



**Universidad Nacional Autónoma de México
UMDI-FC-Juriquilla**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Contenido de elementos traza en suelos y su
influencia sobre el matorral xerófilo en la zona
minera de Xichú, Guanajuato**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO
DE LICENCIADA EN**

Ciencias de la Tierra

P R E S E N T A :

Xochitl Tapia Sánchez



**Directora de tesis: M. en C. Elizabeth
Fuentes Romero**

Querétaro, México. Septiembre 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

*Dedicada a mi familia,
A mi madre, por su invaluable apoyo y amor,
A mi padre, por las enseñanzas en este andar,
A mis hermanas, Citlalli y Mitzi, por su cariño
y paciencia.*

Agradecimientos

Quiero agradecer de forma especial a la M. en C. Elizabeth Fuentes Romero, por su confianza y labor persistente en la dirección de esta tesis. Gracias por su apoyo incondicional y motivación constante. Por los conocimientos compartidos y las enseñanzas académicas que me permitieron concretar este trabajo.

Agradezco a la Dra. Norma E. García Calderón por la asesoría en la realización de este trabajo, por integrarme al grupo de investigación del Laboratorio de Conservación y Rehabilitación de la Zona Crítica Edáfica UMDI-J UNAM y por su apoyo incondicional en mi formación académica y personal. Así como, por sus incontables enseñanzas que me iniciaron en el estudio de la ciencia del suelo.

Al proyecto Indicadores de calidad de sistemas naturales y manejados del presupuesto interno de la UMDI Juriquilla y por los recursos destinados para la realización de este trabajo.

Agradezco al Dr. Noé Velázquez Rosas, por su asesoría en temas de vegetación, por el soporte continuo en las campañas de muestreo, análisis estadístico y sus observaciones que enriquecieron este trabajo.

A la M. en C. María Carolina Muñoz Torres, por su asesoría en las técnicas analíticas y manejo de instrumental, así como al laboratorio de Geoquímica Ambiental del Centro de Geociencias, UNAM Juriquilla por las facilidades para el uso de equipos e instalaciones.

Agradezco a la Dra. Silke Cram Heydrich por la revisión de este trabajo y enriquecerlo con sus comentarios y observaciones.

A la Dra. Miriam G. Bojorge García, Dra. Beatriz E. Marín Castro y Dra. Ma. Leonor Jiménez Valdés por su amable asesoría en el diseño experimental y métodos estadísticos. Al Biol. Fernando Aguilar Galván, Biol. Andrés R. Zamora Huerta y M. en C. Hugo A. Castillo Gómez, por su apoyo en la colecta de ejemplares e identificación taxonómica de especies. Al Herbario de la Universidad Autónoma de Querétaro “Jerzy Rzedowski” por las facilidades en el uso de instalaciones. A la LCT. M. Daniela Bobadilla Ballesteros y al Ing. Sergio

Caravantes por su apoyo en laboratorio. Así como a la M. en C. Sara E. Olivares Salazar y Biol. Gabriela Moya por su asesoría en el diseño de mapas y figuras.

A mi familia, por siempre animarme a continuar con mi formación académica, por su paciencia y apoyo incondicional para la culminación de mi etapa de licenciatura.

A mis amigos, Charly, Daniela, Eder, Erika y Marifer, por su cariño, apoyo y motivación. Gracias por todas nuestras vivencias, los llevo siempre en el corazón.

Agradezco de forma especial al Dr. Juan Martin Gómez González y a la M. en C. María Carolina Muñoz Torres por mostrarme la importancia de la divulgación científica. Por permitirme colaborar en el Taller de Ciencia para Jóvenes con el proyecto PAPIME-PE100912: Alternativa para una educación científica temprana que me permitió desarrollar habilidades esenciales para la investigación científica. Por impulsarme a participar activamente en la actividad académica, por el cariño y su amistad sincera.

A quienes que me han acompañado, apoyado y enseñado en estos años de formación universitaria. Amigos, compañeros y profesores, mi más sincero agradecimiento.

Índice

Agradecimientos	II
Resumen	V
Capítulo 1. Introducción	
1.1 Prólogo	1
1.2 Las funciones del suelo y su importancia en la contaminación	2
1.3 El origen de los elementos traza en la minería.....	3
1.4 Contaminación del suelo por elementos traza.....	6
1.5 Procesos de regulación de los elementos traza en suelos de zonas áridas	7
1.6 Toxicidad de elementos traza en las plantas.....	8
1.7 Interacción de los elementos traza en el sistema suelo-planta	9
1.8 Caracterización del matorral xerófilo	11
1.9 Objetivos e hipótesis	12
Capítulo 2. Descripción del sitio de estudio	
2.1 Localización.....	14
2.2 Caracterización ambiental del sitio de estudio.....	15
Capítulo 3. Materiales y métodos	
3.1 Selección del sitio de estudio	20
3.2 Análisis de suelos.....	22
3.3 Análisis de vegetación.....	23
Capítulo 4. Resultados	
4.1 Caracterización del grado de desarrollo del suelo y contenido de los	26
elementos traza en la edafosecuencia	
4.2 Propiedades comunitarias y poblacionales del matorral xerófilo	35
4.3 Relación de elementos traza en suelos con los atributos comunitarios	39
poblacionales y funcionales de <i>Ayenia rotundifolia</i>	
Capítulo 5. Discusión	48
Referencias bibliográficas	59
Anexos	75

Resumen

En este trabajo se caracterizó la acumulación y distribución de elementos traza (As, Cd, Cu y Pb) en suelos con distinto grado de exposición a residuos mineros. Además, se evaluó el efecto del contenido de los elementos traza en las propiedades comunitarias del matorral xerófilo (riqueza, densidad de especies, cobertura y diversidad) y poblacionales de *Ayenia rotundifolia* (densidad de individuos y cobertura); así como la acumulación de elementos en raíces y su respuesta funcional (contenido de clorofila), en la zona minera de Xichú, Guanajuato. Se identificaron distintos tipos de suelo: Cambisoles y Technosols de desarrollo medio a bajo. Los suelos presentaron pH ligeramente alcalino, con un contenido bajo de MO ($>2 \text{ g kg}^{-1}$) y alta proporción de arenas ($>34\%$). Los procesos edafogénicos dominantes fueron la baja transformación de minerales, acumulación incipiente de materia orgánica y de artefactos mineros. El suelo evidenció contaminación por As ($92.3\text{-}3028.8 \text{ mg kg}^{-1}$) y Pb ($38.7\text{-}3065.8 \text{ mg kg}^{-1}$) en la ladera baja y su origen antrópico se asoció a la acumulación de residuos mineros. En los suelos de la ladera media, el contenido de los elementos fue bajo, a excepción de As ($23.0 \text{ a } 49.8 \text{ mg kg}^{-1}$) y Pb ($66.9 \text{ a } 125.7 \text{ mg kg}^{-1}$). Su relación con la fracción gruesa del suelo, mostró su origen geogénico de lenta transformación. La acumulación de los elementos en superficie se atribuyó a la dispersión eólica de partículas provenientes de jales circundantes. La contaminación de los suelos es puntual y está relacionado a la cercanía con los residuos mineros. La estabilización de los elementos se asoció a la acumulación de carbonatos y a la baja tasa de transformación de los minerales en un ambiente edáfico alcalino.

La vegetación identificada como matorral xerófilo tuvo una riqueza de 32 especies, una cobertura de $11,444 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y una diversidad (H') que varió entre 1.61 y 2.53. Se registraron relaciones significativas entre los atributos comunitarios, poblacionales y los elementos traza en el suelo, que indica el efecto de la contaminación sobre la comunidad y la presencia de especies tolerantes. *Ayenia rotundifolia*, se consideró como la especie arbustiva más importante del sitio, se estableció cerca de los residuos mineros sin variaciones en los atributos

poblacionales y sin relaciones claras con el contenido de elementos traza en el suelo, atribuidas a estrategia de tolerancia por acumulación en raíces. El alto contenido ($\text{As}=80.6 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Pb}=77.3 \text{ mg kg}^{-1}$; $\text{Cu}=41.1 \text{ mg kg}^{-1}$) mostró su capacidad de acumulación, sin embargo el bajo factor de bioconcentración (<1) la identificó como especie excluyente en zonas mineras de ambientes semiáridos. Las relaciones positivas del contenido de clorofila total con Cd y Pb señalaron la ausencia de daño a nivel fisiológico por la baja toxicidad que representan las concentraciones en raíces.

Capítulo 1

Introducción

1.1 Prólogo

En los ambientes semiáridos, los suelos están caracterizados por procesos edafogenéticos derivados del intemperismo de minerales, baja acumulación de materia orgánica y alto contenido de sales solubles y medianamente solubles (Daldoul *et al.*, 2015; WRB, 2015). Esas propiedades, influyen en las funciones ecosistémicas reguladoras, de forma que la movilidad de los elementos traza (ET) es limitada y la estabilización disminuye su disponibilidad para plantas y animales (Abbaslou, 2013; Carter, 2002; Gieré *et al.*, 2003; Kabata-Pendias y Pendias, 2001; Lima *et al.*, 2014; Navarro *et al.*, 2008; Navas y Lindhorfer, 2003; Schulte *et al.*, 2014). La dispersión de ET está influida por mecanismos de transporte eólico de partículas del suelo y en menor medida por la lixiviación (Breshears *et al.*, 2003). Además, está asociada al relieve y a las condiciones climáticas, por procesos de deslizamiento e inestabilidad en las laderas de jales, lo que puede generar la contaminación de suelos circundantes (Barbosa *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2018; Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018). Esos mecanismos de dispersión pueden aumentar la exposición y representar un riesgo para la salud humana y del ecosistema (Hayes *et al.*, 2012; Hooda, 2010).

En particular, la actividad humana ha generado el aumento del contenido de elementos traza hasta exceder la concentración natural en el suelo, por lo que pueden ser considerados contaminantes (Ashraf *et al.*, 2014; Tarazona, 2014). La minería es una de las actividades que adicionan una importante cantidad de contaminantes al ambiente, entre ellos los residuos mineros depositados en las laderas con alta concentración de elementos traza como As, Cd, Pb, Cu, entre otros (Huang *et al.*, 2010; Jelenová *et al.*, 2018; Lottermoser, 2007). Parte de los ambientes semiáridos con influencia minera están dominados por vegetación de matorral xerófilo que han mostrado cambios en la composición y estructura de especies (Conesa *et al.*, 2007), lo que indica la existencia de especies sensibles y tolerantes a la toxicidad de los elementos traza (Santos-Jallath *et al.*, 2012; Sun *et*

al., 2016). Estas últimas con estrategias de tolerancia como la exclusión y acumulación radicular de elementos (Monterroso *et al.*, 2014). Lo anterior ha permitido establecer especies que tienen el potencial para estabilizar las laderas de los jales y acumular elementos en sus tejidos. De esta forma, se ha logrado disminuir la dispersión de contaminantes (Kumar *et al.*, 2013).

