Ramos, G. M. y otros, 2012. Movilidad de metales en jales procedentes del distrito minero de Guanajuato, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28, 49-59. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37023172005
- Rascio, N. & Navari, I. F., 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?. *Plant Science*, 180, 169-181. https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016
- Ray, C. C. & Owen, P. C., 1988. Preparation of plant tissue for laboratory analysis. In: Kalra, Y. P. (ed). Handbook of reference methods for plant analysis. Taylor & Francis Group, Boca Raton, págs., 37-49.
- Rico, M., Benito, G. & Díez, H. A., 2008. Floods from tailings dam failures. *Journal of Hazardous Materials*, 154, 79-87. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.110
- Romero, F., Armienta, M. & González, H. G., 2007. Solid-phase control on the mobility of potentially toxic elements in an abandoned lead/zinc mine tailings impoundment, Taxco, Mexico. *Applied Geochemistry*, 22, 109-127. https:/doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.07.017
- Romero, F. M., Armienta, M. A., Gutiérrez, M. E. & Villaseñor, G., 2008. Factores geológicos y climaticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de los jales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 24, 43-54. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37024201
- Romero, F. M. & Gutiérrez, R. M., 2010. Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicanana*, 62 43-53. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57230104
- Ruíz, O. A., González, C. M. & Carrillo, G. R., 2017. Ricinus communis L., Y Pseudomonas sp. para la remediación de suelos contaminados con residuos de minas. *Agroproductividad*, 10, 48-56.

- Rzedowski, G. C. de, J. Rzedowki., 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. second ed., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Patzcuaro, Michoacan.
- SEMARNAT, 2010. Guía técnica para orientar en la elaboración de estudios de caracterización de sitios contaminados.
- SEMARNAT, 2007. Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece los criterios para determinar concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénic, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, niquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio.
- SEMARNAT, 2004. 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 postoperación de presas de jales.
- SEMARNAT, 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.
- SGM, 2017. https://www.sgm.gob.mx/Web/MuseoVirtual/Aplicaciones_geologicas/Beneficio-y-transformacion--minerales.html [Último acceso: 22 Junio 2019].
- Salt, D. E. y otros, 1995. Phytoremediation: A novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants. *Biotechnolgy*, 13, 468-473. https://doi.org/ 10.1038/nbt0595-468
- Santos, J. J. E., Coria, C. J., Huezo, C. J. d. J. & Rodríguez, C. G., 2013. Influencia de jales mineros sobre el río Maconí, Queretaro, y evaluación del proceso de atenuación natural por dispersión*. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana,* 65, 645-660.
- Sarma, H., 2011. Metal hiperaccumulation in plants: A review focusing on phytoremediation technology. *Journal of Environmental science and Technology* , 4, 118-138. https://doi.org/10.3923/jest.2011.118.138
- Sarsby, R., 2000. Environmental geotechnics. London : Thomas Telford.
- Serrato, C. R. & Landeros, F. V., 2001a. Instructivo para análisis de suelos. Propiedades físicas. Toluca, México. Universidad Autónoma del Estado de México
- Serrato, C. R. & Landeros, F. V., 2001b. Instructivo para análisis de suelos. Propiedades químicas. Toluca, México. Universidad Autónoma del Estado de México
- Sheoran, V., Sheoran, A. S. & Poonia, P., 2010. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: A review*. International Journal of Soil, Sediment and Water*, 3, 1-20.
- Soon, K. Y., 1988. Determination of cadmiun, chromium, cobalt, lead and nickel in plant tissue. In: Kalra, Y. P. (ed). Handbook of reference methods for plant analysis*.* Taylor & Francis Group, Boca Raton, págs., 193-197.
- Srivastava, A., Venkatachalam, P., Raghothama, K. & Sahi, S., 2007. Identification of lead-regulated genes by suppression subtractive hybridization in the heavy metal accumulator. *Planta,* 225, 1353–1365. https://doi.org/10.1007/s00425-006-0445-3

- Sánchez, L. A., González, C. M. & Carrillo, G. R., 2017. Absorber, inmovilizar o atrapar: funciones de las plantas en la remediación de sitios contaminados por elementos potencialmente tóxicos. *Agroproductividad,* 10, 80-86.
- Sánchez, N. J., Macías, J. L., Corona, C. P., Martínez, M. M., Garduño, M. V., Capra, L., García, T. F. & Cisneros, M. G., 2015. Rompimiento y desborde de presas de jales: el caso de estudio de Tlalpujahua (27 de mayo de 1937). *Ciencia Nicolaita*, 65, 95-119.
- Tordoff, G., Baker, A. & Willis, A., 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, 41, 219-228. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00414-2
- Toribio, J. J., 2016. Régimen jurídico de la restauración ambiental en las actividades mineras. Tesis doctoral. Sevilla:Universidad de Sevilla.
- Valedez, R. A., 2010. https://www.jornada.com.mx/2010/08/16/estados/032n2est
- Vamerali, T., Bandiera, M. & Mosca, G., 2010. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environ Chem Lett*, 8, 1-17. https://doi.org/10.1007/s10311-009-0268-0
- van der Ent, A., Baker, A. J., Reeves, R.D., Pollard, A. J. & Schat, H., 2013. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. *Plant Soil,* 362, 319-334. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1287-3
- Venkateswarlu, K. y otros, 2016. Abandoned metalliferous mines: ecological impacts and potential approaches for reclamation. *Rev Environ Sci Biotechnol,* 15, 327-354. https://doi.org/10.1007/s11157-016-9398-6
- Villaseñor, J. L. & Magaña, R. P., 2006. Plantas introducidas en México. *Ciencias*, 82, 38-40.
- Vibrans, H., 2009. Malezas de México. Disponible en: http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/home-malezas-mexico.htm [Último acceso: 10 Septiembre 2019]
- Vio, G. D. & Walter, M., 2016. Marcos normativos e institucionales de la minería en América Latina, BID, Whashington D.C.
- Volke, S. T. & Velasco, T. J., 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. INE-SEMARNAT (ed). México
- Volke, S. T., Velasco, T. J. A. & De la Rosa, P. D. A., 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides. México: INE-SEMARNAT.
- WISE, 2019. Chronology of major tailings dam failures Disponible en: http://www.antenna.nl/wise/uranium/mdaf.html [Último acceso: 20 Junio 2019]
- Wang, Z., Liu, X. & Qin, H., 2019. Bioconcentration and translocation of heavy metals in the soil- plants system in Machangqing copper mine, Yunnan Province, China. *Journal of Geochemical Exploration,* 200, 159-166.
- Wilson, C. V., Anderson, C., Rodríguez, L. M., Arenas, V. M. & López, P. J., 2011. Phytoextraction of gold and copper from mine tailings with Helianthus annuus L. and

Kalanchoe serrata L. *Minerals Engineering.* 24, 1488-1494. https://doi.org/10.1016/j.mineng.2011.07.014

- Wong, M., 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50, 775-780. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00232-1
- Wuana, R. A. & Okieimen, F. E., 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available Strategies for remediation. *International Scholarly Research Network*. 1-20. https://doi.org/10.5402/2011/402647
- Yadav, S., 2010. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany*. 76, 167–179. https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.10.007
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q. & Ma, L., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment,* 368, 456-464. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016