La minería representa una actividad que pone en riesgo la amplia extensión del matorral xerófilo en ambientes semiáridos en México; por ello es necesario estudiar los mecanismos de movilización y estabilización de elementos traza en el suelo, que regula el efecto de la contaminación. Por tal motivo, este trabajo se enfoca en analizar la distribución de As, Cd, Cu y Pb en suelos contaminados por residuos mineros, su relación con las propiedades comunitarias del matorral xerófilo y su efecto en *Ayenia rotundifolia*, una especie de alta importancia en la comunidad. El estudio se realizó en el área minera de Xichú, Guanajuato, dentro del área de amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera de Sierra Gorda de Guanajuato.

1.2 Las funciones del suelo y su importancia en la contaminación

El suelo, es fundamental en la sostenibilidad ambiental global, su estudio implica un análisis multidisciplinario para el manejo y resolución de problemas ambientales (Bouma y McBratney, 2013; De Groot *et al.*, 2002; McBratney *et al.*, 2014). Dentro de sus funciones ecosistémicas, el almacén y la regulación son procesos integradores que intervienen en los ciclos biogeoquímicos de elementos esenciales y no esenciales (Balvanera y Cotler, 2009; Blum, 2005; De Groot *et al.*, 2002; Palm *et al.*, 2007). Ambas funciones dependen de los procesos edáficos y de las propiedades del suelo, que determinan los mecanismos de movilidad y estabilización, que a su vez determinan la disponibilidad de los elementos para los seres vivos (Schwilch *et al.*, 2016).

En zonas áridas y semiáridas, los procesos edafogenéticos están condicionados por factores ambientales como bajo contenido de humedad (<500 mm/año) y las fluctuaciones de temperatura; lo que provoca que la tasa de intemperismo y transformación de los minerales sea baja, generando la incorporación paulatina de

elementos al suelo y controlando la movilidad de contaminantes (Abbaslou, 2013; Gieré *et al.*, 2003; Lima *et al.*, 2014). Si bien, existen procesos que ocurren de forma general, la diversidad edáfica en zonas áridas y semi-áridas puede asociarse a distintas tasas de transformación de minerales dirigidos por variaciones locales climáticas y del relieve (Barbosa *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2018). Los Grupos de Suelos de Referencia (GSR) que se forman pueden presentar procesos de acumulación de sodio intercambiable (Solonetz) y sales solubles o moderadamente solubles (Solonchaks, Gypsisols y Calcisols), como otros suelos de desarrollo incipiente (Leptosols, Regosols y Arenosols). Estos GSR comparten propiedades, tales como: alto contenido de sales más solubles que el yeso, $\text{pH} > 7$, en algunos casos bajo contenido de materia orgánica y escasa cobertura vegetal, principalmente pastos o especies xerófilas (WRB, 2015). Además, la influencia de actividades antrópicas es evidenciada por la presencia de Technosols en estos ambientes asociados a la formación del suelo por materiales fabricados, alterados o extraídos por la actividad humana llamados *artefactos*, así como *material duro técnico* que sella el suelo y es distinto a la roca (WRB, 2015). Los procesos edafogénicos que destacan en la fase inicial de su evolución son resultado del intemperismo de minerales y la acumulación de materia orgánica en superficie, así como cambios de las propiedades físico-químicas como el pH (Huot *et al.*, 2013; Huot *et al.*, 2014), los Technosols más evolucionados tienen procesos asociados a la formación de minerales secundarios, como por ej. ferrihidrita en suelos formados de residuos mineros (Coussy *et al.*, 2017).

1.3 El origen de los elementos traza en la minería

La minería es una actividad asociada al aprovechamiento de yacimientos minerales, que genera una gran cantidad de residuos de los cuales derivan los Technosols. En el caso de la minería de elementos metálicos, los yacimientos suelen ser polimetálicos, conformados por la asociación de dos o más metales como plomo, zinc, cobre, oro y plata en formas minerales muy variadas (Gasparrini, 1993; Vassallo, 2008).

Los yacimientos polimetálicos con frecuencia se forman en rocas sedimentarias carbonatadas por la acumulación de fluidos hidrotermales, llamados de tipo hidrotermal o skarn (Carrillo-Chávez *et al.*, 2014; Maynard, 1983). Cuando se forman yacimientos sulfurados pueden contener 0.5-2% de cobre, en minerales como: cobre nativo (Cu), calcopirita (CuFeS_2) y calcosina (Cu_2S) (Lodhari y Kumar Dutta, 2018; Maynard, 1983). El plomo (Pb) también se acumula en este tipo de depósitos, su abundancia natural en la corteza terrestre es 20 mg kg^{-1} y los principales minerales en los que se encuentra son: galena (PbS), jamesonita ($\text{Pb}_4\text{FeSb}_6\text{S}_{14}$) y boulangierita ($\text{Pb}_5\text{Sb}_4\text{S}_{11}$) (Adriano, 1986; Maynard, 1983; Vassallo, 2008). Otros elementos asociados, que se encuentran en menor concentración, son el arsénico (As) y cadmio (Cd), su abundancia media en la corteza terrestre es 1.5 mg kg^{-1} y 0.7 mg kg^{-1} , respectivamente. Las principales formas minerales del As son: arsenopirita (FeAsS), rejalgar (AsS) y oropimente (As_2S_3) (Bundschuh, 2008). En el caso de Cd son: greenockita (CdS), otavita (CdCO_3) y monteponita (CdO ; Anliker *et al.*, 1980; Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

Para extraer los elementos metálicos de los minerales se emplean una serie de procesos físicos y químicos que en conjunto se conocen como extracción metalúrgica, que inicia con la molienda y reducción del tamaño de partícula de los minerales ($<40 \mu\text{m}$) para su separación (Gasparrini, 1993). Posteriormente, se utilizan ácidos, bases o agua para fundir los minerales a distintas temperaturas, desde $25 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta $500\text{-}1600 \text{ }^\circ\text{C}$; por último, se eliminan las impurezas y recuperan otros elementos asociados por medio de procesos de precipitación, cristalización o cambios de forma química.

Los procesos de minería y extracción metalúrgica generan una gran cantidad de residuos, que incluye a las rocas de distinto tamaño que cubren a los depósitos (ganga) y los residuos de distinta mineralogía que son triturados, molidos y lavados que se desechan en forma de lodos y con frecuencia se colocan en grandes montículos en el área circundante a la mina (formando presas de jales). Aunque los procesos de extracción son complejos, los materiales de desecho contienen elementos metálicos en elevadas concentraciones (mayor a 0.1% en

peso) que son aportados al ambiente (Adriano, 1986; Jelenová *et al.*, 2018; Lottermoser, 2007). Además de los residuos sólidos, durante los procesos de tratamiento y extracción metalúrgica se producen vapores y partículas que se emiten a la atmósfera y una gran cantidad de aguas residuales que pueden contener ácidos, bases, sólidos disueltos y suspendidos, que al ser descargadas pueden liberar elementos traza, sustancias radiactivas o sales a los sistemas acuáticos (Lottermoser, 2007). La producción y acumulación de los residuos mineros tienen impactos sobre el ambiente, asociados a la dispersión de elementos con potencial tóxico por erosión (dispersión de micropartículas), drenaje y transformación de los materiales, por lo que se ha vuelto un problema ambiental importante que puede ser considerado como contaminación puntual por sus implicaciones ecosistémicas en el área de exposición (Hayes *et al.*, 2014; Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018). Las rutas de dispersión dependen de las condiciones climáticas y del relieve, que además direccionan la transformación de los materiales. En regiones semiáridas, el transporte de partículas de los jales por el viento es el principal mecanismo de dispersión. Las partículas pequeñas (<2 μm) son las que pueden dispersarse más fácilmente, representando un riesgo para la salud humana y los ecosistemas (Hayes *et al.*, 2012). En esos ambientes, la transformación ocurre de forma progresiva en la superficie de los jales, por ejemplo, de sulfuros de hierro (FeS) a óxido/hidróxidos como la ferrihidrita ($\text{Fe}_5(\text{OH})_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}_3$) y yeso (CaSO_4), que a su vez forman otros minerales secundarios del grupo de la jarosita $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$ y schwertmannita $\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4$ (Hayes *et al.*, 2014).

Un proceso menos común en zonas semiáridas es el drenaje ácido donde los minerales sulfurados se oxidan, lo que genera lixiviados ácidos que pueden contener altos niveles de elementos traza y producir efectos tóxicos (Root *et al.*, 2015). Esto es particularmente relevante ya que afecta los procesos químicos del suelo, propiciando la solubilización e incorporación de los elementos traza en la cadena trófica y potencializa su efecto tóxico en los seres vivos (Sengupta, 1993). Aunque es importante considerar el ambiente geológico que genera un fondo geogénico o valores de referencia de la concentración de elementos

potencialmente contaminantes (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018) para el análisis de las implicaciones ecosistémicas.

1.4 Contaminación del suelo por elementos traza

La contaminación del suelo es un proceso de degradación química, resultado del aumento en el contenido de elementos o sustancias, que pueden tener efectos adversos en el desarrollo de los organismos (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018). Las fuentes de contaminación pueden ser naturales como: intemperismo de minerales con un alto contenido de elementos, erupciones volcánicas e incendios forestales (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018; Salminen y Gregorauskiene, 2000). Sin embargo, la mayor parte de la contaminación es generada por actividades antrópicas como: eliminación y tratamiento de residuos, actividades comerciales e industriales, derrames por transporte terrestre, operaciones militares y operaciones nucleares. La dispersión de los contaminantes puede ser puntual o difusa, la primera es fácilmente identificable debido a su origen e impacta un área determinada, la contaminación difusa puede tener una o más fuentes, no distinguibles fácilmente e involucra procesos de transformación y transporte antes de integrarse al suelo (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018). Se ha demostrado que la capacidad de regulación de contaminantes es distinta entre los grupos de suelo, ya que varía con el grado de evolución y con las propiedades edáficas (Cerqueira *et al.*, 2011; Lafuente *et al.*, 2008; Shaheen, 2009; Violante *et al.*, 2010) y se asocia a procesos edafogenéticos diversos.

Los elementos traza son contaminantes derivados de estas actividades (FAO y ITPS, 2015), tienen una gran relevancia por la gran cantidad de emisiones al ambiente. Su persistencia en los ecosistemas, a nivel biológico son de suma importancia ya que intervienen en procesos bioquímicos específicos y su exceso puede generar toxicidad y efectos en la salud de los organismos (Adriano, 1986; Borrell *et al.*, 2016). Estos elementos se definen por su abundancia e integra a metales y metaloides, su concentración en el ambiente es menor a 1000 mg kg^{-1} (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). En el suelo, la presencia de elementos traza puede ser de origen litogénico, derivada del intemperismo del material parental

(Alloway, 2013) y de origen antrópico, considerada la principal fuente de producción y enriquecimiento (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018) por la actividad industrial, manejo inadecuado de residuos y actividad minera (Tarazona, 2014). Además, su origen edafogénico se asocia a la acumulación y distribución de los elementos traza en los horizontes por procesos edáficos como parte de la composición de las partículas minerales del suelo y por la adsorción en los coloides inorgánicos y materia orgánica (Kabata-Pendias y Pendias, 2001; Palumbo *et al.*, 2000; Quezada-Hinojosa *et al.*, 2015). Lo que es importante resaltar, es que la acumulación de los elementos traza en el suelo tiene diferente dinámica, si se considera su origen de contaminación. En particular, los residuos producidos por la minería provocan el aumento de la concentración de elementos que sobrepasa a su concentración geogénica, causando un alto impacto en los procesos en el suelo circundante a las zonas mineras (Hooda, 2010).

1.5 Procesos de regulación de los elementos traza en suelos de zonas áridas

Los elementos traza, se encuentran en el suelo en formas solubles (como iones libres hidratados), en la estructura cristalina de los minerales, en formas intercambiables, en complejos organo-minerales y/o precipitados (McBride, 1994). Los procesos que controlan su movilidad son: interacciones de superficie, adsorción/desorción, absorción y precipitación/disolución (Deverel *et al.*, 2011; McBride, 1994).

En regiones semiáridas, donde se desarrollan Solonetz, Solonchaks, Calcisols y Gypsisols, los elementos traza están asociados principalmente a los minerales primarios, retenidos en su estructura cristalina y se movilizan lentamente por el intemperismo, por lo que es importante medir las concentraciones totales. En menor cantidad, los elementos se encuentran como carbonatos, bicarbonatos y yeso que al tener baja solubilidad los hace medianamente inmóviles (Navas y Lindhorfer, 2003). Por ello, se favorecen los procesos que estabilizan los elementos e impiden su disponibilidad en los ecosistemas. Cuando los suelos son medianamente evolucionados, donde se transforma el material parental y ocurre la formación/acumulación de arcillas en los horizontes subsuperficiales, como en los

Cambisols, los procesos de sorción/desorción adquieren una mayor importancia en la regulación de los contaminantes (Bolan *et al.*, 2013; Naidu *et al.*, 1998).

Existen otros procesos edafogénicos asociados a la acumulación de coloides orgánicos y minerales que corresponden a suelos desarrollados en zonas templadas y húmedas, que son fundamentales en la estabilización de elementos traza. En estos, la adsorción de los elementos traza ocurre en la superficie activa de las partículas coloidales: materia orgánica, óxidos/hidróxidos de Fe/Mn/Al, arcillas silicatadas y algunas sales solubles como carbonatos de calcio (Adriano, 1986; Alloway, 2013).

La movilidad de los elementos traza depende de propiedades edáficas como pH, procesos redox, presencia y contenido de ligandos orgánicos e inorgánicos y composición iónica de la solución del suelo a través de mecanismos como son la acidificación, cambios en las condiciones redox, reacciones de complejación y cambios en la composición iónica de la solución (Alloway, 1995; Violante *et al.*, 2010). Cada uno de los elementos traza tiene un comportamiento geoquímico específico, sin embargo la similitud en radio iónico o valencia genera que compitan en ciertos procesos. La movilidad de los elementos traza es de suma importancia para la disponibilidad para ser tomados por las plantas (Burt *et al.*, 2003). Debido a esto la concentración de metales traza potencialmente contaminantes dependen de las fracciones pedo-geoquímicas, de los procesos y factores que se llevaron a cabo en la formación de suelo (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018).

1.6 Toxicidad de elementos traza en las plantas

Los elementos traza pueden separarse en esenciales y no nutrientes. Dentro de los esenciales, existen micronutrientes, como Cu, que forma parte de la estructura de las proteínas, cloroplastos y mitocondrias. Este elemento participa en procesos metabólicos de la pared celular y respuesta al estrés, por ello es requerido en baja concentración (Furini, 2013). Sin embargo, su exceso en el suelo puede tener efectos negativos en las plantas. Los elementos no nutrimentales como Cd, Pb y As, son considerados tóxicos en bajas concentraciones debido a que no tienen

una función metabólica en los organismos (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). La toxicidad de los elementos depende de su estado de oxidación, de la coexistencia con otros elementos (convirtiéndolos en sinérgicos o antagónicos), así como de la combinación de iones y de la especie química con la que interactúen (Tchounwou *et al.*, 2012).

A nivel fisiológico, As, Cd y Pb tienen efectos negativos en la toma de nutrientes en raíces, reducen la germinación, la tasa fotosintética e inhiben el crecimiento (Shahid *et al.*, 2015; Singh y Tewari, 2003). Debido a su amplio efecto tóxico, las células encargadas de la adsorción de metales en la raíz son las primeras en verse afectadas; sin embargo, los síntomas de toxicidad visibles varían para cada especie vegetal (Nagajyoti *et al.*, 2010). Algunos de los efectos evidentes de toxicidad por elementos traza que se manifiestan en tallos, hojas y raíces son: clorosis, marchitez, enrollamiento y pigmentación rojiza en hojas, reducción del crecimiento de hojas y tallos, necrosis, enrojecimiento de raíces, baja producción de biomasa y de semillas y ocasionalmente la muerte (Adriano, 1986; Furini, 2013; Kabata-Pendias y Pendias, 2001). En el caso de Cd se ha observado la disminución del crecimiento y la actividad enzimática en las raíces cuando la concentración en el suelo es superior a 20 mg kg^{-1} , lo que indica estrés fisiológico (Chen *et al.*, 2003)

1.7 Interacción de los elementos traza en el sistema suelo-planta

La rizosfera es la interfaz en la que ocurren interacciones entre las raíces, microorganismos y los elementos disponibles del suelo. La disponibilidad de los elementos traza para las plantas depende de la movilidad; asociada a los procesos de intemperismo, desorción y disolución. Los elementos que se encuentran en la solución del suelo se adsorben a la superficie externa de la raíz. Es en la pared celular donde se inmovilizan los elementos a través de la producción de exudados extracelulares (como mucílagos). Una vez que son inmovilizados ingresan a las células de la raíz por difusión pasiva cuando el ion se transporta en la misma dirección de la fuerza física que actúa sobre él o activa si las células requieren energía metabólica para moverlo (Azcón-Bieto y Talón, 2000;

Shahid *et al.*, 2017). Se considera que la raíz es la primera barrera de entrada de los elementos a la planta, a través de la producción de exudados extracelulares a la matriz del suelo que tienen el papel de quelar los elementos traza y prevenir su entrada a las células de la raíz. La pared celular de la raíz inmoviliza elementos traza en sitios pécticos y en carbohidratos extracelulares como el mucílago, previniendo la absorción de los elementos en el citosol. Además, existen otros mecanismos de respuesta como la reducción del flujo de elementos a través de la membrana plasmática, bombeo de salida de membrana en el apoplasto, la quelación del metal en el citosol por fitoquelatinas, metalotioneínas, ácidos orgánicos y aminoácidos y acumulación en la vacuola, entre otros (Furini, 2013).

Diversos estudios de toxicidad han permitido conocer la respuesta de las plantas a la contaminación y categorizarlas en especies sensibles y tolerantes. Esa respuesta dependerá de la toxicidad de cada elemento y de la estrategia adaptativa de la planta. Como respuesta a la acumulación y toxicidad de elementos traza en el suelo, las plantas han generado mecanismos complejos de tolerancia a nivel fisiológico, que controlan la entrada, acumulación y detoxificación de los elementos, sobre todo para aquellos que no tienen una función fisiológica específica. Las estrategias de tolerancia asociadas a la exclusión de elementos son reducidas, principalmente se han identificado aquellas que regulan la entrada y movimiento a través de distintas partes de la planta (Benavides *et al.*, 2005). Entre las estrategias de tolerancia que han desarrollado las plantas pueden encontrarse la inmovilización en la pared celular de las raíces o estrategias de acumulación en las células de la raíz (Knight *et al.*, 1997), que impiden el paso a otros órganos de la planta. La exclusión es otro mecanismo que consiste en impedir la entrada del elemento por medio de la quelación en la superficie externa de la raíz (Sanita di Toppi y Gabbrielli, 1999). Además, existen estrategias de translocación a otras partes de la planta como tallos, hojas y frutos (Knight *et al.*, 1997). En zonas mineras con un alto contenido de elementos traza es común encontrar especies que tienen estrategias de tolerancia como la acumulación, en raíces como *C. ciliaris* y *O. lasiacantha*; así como en tallos y hojas ej. *Nicotina glauca* y *Flaveria pubescens* (Santos-Jallath *et al.*, 2012; Sun *et al.*, 2016). La

diversidad de estrategias de tolerancia desarrolladas por las plantas genera cambios en el comportamiento de las comunidades vegetales (Conesa *et al.* 2007). En ambientes semiáridos, se ha observado que la riqueza de especies del matorral disminuye en las zonas más cercanas a la fuente de contaminación, por efecto del aumento de la concentración de elementos traza (Ginocchio, 2000). Por esta razón, la biodiversidad ha sido utilizada como un indicador de los efectos de la contaminación, mostrando que el aumento del contenido de elementos traza en suelos tiene un impacto negativo en la diversidad y riqueza de especies (Dazy *et al.*, 2009; Hernández y Pastor, 2008).

1.8 Caracterización del matorral xerófilo

El matorral xerófilo es una comunidad característica de zonas semiáridas en México, que abarca cerca del 40% del territorio nacional. Se compone de diversas formas de vida, entre las que destacan arbustos de abundante o escasa ramificación con hojas sencillas o compuestas, espinosos y no espinosos; así como herbáceas y algunos árboles de abundante ramificación, espinosos y no espinosos (González, 2012). El matorral xerófilo puede establecerse en una amplia diversidad de relieve y suelo, cuyas características pueden determinar la composición de la comunidad (González-Rodríguez *et al.*, 2010; Ramírez-Lozano *et al.*, 2013). Es así que la composición florística es muy variada, aunque se pueden distinguir familias como Compositae, Leguminosae, Gramineae, Cactaceae y Chenopodiaceae, esta última con mayor abundancia en suelos salinos (Rzedowski, 1978). Sin embargo, la composición de especies dentro de estos ecosistemas está amenazada por la actividad humana. Distintos trabajos han estudiado el impacto de actividades como: ganadería, agricultura, turismo y minería, lo que resulta en la fragmentación de los ecosistemas y pérdida de la biodiversidad, con valores variados de $H' = 4.99$ en zonas mineras a $H' = 1.87$ en zonas con uso pecuario (Arriaga, 2009; Mora-Donjuán *et al.*, 2014; Sarmiento-Muñoz *et al.*, 2019).

La perturbación provocada por la minería ha generado cambios negativos en la composición y estructura del matorral xerófilo por efecto de la contaminación,

como la lenta revegetación y disminución de la biodiversidad (Conesa *et al.*, 2007; Hernández y Pastor, 2008). A pesar de eso, algunas especies nativas del matorral xerófilo han desarrollado estrategias de tolerancia frente a la contaminación, como la exclusión y acumulación en raíces y hojas (Freitas *et al.*, 2004; Sun *et al.*, 2016). Distintos estudios han evaluado esa capacidad, lo que ha permitido identificar el potencial fitoacumulador en especies xerófilas como *Nicotiana glauca*, *Flaveria pubescens*, *Tecoma stans*, *Prosopis sp* y *Mauradya antirrhiniflora* (Santos-Jallath *et al.*, 2012). Así como el desarrollo de especies xerófilas excluyentes como el género *Cytisus*, que restringen la entrada de elementos traza a la raíz (Monterroso *et al.*, 2014).

1.9 Objetivos e hipótesis

De acuerdo con estudios previos en zonas mineras, los residuos depositados son una fuente de dispersión de contaminantes al ambiente, en particular al suelo. Específicamente, la movilidad de los elementos traza en los horizontes el suelo está relacionada con los procesos edáficos que promueven la estabilización y/o solubilidad de los elementos, que dependen del grado de desarrollo del suelo. Además, el enriquecimiento de ET en el suelo por la actividad minera, representa un riesgo de generar toxicidad en las plantas y tener un efecto negativo en la estructura y composición de las comunidades vegetales, que propicia el establecimiento de especies con estrategias de adaptación. Por ello, se plantean las siguientes hipótesis:

1. Si la concentración de As, Cd, Cu y Pb en suelo está determinada por el grado de exposición a los residuos mineros, entonces los suelos más cercanos a la fuente son los que representan una mayor concentración, así como aquellos que tengan mayor desarrollo, lo que favorece la estabilidad de los elementos traza por los componentes del suelo.
2. Si el matorral xerófilo se establece en suelos contaminados con altas concentraciones de elementos traza, se espera que la toxicidad tenga un efecto negativo en los atributos comunitarios, poblacionales y fisiológicos, favoreciendo la abundancia de especies tolerantes a la contaminación.

Objetivo general

Analizar la distribución de As, Cd, Cu y Pb en suelos contaminados por residuos mineros, su impacto en las propiedades de la comunidad del matorral xerófilo y su efecto en *Ayenia rotundifolia* en Xichú, Guanajuato.

Objetivos específicos

- Evaluar el contenido total de As, Cd, Cu y Pb en los suelos con distinto grado de desarrollo y exposición a los residuos mineros.
- Caracterizar la estructura y composición de la comunidad vegetal asociada a los suelos expuestos a residuos mineros.
- Evaluar el efecto de la exposición a elementos traza del suelo sobre los atributos comunitarios, poblacionales y respuestas funcionales de *Ayenia rotundifolia*.

Capítulo 2

Descripción del sitio de estudio

2.1 Localización

El estudio se realizó en el distrito minero Xichú, en las inmediaciones de la mina La Aurora (SGM, 2016) en el municipio de Xichú, Guanajuato (Figura 1), situado en la porción este de la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda de Guanajuato. La región se reconoce por su diversidad biológica, incluyendo especies en peligro de extinción y por los servicios ambientales de captura de carbono y recarga de acuíferos (CONANP, 2005). El distrito minero Xichú tiene registros de extracción a partir de la época colonial, los principales elementos extraídos fueron Pb, Zn, Cu, Ag y Au, la actividad extractiva finalizó en 1957 (Consejo de Recursos Minerales, 1982; Miranda, 1978).

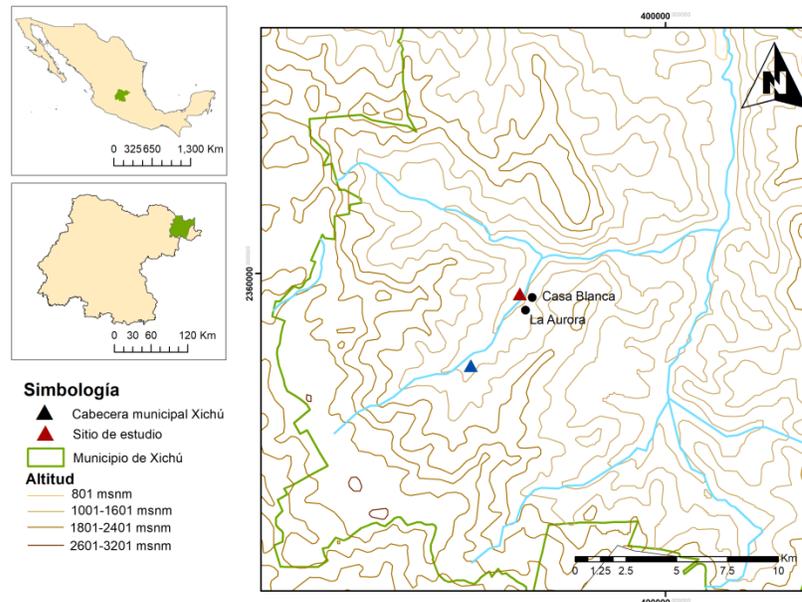


Figura 1. Localización geográfica del sitio de estudio en Xichú, Guanajuato.

2.2 Caracterización ambiental del sitio de estudio

Ubicación fisiográfica

El sitio de estudio se ubica entre 21°19'47.5" LN 100°01'59.3" LO a 1105 m snm, en la convergencia de dos provincias fisiográficas, la Sierra Madre Oriental (SMO) y la Mesa del Centro (MC), en las subprovincias Carso Huasteco y Sierras y Llanuras del Norte de Guanajuato, respectivamente. La SMO es un sistema montañoso con orientación predominante al noroeste, compuesto por levantamiento y deformación de rocas carbonatadas del Mesozoico, cubiertas por calizas del Cretácico, plegado durante la orogenia Laramide, que se extiende desde el norte de Coahuila hasta los límites con el Eje Neovolcánico Transmexicano, paralelamente a la costa del Golfo de México (Eguiluz-de Antuñano *et al.*, 2000; Lugo-Hubp, 1990). Los plegamientos de estratos han generado la presencia de una topografía ondulada y paralela, que domina el paisaje de la región. La subprovincia denominada Carso Huasteco corresponde a la porción sur de la SMO y se caracteriza por valles y procesos de disolución de calizas, formando una topografía kárstica de pozos, dolinas y grutas (SGM, 2009), estudios muestran que es un proceso lento y poco expresado en el paisaje de la zona. La Mesa del Centro es una altiplanicie localizada entre la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre Occidental, se considera una cuenca intermontana que fue rellenada en el Neógeno-Cuaternario por acarreo de sedimentos de origen volcánico. Debido a su posición se pueden encontrar rocas volcánicas variadas, riolíticas terciarias y mesozoicas plegadas. En particular, rocas intrusivas, metamórficas y volcánicas intermedias y básicas. Entre las principales formas del relieve se encuentran sierras, mesas de origen volcánico y piedemonte (Lugo-Hubp, 1990).

Geología

Las rocas más antiguas presentes en la zona son calizas masivas y calizas con pedernal del Cretácico, relacionadas a las facies de la formación El Doctor (Albiano-Cenomaniano) y lutitas rojas que afloran en la parte norte de Xichú. La

formación Soyatal sobreyace a la formación El Doctor, representada por calizas-lutitas rojas en la parte inferior y calizas-lutitas-limolitas en la parte superior, correspondientes al Turoniano Superior (Segerstrom, 1965). Esta formación aflora en los alrededores de la zona de estudio. Además, cerca de la zona de estudio también afloran pizarras calcáreas bituminosas con calizas negras, metamorfizadas durante el plegamiento pertenecientes a la formación Soyatal (Miranda, 1978). Posteriormente, las rocas sedimentarias fueron intrusionadas por cuerpos de composición diorítica y finalmente se emplazaron derrames volcánicos terciarios de andesitas, riolitas, tobas riolíticas y basaltos (Consejo de Recursos Minerales, 1991). La mayor parte del área está cubierta por rocas volcánicas félsicas del Terciario y rocas ígneas intrusivas emplazadas en la formación Soyatal (Miranda, 1978). Las rocas de la formación El Doctor predominan en el área, aflorando en las inmediaciones del poblado de Xichú. Estratigráficamente se distinguen cuatro facies denominadas: La Negra, San Joaquín, Socavón y Cerro Ladrón, siendo Cerro Ladrón la que corresponde al sitio de estudio, caracterizada por caliza de estratificación gruesa y grano fino con contactos incipientemente metamorfizados cerca de los cuerpos intrusivos. Las calizas masivas corresponden al 70% de los afloramientos de la región con un sistema fallamiento (Consejo de Recursos Minerales, 1991). Entre los cuerpos intrusivos, el más importante aflora cerca de la zona de estudio, compuesto de cuarzomonzonita y monzonita, además hay un gran número de diques máficos y félsicos asociados, de la misma composición, que contienen yacimientos polimetálicos en formas sulfuradas de Fe, Pb, Zn, Ag, Cu y plata roja, que son extraídos en formas minerales como: blenda, galena, calcopirita y plata roja, presentada como exolución de la galena. Además, se puede encontrar: pirita, cuarzo, calcita, hematita, limolita, magnetita y yeso (Miranda, 1978; Randall *et al.*, 1994).

Hidrología

El sitio de estudio pertenece a la región hidrológica río Pánuco, específicamente se ubica en la porción oriental de la cuenca del Río Tamuín, caracterizada por un drenaje de tipo dendrítico. Las corrientes son de tipo perenne, siendo el río Santa

María el principal colector de la cuenca que fluye en dirección poniente-oriental y sus afluentes principales son los arroyos: El Jofre, Manzanares y Xichú. En términos de hidrología subterránea, el sitio de estudio corresponde a la zona geohidrológica Valle Xichú-Atarjea (CONAGUA, 2011). Los acuíferos de la zona son poco explotados debido al terreno abrupto, lo que provoca poco uso de agua para la agricultura. Están confinados por depósitos aluviales de poca extensión y grandes depósitos fracturados de roca volcánica de tipo riolítica, y de calizas carstificadas (INEGI, 1998). En la zona se localizan manantiales con un flujo de al menos 30.15 millones de m³ por año, estas características permiten considerarla como la mayor reserva de agua en Guanajuato (Ramos Arroyo *et al.*, 2016). El escurrimiento perenne más importante en el sitio de estudio es el Río Xichú, el cual cruza por la cabecera municipal y continúa al NE, pasando por la zona de minas y residuos mineros.

Clima

Los datos corresponden a las normales climáticas de la estación 11083 Xichú (21°18'01"N, 100°03'49" W, 1331 msnm) en el periodo 1951-2010 (SMN, 2010). Según García (2004) el clima del sitio corresponde a BS₁hw(e)g considerado como semiseco semicálido con régimen de lluvias intermedio, la temperatura media es 21.3°C, la temperatura máxima y mínima mensual son 24.9 °C y 16.9 °C, respectivamente, esta oscilación térmica lo clasifica como un clima extremo. La precipitación media anual es 575.5 mm, siendo de junio a septiembre la temporada de lluvias. Los meses más cálidos son abril, mayo y junio y los más fríos diciembre, enero y febrero (Figura 2).

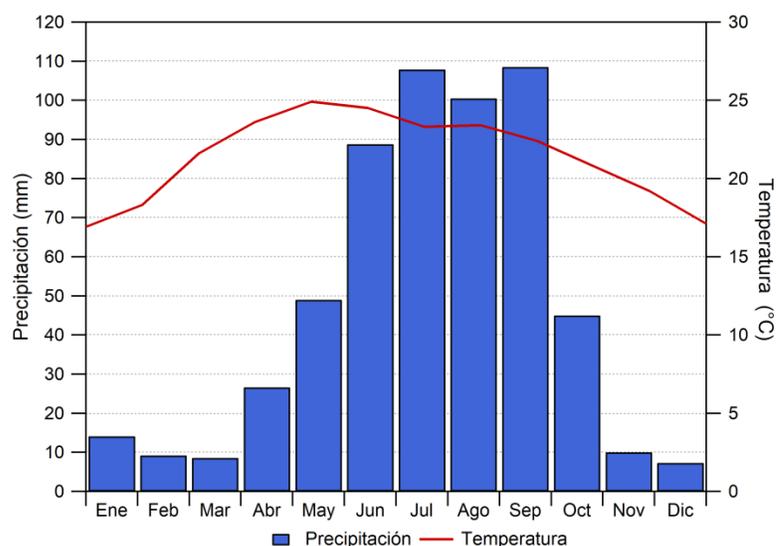


Figura 2. Climograma del sitio de estudio.

Vegetación y uso de suelo

Regionalmente, Xichú se ubica dentro de la porción noreste del estado, conocido como “Sierra Gorda”, en este sentido comparte vegetación con San Luis Potosí y Querétaro. La vegetación está dominada por matorrales xerófilos, bosques de encino y/o de coníferas. Los bosques de encino en la franja altitudinal de 1550 a 1700 m snm están dominados por *Quercus jonesii*, colindando en su límite inferior con matorral xerófilo, encontrado principalmente en las depresiones y en las partes inferiores de los valles, en altitudes menores a 1800 m snm. Específicamente, Xichú pertenece a los valles del Río Santa María y sus afluentes, donde domina el matorral submontano, conformado principalmente por arbustos sin espinas. Las especies dominantes son: *Helietta parvifolia*, *Neopringlea integrifolia*, *Acacia berlandieri*, *Bursera fagaroides*, *Lindleya mespiloides*, *Sophora secundiflora*, *Colubrina greggii*, *Cordia globosa*, *Morkillia mexicana*, *Gochnatia hypoleuca*, *Pithecellobium pallens*, *Karwinskia mollis*, *Eupatorium espinosarum*, *Machaonia coulteri*, *Ayenia rotundifolia* y *Cigarrilla mexicana*. Además, entre el matorral xerófilo existen algunos manchones de bosque tropical caducifolio donde destaca la presencia de *Bursera morelensis*, principalmente en las laderas de

exposición sur. Sin embargo, su composición difiere poco del matorral xerófilo (CONABIO, 2012; Rzedowski *et al.*, 1996; Rzedowski y Calderón, 1996). En Xichú y municipios aledaños se encuentran la mayoría de endemismos y especies de distribución limitada reportadas en el estado de Guanajuato, debido a la variabilidad de condiciones ambientales ocasionadas por la topografía accidentada. Entre ellos destacan: *Calibanus glassianus*, *Chrysactinia luzmariae*, *Echeveria xichuensis*, *Hechtia pretiosa* y *Turbinicarpus alonsoi* (Zamudio y Galván, 2011).

Diversidad edáfica

En general, en toda la región de la Sierra Gorda se encuentran suelos poco desarrollados, dominados por textura arenosa, con baja retención de humedad y por lo tanto con alta permeabilidad, y con bajo contenido de materia orgánica. El área está cubierta principalmente por Regosoles, los cuales ocupan gran parte del municipio de Xichú, así como Luvisols y Leptosols en los límites de Xichú y Atarjea (CONAFOR, 2015; INEGI, 2017). Los Regosols son suelos de bajo desarrollo edafogenético y Leptosols son suelos someros y con alto contenido de pedregosidad, limitados por roca, tepetate o caliche endurecido; están asociados a las laderas con pendiente pronunciada de la Sierra Madre Oriental (INEGI, 2004, WRB 2015) y por otra parte los Luvisols, caracterizados por un horizonte subsuperficial con mayor contenido de arcilla por el proceso de iluviación (WRB, 2015). En el municipio de Xichú abundan los Eutric Regosols, suelos delgados con poco desarrollo, sobre materiales no consolidados, ubicados sobre la topografía accidentada. Estos suelos se consideran fácilmente erosionables, no aptos para agricultura o pastoreo (CONABIO, 2012).

Capítulo 3

Materiales y métodos

3.1 Selección del sitio de estudio

El sitio de estudio se identificó utilizando imágenes satelitales del software Google Earth 2015, mapas temáticos y finalmente se realizó el ajuste del sitio de estudio en campo. Se utilizó la carta geológico-minera de Xichú 1:50 000 (SGM, 2001), carta topográfica Xichú 1: 50000 (INEGI, 1999) y la carta edafológica 1:50000 (CETENAL, 1982). Los criterios de selección del sitio fueron: geomorfología de la microcuenca, unidades geomorfológicas de paisaje donde se consideró la posición en la ladera, exposición y pendiente. Se delimitó la macrocuenca “Xichú” con base en las geoformas del sitio, considerando como límite el parteaguas de la cuenca, donde se ubicaron las minas y las principales acumulaciones de residuos mineros, los cuales se encontraban al margen del camino Xichú-misión de Santa Rosa y del río Xichú. El sitio se estableció en una ladera escarpada con pendiente mixta (Schoeneberger *et al.*, 2002) orientada 42° NE. Adicionalmente, se consideraron criterios como la presencia de residuos mineros, preferentemente posicionados en la porción baja de las laderas, así como la presencia de matorral xerófilo en la mayor parte de la ladera.

Tabla 1. Ubicación geográfica y posición en el relieve de los perfiles tipo del sitio de estudio.

Perfil	Transecto	Posición	Distancia al jal (m)	Coordenadas	Altitud (m snm)
Technosol	P1	Ladera baja	0	21°19'47.5" N 100°01'59.3" W	1105
Cambisol	P1	Ladera media	30	21°19'47.8" N 100°2'00.2" W	1124
Technosol	P2	Ladera baja	0	21°19'47.5" N 100°01'59.3" W	1105
Cambisol	P2	Ladera baja	20	21°19'47.2" N 100°01'59.4" W	1098

De acuerdo con estudios similares en zonas influenciadas por minería (Álvarez-Ayuso *et al.*, 2013; Dazy *et al.*, 2009; Puga *et al.*, 2006), el muestreo se realizó mediante el establecimiento de dos transectos de 40 m (Figura 3) distribuidos de forma paralela y perpendicular a la ladera y a los residuos mineros, pendiente arriba dirección 33° NE (P1) y con dirección 40° NE (P2) considerando la influencia de los jales. En cada transecto se describieron y muestrearon dos perfiles tipo a distinta posición de la ladera y distancia a los residuos mineros (Tabla 1) de acuerdo con Schoeneberger *et al.* (2002), se establecieron 5 cuadros de muestreo (5x5 m) con separación de 10 m entre ellos (0, 10, 20, 30 y 40 m). En cada cuadro se colectaron muestras simples de los dos primeros horizontes de los suelos, con base en las profundidades de los perfiles tipo, utilizando una pala de plástico. Además, se colectaron muestras de plantas y se realizó un análisis de composición y estructura de la vegetación.

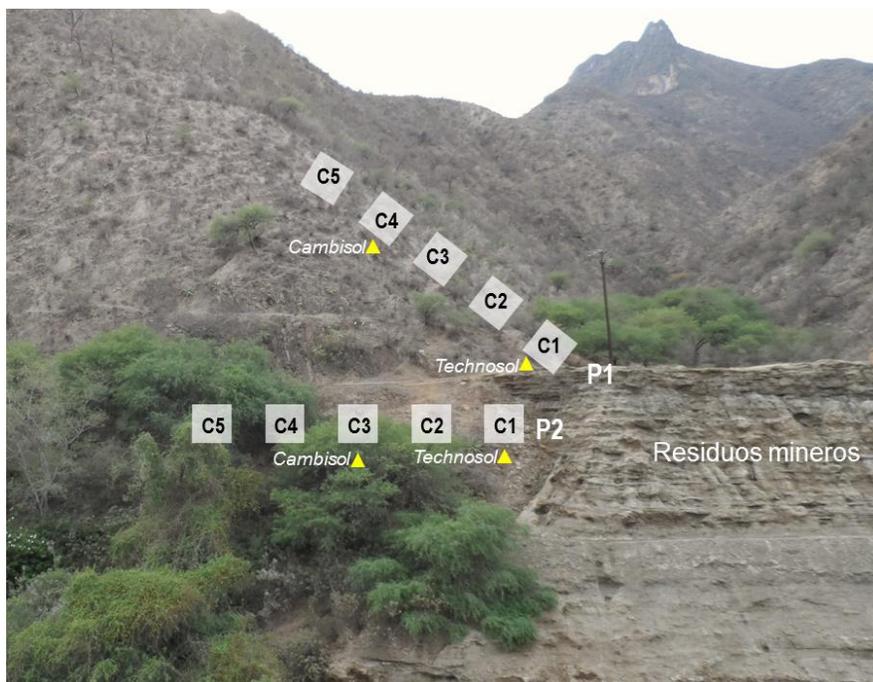


Figura 3. Diagrama de muestreo de suelos-vegetación por cuadros y ubicación de los perfiles tipo respecto a los residuos mineros. Donde P1 es el transecto pendiente arriba y P2 es paralelo a la ladera.

3.2 Análisis de suelos

La determinación del grupo de suelo referencial (GSR) se realizó de acuerdo con la Base Referencial Mundial de Suelos (WRB, 2015), mediante la descripción y determinación de propiedades físicas y químicas de perfiles tipo en la parte baja y media de la ladera en P1; en P2 se consideró la distancia respecto a los residuos mineros, donde el primer y segundo perfil tipo se situaron a 0 y 20 m del jal, respectivamente en la misma cota altitudinal. La descripción morfológica de los perfiles tipo en campo se realizó de acuerdo con Siebe *et al.* (2006) y FAO (2009). Las variables consideradas fueron: profundidad, límites entre horizontes, textura, estructura (tipo, tamaño y grado de desarrollo), color en campo, pH-H₂O, contenido de materia orgánica y contenido de carbonatos. Para la determinación de propiedades físico-químicas y contenido de elementos traza se colectaron muestras por duplicado de cada horizonte del perfil tipo. Además se realizaron tres barrenaciones del horizonte superficial y subsuperficial del suelo en cada uno de los cuadros de ambos transectos, para determinar la concentración de metales pesados con la distancia. Las muestras fueron trasladadas al Laboratorio de Conservación y Rehabilitación de la Zona Crítica Edáfica UMDI-J UNAM para su caracterización física y química.

Con base en ISRIC (2002), las muestras fueron secadas a temperatura ambiente durante 48 horas, molidas y tamizadas en malla 10 (< 2mm) y malla 60 (< 0.25 mm) para el análisis de las distintas propiedades edáficas: pH, carbono orgánico del suelo (COS) y textura. Particularmente para la determinación de textura, las muestras fueron tratadas de acuerdo con ISRIC (2002) y analizadas por el analizador de partículas láser Analysette 22 Microtec-plus por vía húmeda marca Fritsch.

Cuantificación de elementos traza

La determinación de elementos traza en suelos se realizó en la fracción total, aplicando la técnica de digestión ácida con el método 4H1a1b1-21 (Soil Survey Staff, 2014), proceso en el cual se pesaron 0.4 g de muestra tamizada por malla

270 (<0.053 mm), se adicionaron 9 ml de HNO₃ y 3 ml de HCl (grado instra) y fueron digeridas en un microondas CEM Marx Xpress. Para asegurar la calidad de cada digestión se fortificó una de las muestras, agregando 0.25 ml del estándar multielemental de control de calidad QCS-26 marca High Purity, además en cada digestión de muestras se añadió un blanco control y una muestra de concentración conocida certificada Nist Soil Montana SRM-2711a. Las muestras fueron analizadas por la técnica de espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado por inducción (ICP-OES) Thermo iCAP 6500 Duo View por el método USEPA 200.7, en el laboratorio de Geoquímica Ambiental del Centro de Geociencias, UNAM Juriquilla. Para verificar el rendimiento del instrumento se utilizó una muestra control (MCL) de concentración conocida, introducida en distintos momentos del análisis. Para todos los casos, se trabajó con un porcentaje de recuperación de $\pm 20\%$ en los materiales de referencia adicionados (Anexo 4), de acuerdo a lo establecido en la normatividad mexicana para suelos contaminados NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT, 2007). El análisis de la concentración de elementos traza determinó su variación vertical y espacial con respecto a la distancia.

Para determinar la posible relación entre la concentración de los elementos en el suelo y su distancia a los residuos mineros, se realizó una prueba estadística de regresión lineal en el Software Soft Statistica v.10

3.3 Análisis de vegetación

El análisis comunitario y poblacional de la vegetación se realizó mediante un muestreo sistemático por cuadros (Mostacedo y Fredericksen, 2000), en P1 y P2. Se identificaron las especies presentes, se contaron los individuos y se midió el diámetro de la copa para estimar la cobertura de cada individuo (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Para cada morfoespecie se colectaron ejemplares botánicos para su determinación taxonómica, utilizando claves especializadas como Flora del Bajío y regiones adyacentes, una vez determinados fueron cotejados en la colección del Herbario de la Universidad Autónoma de Querétaro “Jerzy Rzedowski” (QMEX).

Para describir la estructura de la vegetación, en el sitio de estudio se estimaron los valores de importancia relativa (VIR) de las especies de acuerdo con Mostacedo y Fredericksen (2000), para ello se utilizaron los valores relativos de cobertura, frecuencia y densidad. Este análisis se realizó utilizando todos los cuadros de ambos transectos P1 y P2. Además, se determinó la riqueza, diversidad (índice Shannon) y densidad por cuadro.

La influencia de los elementos traza del jal sobre las propiedades comunitarias del matorral xerófilo fue analizado a través de su variación espacial, considerando la distancia al jal. El análisis de relación se llevó a cabo mediante una correlación de Spearman ($p < 0.05$, $\alpha = 4$), para cada tipo de transecto de manera independiente. Este análisis estuvo basado en valores promedio de los atributos comunitarios para cada uno de los cinco puntos evaluados en los dos transectos.

Un segundo nivel de análisis fue realizado a nivel poblacional, para ello se seleccionó a la especie arbustiva *Ayenia rotundifolia*, por ser la segunda especie más importante estructuralmente, cuyo VIR estaba compuesto por valores altos de cobertura, frecuencia y densidad, respecto a otras especies importantes y debido a que se registró en la mayoría de cuadros de muestreo de ambos transectos. Para evaluar la influencia de los residuos mineros en los atributos poblacionales se determinó la densidad y cobertura por cuadro, así como su variación respecto a la distancia a los jales mediante un análisis de correlación de Spearman ($p < 0.05$, $\alpha = 4$) de la misma forma que los atributos comunitarios.

Para evaluar el potencial bioestabilizador y/o bioacumulador de los elementos traza en la especie seleccionada, en el estudio a nivel poblacional, se seleccionaron tres individuos, de cada uno se colectaron raíces, debido a la exposición directa a la concentración de elementos del suelo. Se realizó la determinación de la concentración de elementos traza radicular (ETr) mediante el análisis de tejidos de acuerdo a los protocolos establecidos por Quezada-Hinojosa *et al.* (2015). Además, se calculó el factor de bioconcentración (FBC), como la relación entre el contenido del elemento en la raíz respecto al contenido

en el suelo con la siguiente fórmula (Santos-Jalath *et al.*, 2012; Sun *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2013):

$$FBC = \frac{\text{Concentración en la raíz}}{\text{Concentración en el suelo}}$$

Con base en Monterroso *et al.* (2014), cuando el $FBC < 1$ las plantas se consideraron excluyentes de ET, cuando el $FBC > 1$ corresponde a acumuladoras. El análisis estadístico de la distribución de elementos traza en suelos se realizó mediante un análisis de correlación de Spearman ($p < 0.05$; Roca-Pérez *et al.*, 2010) con el programa Soft Statística 10.

Capítulo 4

Resultados

4.1 Caracterización del grado de desarrollo del suelo y contenido de los elementos traza en la edafosecuencia

Los cuatro perfiles tipo evaluados en los transectos P1 y P2, presentaron diferencias en el grado de evolución, evidenciado por diferentes horizontes de diagnóstico. Los suelos fueron clasificados de acuerdo con la Base Referencial Mundial de Suelos (WRB, 2015) como Technosols y Cambisols, en P1 se ubicaron en la ladera baja y media, respectivamente; en tanto que en P2, se ubicaron en la ladera baja (Figura 4).

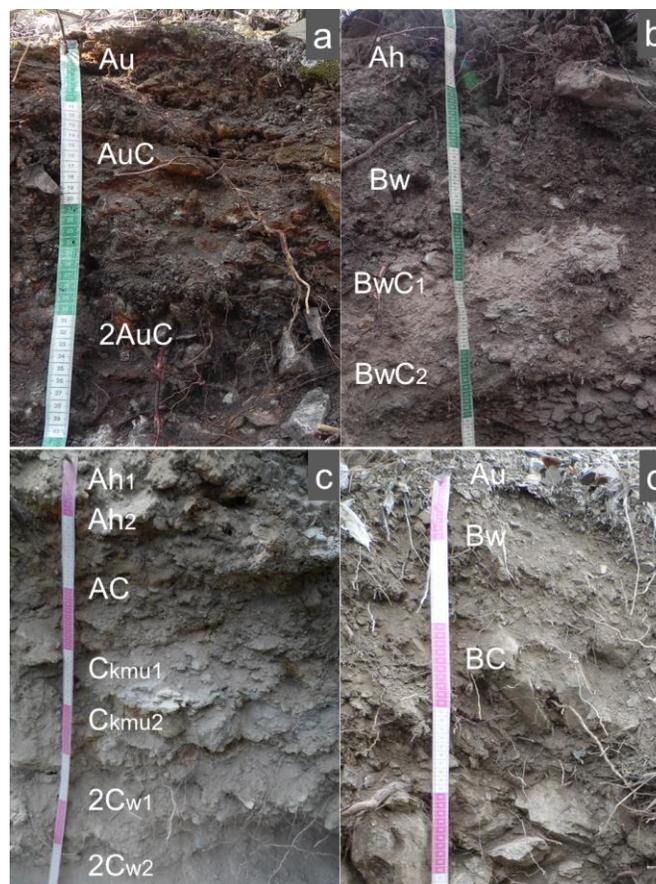


Figura 4. Suelos tipo sobre la ladera con exposición a desechos mineros en P1 y P2 a) P1-Technosol en ladera baja; b) P1-Cambisol en ladera baja; c) P2-Technosol, cercano a los residuos mineros y d) P2-Cambisol, distante de residuos mineros (20 m).

Las condiciones físico-químicas muestran que son suelos con abundancia de carbonatos, con un pH ligeramente alcalino, con un contenido bajo de COS principalmente en superficie, textura predominantemente arenosa y un ligero aumento de fracciones finas (limos y arcillas) en los horizontes subsuperficiales, que presentan acumulación variable de ET en los horizontes superficiales y subsuperficiales.

Particularmente, entre los suelos en P1, el Technosol de la ladera baja se caracterizó por una secuencia de horizontes Au-AuC-2AuC, diferenciados por cambios morfológicos entre las capas como textura, estructura y la presencia de artefactos (Tabla 2). La estructura fue laminar en Au y AuC con un cambio a bloques subangulares en 2AuC (Anexo 1). De la misma forma, la distribución de fracciones minerales indicó un aumento del contenido de arena en el horizonte AuC y de las fracciones limo y arcilla en el horizonte 2AuC (Tabla 2). En el horizonte AuC el pH disminuyó a ligeramente ácido en H₂O y se identificó un alto contenido (>20%) de materiales provenientes de los residuos mineros (artefactos) asociados a materiales sulfurosos, en condiciones reductoras, evidenciados por la reacción a HCl 1M (Anexo 1; WRB, 2015) con intenso olor a ácido sulfhídrico (FAO, 2009). El contenido de carbono orgánico del suelo (COS) fue >2 g kg⁻¹ en todo el perfil y moderado (hasta 8.0 g kg⁻¹) en el horizonte superficial (Au) y subsuperficial (2AuC).

La concentración de As y Pb en el perfil se consideró tóxica para la salud humana, ya que ambos excedieron los límites establecidos por la USEPA (2016). La secuencia de distribución por concentración fue As>Pb>Cu>Cd en todos los horizontes genéticos del perfil (Tabla 2), la acumulación se acentuó en el horizonte AuC. En el caso de Cd, la acumulación fue similar en todo el perfil. Debido a la caracterización de las propiedades del suelo tipo de la ladera baja se clasificó como Epileptic Spolic Technosol (Loamic, Calcaric, Ochric, Hyperartefactic, Sulfidic, Toxic).

Tabla 2. Propiedades físicas y químicas. Concentración total de elementos traza del Technosol en P1.

Hrz	Prof (cm)	Textura	A	L	R	pH 1:2.5		COS (g kg ⁻¹)	Totales			
						H ₂ O	KCl		As	Cd	Cu	Pb
Au	0-2	CA	51	33	16	7.8	3.9	8.0	2165.5	23.1	161.5	1375.8
AuC	2-20	AC	77	15	8	6.6	3.3	2.5	3028.8	22.4	283.0	2504.6
2AuC	20-40	C	39	39	16	7.6	3.8	7.2	151.4	23.1	57.4	138.7

CA= franco arenosa; AC= areno francosa; C= franca; A= arenas; L= limos; R= arcillas; COS= carbono orgánico del suelo

La ladera media se caracterizó por Cambisols, que limita con roca continua a 65 cm de profundidad, la secuencia de horizontes (Ah-Bw-BwC₁-BwC₂), exhibe características morfológicas de estructura en bloques subangulares en los horizontes subsuperficiales. La propiedad textural fue predominantemente franca a franco-arenosa con acumulación de la fracción fina en el horizonte Bw; además presentó un contenido alto (>30%) de pedregosidad en los horizontes BwC₁ y BwC₂ (Anexo 1). El contenido de carbonatos fue alto en todo el perfil, al reaccionar fuertemente la matriz del suelo al HCl 10% (Siebe *et al.* 2006); la reacción del suelo fue básica a moderadamente alcalina en todo el perfil. Se presentó la acumulación de COS en el horizonte Ah (Tabla 3).

La distribución de los ET en los horizontes subsuperficiales fue Pb>Cu>As>Cd; en el horizonte Ah su secuencia fue Pb>As>Cu>Cd. El contenido más alto de Cd, Cu y Pb corresponde al horizonte BwC₁ (Tabla 3), en el caso del As se ubicó en el horizonte Ah. Las concentraciones se encontraron dentro del rango de los límites permisibles de la normativa mexicana (SEMARNAT, 2007). El suelo se clasificó como un Calcaric Endoskeletal Endoleptic Cambisol (Loamic, Ochric) de acuerdo con WRB (2015).

Tabla 3. Propiedades físicas y químicas. Concentración total de elementos traza del Cambisol en P1.

Horizonte	Prof (cm)	Textura	A	L	R	pH 1:2.5		COS (g kg ⁻¹)	Totales			
						H ₂ O	KCl		As	Cd	Cu	Pb
Ah	0-10	C	39	46	15	8.1	4.1	6.9	49.8	3.2	33.4	93.7
B _w	10- 42	C	34	46	20	8.1	4.1	5.8	22.8	4.0	35.0	66.9
BwC ₁	42-55	CA	57	35	8	8.1	4.1	1.9	25.8	5.2	148.5	184.1
BwC ₂	55-63	CA	68	24	8	8.4	4.2	2.8	23.0	3.7	45.5	125.7

C= franca; CA= franco arenosa; A= arenas; L= limos; R= arcillas; COS= carbono orgánico del suelo

Los suelos caracterizados en el transecto perpendicular (P2) a la ladera se establecieron en una secuencia de Technosols y Cambisols, a una distancia entre 0 y 20 m de los residuos mineros, respectivamente.

El Technosol en P2, se caracterizó por la presencia de artefactos, con un mayor contenido en superficie y capas endurecidas, presentó características de pH básico a ligeramente alcalino y moderadamente alcalino (pH 8.8); el olor del suelo a huevos podridos, con reacción al HCl 1M por la formación de H₂S en todo el perfil. Los horizontes mostraron diferencias estructurales notables, conformados por agregados granulares finos de débil desarrollo en el horizonte Ah₁, Ah₂ y AC, seguidos de capas de material duro técnico (Ckmu1 y Ckmu2) como límite inferior del suelo y de capas enterradas con estructura en bloques subangulares medianos de débil desarrollo que rompen a granulares en los horizontes 2Cw1 y 2Cw2 (Anexo 1). La fracción inorgánica dominante fue arena (>70%), con textura franca arenosa a areno francosa, la reacción del suelo fue ligeramente alcalina en la superficie y moderadamente alcalina en los horizontes subsuperficiales (Siebe *et al.*, 2006). Además, se identificó acumulación de COS en los horizontes Ah₁ y Ah₂ (Tabla 4) y un alto contenido de carbonatos, evidenciado por la reacción a HCl 10% en todo el perfil.

El contenido de As, Cd y Pb excedió los límites permisibles con efectos en la salud humana (USEPA, 2016), su distribución en el suelo (Tabla 4), indicó que el mayor contenido de As, Cd, Cu y Pb corresponde al horizonte superficial (Ah₁). En todo el perfil, la secuencia de elementos por contenido fue As>Pb>Cu>Cd. Las

características morfológicas y las propiedades de campo permitieron clasificar el suelo como Epi-Technoleptic Spolic Technosol (Calcaric, Ochric, Sulfidic, Anthrotoxic).

Tabla 4. Propiedades físicas y químicas. Contenido total de elementos traza del Technosol en P2.

Horizonte	Prof (cm)	Textura	A	L	R	pH 1:2.5		COS (g kg ⁻¹)	Totales (mg kg ⁻¹)			
						H ₂ O	KCl		As	Cd	Cu	Pb
Ah ₁	0-8/9	CA	70	25	5	7.5	7.2	14.9	3354.9	95.7	332.2	1120.1
Ah ₂	8/9-13	CA	72	23	5	7.9	7.4	12.8	1417.9	53.0	153.3	702.9
AC	13-29	AC	82	16	2	8.8	8.5	6.6	1564.7	37.0	151.9	714.1
C _{km_u1}	29-39	AC	79	19	2	8.3	7.4	4.9	623.3	14.7	58.30	246.3
C _{km_u2}	39-50	AC	79	19	2	7.7	7.4	6.3	268.3	9.0	31.4	103.1
2Cw ₁	50-69	AC	75	22	3	8.8	8.3	4.6	472.4	14.9	56.6	234.6
2Cw ₂	>69	AC	80	17	3	8.3	7.3	3.2	92.3	1.9	13.5	38.7

CA= franco arenosa; AC= areno francosa; A= arenas; L= limos; R= arcillas; COS= carbono orgánico del suelo.

*Los altos valores de carbono en los horizontes, valorados por oxidación húmeda pueden deberse a interferencias (Page *et al.*, 1982).

El Cambisol en P2, que se establece a 20 m de los residuos mineros, se caracterizó por una secuencia de horizontes Au-Bw-BC limitados por roca continua a 40 cm de profundidad, diferenciados por un cambio estructural de granular con débil desarrollo en la superficie a bloques subangulares con moderado desarrollo en horizontes subsuperficiales. En el horizonte superficial (Au) se presentó una baja acumulación de COS (WRB, 2015), con presencia de artefactos y olor del suelo a huevos podridos (FAO, 2009), indicando la producción de H₂S. En los horizontes subsuperficiales, se observó el aumento de la fracción arcilla en Bw, donde la textura fue de areno francosa a franco arenosa. Además, se caracterizó por un alto contenido de pedregosidad (40%) en el horizonte BC (Anexo 1). La caracterización química mostró que la reacción del suelo fue ligera a moderadamente alcalina en todo el perfil (Siebe *et al.*, 2006), con un contenido de COS >2 mg kg⁻¹ y evidencia de carbonatos en la matriz del suelo, debido a la reacción de HCl 10%. El suelo presentó acumulación de ET, cuya distribución por concentración en todos los horizontes del suelo fue As>Pb>Cu>Cd; el mayor

contenido de los elementos se encontró en el horizonte Au (Tabla 5), excediendo los límites permisibles establecidos para la salud humana (USEPA, 2016). El suelo se clasificó como Calcaric Skeletic Leptic Cambisol (Loamic, Ochric, Sulfidic, Technic, Anthrotoxic)

Tabla 5. Propiedades físicas y químicas. Contenido total de elementos traza del Cambisol en P2.

Horizonte	Prof (cm)	Textura	A	L	R	pH 1:2.5		COS (g kg ⁻¹)	Totales (mg kg ⁻¹)			
						H ₂ O	KCl		As	Cd	Cu	Pb
Au	0-4/6	AC	75	20	5	7.5	7.1	5.18	2670.0	61.7	285.5	2082.6
Bw	4/6-12	CA	64	26	10	8.3	7.2	5.69	1410.5	24.4	114.3	1305.0
BC	12-40	CA	64	28	8	8.4	7.1	3.97	1342.6	39.8	140.3	1325.8

AC= arena francosa; CA= franco arenosa; A= arenas; L= limos; R= arcillas; COS= carbono orgánico del suelo

El análisis estadístico descriptivo del contenido de As, Cd, Cu y Pb en las muestras de suelo tomadas en los cuadros de cada edafosecuencia (P1 y P2; Figura 5), evidenció los valores más altos en los suelos con materiales tecnogénicos, en el horizonte superficial y subsuperficial. En el transecto P1 la concentración más alta para todos los metales fue en el cuadro más cercano a los residuos mineros (0 m; Figura 5), en ambos horizontes y disminuyó abruptamente hacia la ladera media, en los cuadros más alejados de los residuos mineros.

Los elementos más abundantes con valores del horizonte superficial y subsuperficial respectivamente, fueron As y Pb, por encima de Cu y Cd. En la mayoría de los cuadros (C1, C2 y C4) el mayor contenido de elementos se encontró en el horizonte subsuperficial (Anexo 2).

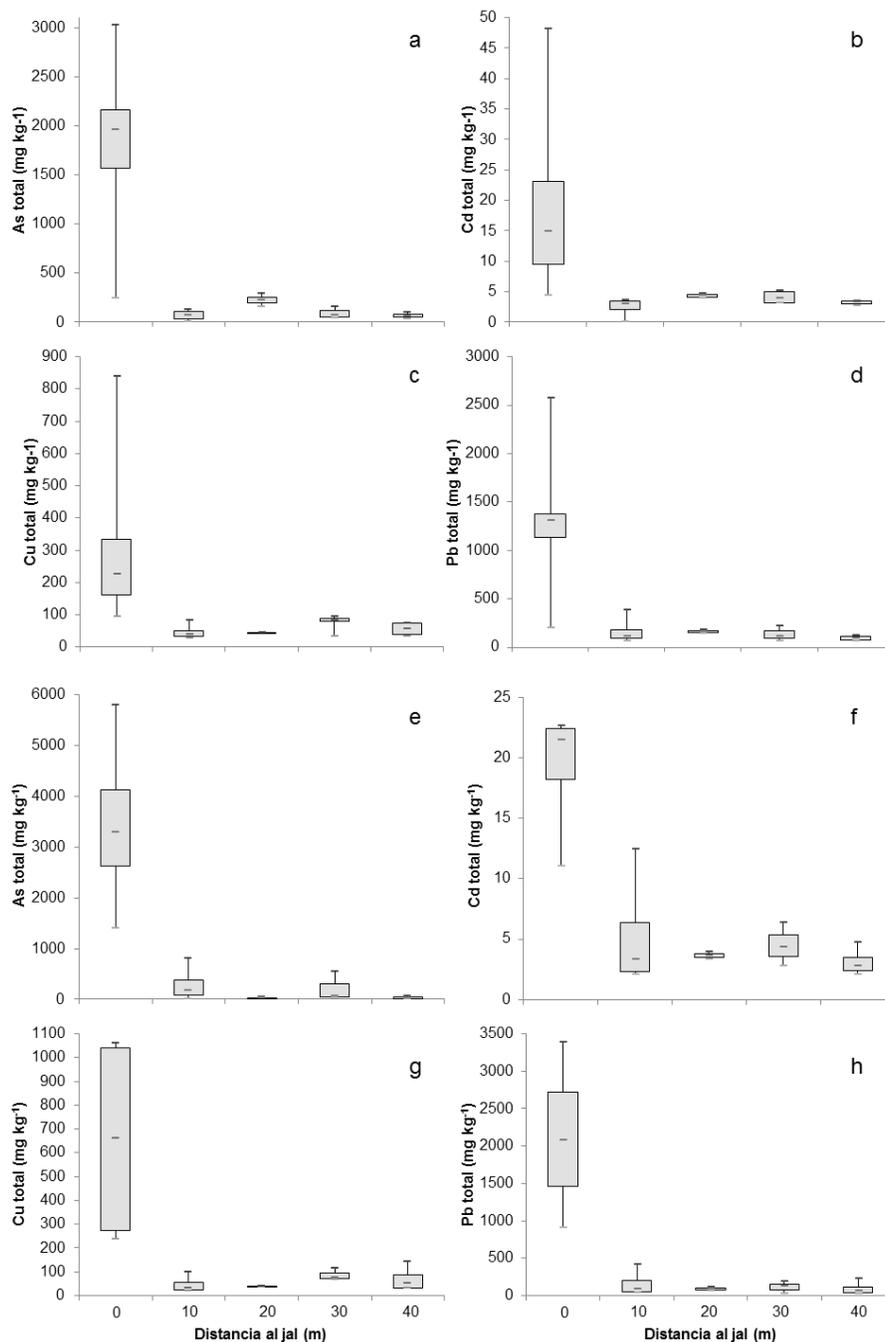


Figura 5. Distribución de elementos traza en las muestras de suelo respecto a la distancia al jal en la edafosecuencia de P1. Donde a, b, c y d corresponden al horizonte superficial; e, f, g y h corresponden al horizonte subsuperficial.

La distribución de los ET en los cuadros de la edafosecuencia de P2 (Figura 6) no mostró una tendencia respecto a la distancia de los residuos mineros. El contenido de ET fue homogéneo a lo largo del transecto, y no se observaron diferencias claras entre cuadros (Figura 6), el mayor contenido de ET se encontró en el

cuadro C5 y C4 (40 y 30 m de los residuos mineros), para el horizonte superficial y subsuperficial, respectivamente. Se encontró una amplia variación del contenido de cada elemento en la edafosecuencia. Sin embargo, al igual que en P1 los elementos con mayor concentración fueron As (1044.5 - 2742.0 mg kg⁻¹ y 372.5 - 2007.9 mg kg⁻¹) y Pb (717.2 - 1963.2 mg kg⁻¹ y 344.3 - 3065.8 mg kg⁻¹), seguido de Cu (112.3 - 293.6 mg kg⁻¹ y 149.2 - 220.5 mg kg⁻¹) y Cd (12.5 - 33.1 mg kg⁻¹ y 16.5 - 460 mg kg⁻¹) en el horizonte superficial y subsuperficial, respectivamente (Anexo 2).

Relación de elementos traza y propiedades del suelo

En el transecto P1, se identificaron relaciones significativas entre los elementos traza con las propiedades físico-químicas del suelo. Para el horizonte superficial resultaron relaciones positivas entre Pb con el contenido de limos (Tabla 6). En el horizonte subsuperficial se encontraron relaciones significativas positivas entre As-Pb, Cd-Pb y con el contenido de arenas. Las relaciones negativas se establecieron entre As y Cd con el contenido de limos, pH H₂O y pH KCl (Tabla 7).

Tabla 6. Correlaciones de Spearman ($p < 0.05$, $\alpha = 4$) entre elementos traza en el horizonte superficial del suelo con las propiedades físico-químicas, respecto a los residuos mineros en el transecto P1.

	As	Cd	Cu	Pb
A %	0.7	0.4	0.2	1.0
L %	-0.5	-0.3	-0.1	0.9*
R %	-0.7	-0.4	-0.2	-1.0
pH H₂O	-0.1	0.0	-0.6	-0.6
pH KCl	0.2	0.5	-0.3	-0.3
COS	0.7	0.5	0.7	0.7

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

Tabla 7. Correlaciones de Spearman ($p < 0.05$, $\alpha = 4$) entre elementos traza en el horizonte subsuperficial del suelo con las propiedades físico-químicas, respecto a los residuos mineros en el transecto P1. $p < 0.05$

	As	Cd	Cu	Pb
A %	0.9*	0.9*	0.2	1.0
L %	-0.9*	-0.9*	-0.2	-1.0
R %	-0.8	-0.8	0.1	-0.9*
pH H₂O	-0.9*	-0.9*	-0.7	-0.7
pH KCl	-0.9*	-0.9*	-0.7	-0.7
COS	0.3	0.3	-0.1	0.1

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

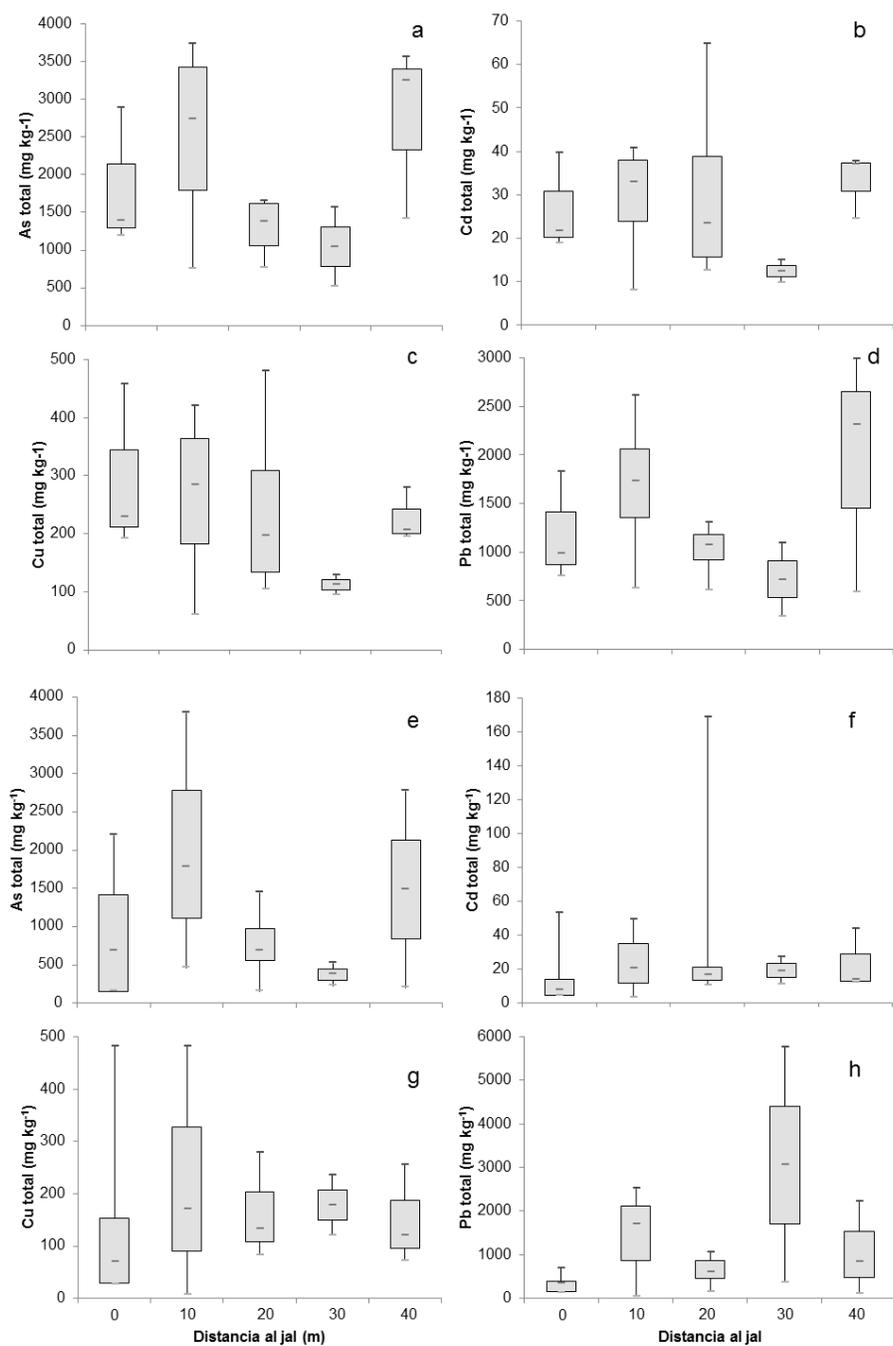


Figura 6. Distribución de elementos traza en las muestras de suelo respecto a la distancia al jal en la edafosecuencia de P2. Donde a, b, c y d corresponden al horizonte superficial; e, f, g y h corresponden al horizonte subsuperficial.

En el transecto P2, se identificaron un menor número de relaciones, respecto al transecto P1. En el horizonte superficial, se identificó una relación significativa positiva entre Cu y el contenido de arenas y una relación negativa entre Cu y el contenido de arcillas (Tabla 8). En el horizonte subsuperficial únicamente se identificó una correlación significativa positiva entre Cd y el pH H₂O (Tabla 9).

Tabla 8. Correlaciones de Spearman entre elementos traza ($p < 0.05$, $\alpha = 4$) entre elementos traza en el horizonte superficial del suelo con las propiedades físico-químicas, respecto a los residuos mineros en el transecto P2.

	As	Cd	Cu	Pb
A %	0.4	0.1	0.9*	0.4
L %	-1.0	-0.7	-0.3	-1.0
R %	-0.4	-0.1	-0.9*	-0.4
pH H₂O	-0.6	-0.6	-0.5	-0.6
pH KCl	-0.1	-0.4	-0.6	-0.1
COS	-0.3	0.2	-0.2	-0.3

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

Tabla 9. Correlaciones de Spearman ($p < 0.05$, $\alpha = 4$) entre elementos traza en el horizonte subsuperficial del suelo con las propiedades físico-químicas, respecto a los residuos mineros en el transecto P2.

	As	Cd	Cu	Pb
A %	0.6	-0.7	0.8	0.6
L %	0.3	0.4	0.1	-0.7
R %	-0.6	0.7	-0.8	-0.6
pH H₂O	0.3	0.9*	-0.1	-0.7
pH KCl	0.7	0.7	0.1	-0.4
COS	-0.6	0.7	-0.2	-0.1

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

4.2 Propiedades comunitarias y poblacionales del matorral xerófilo

Por medio del levantamiento vegetal en el matorral xerófilo en 4 transectos con la misma disposición que las edafosecuencias P1 y P2 se caracterizaron 32 especies, de las cuales 11 son árboles y 21 arbustos (Anexo 3), lo que indica que está integrado principalmente por formas de vida arbustivas. Las familias con más especies fueron Asteraceae (9), Fabaceae (5), Boraginaceae (2), Burseraceae (2) y Verbenaceae (2), coincidiendo con otros matorrales del mismo tipo (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2015; Estrada-Castillón *et al.*, 2012). La especie arbórea con mayor valor de importancia relativa (VIR) fue *Prosopis laevigata*. En particular, las formas arbustivas más importantes fueron *Ayenia rotundifolia* y *Morkillia mexicana*

(Figura 7), seguidas de *Lantana canescens*, *Brickellia veronicifolia*, *Turnera diffusa* y *Karwinskia mollis*. Estas especies sumaron el 63.2% del total y representaron la mayor parte de la estructura de la comunidad. Dentro de ellas destaca *Ayenia rotundifolia* con valores altos en los tres atributos que integran el VIR, no así para *Prosopis laevigata* y *Morkillia mexicana*, de las cuales su importancia relativa está dada por la cobertura relativa (CR).

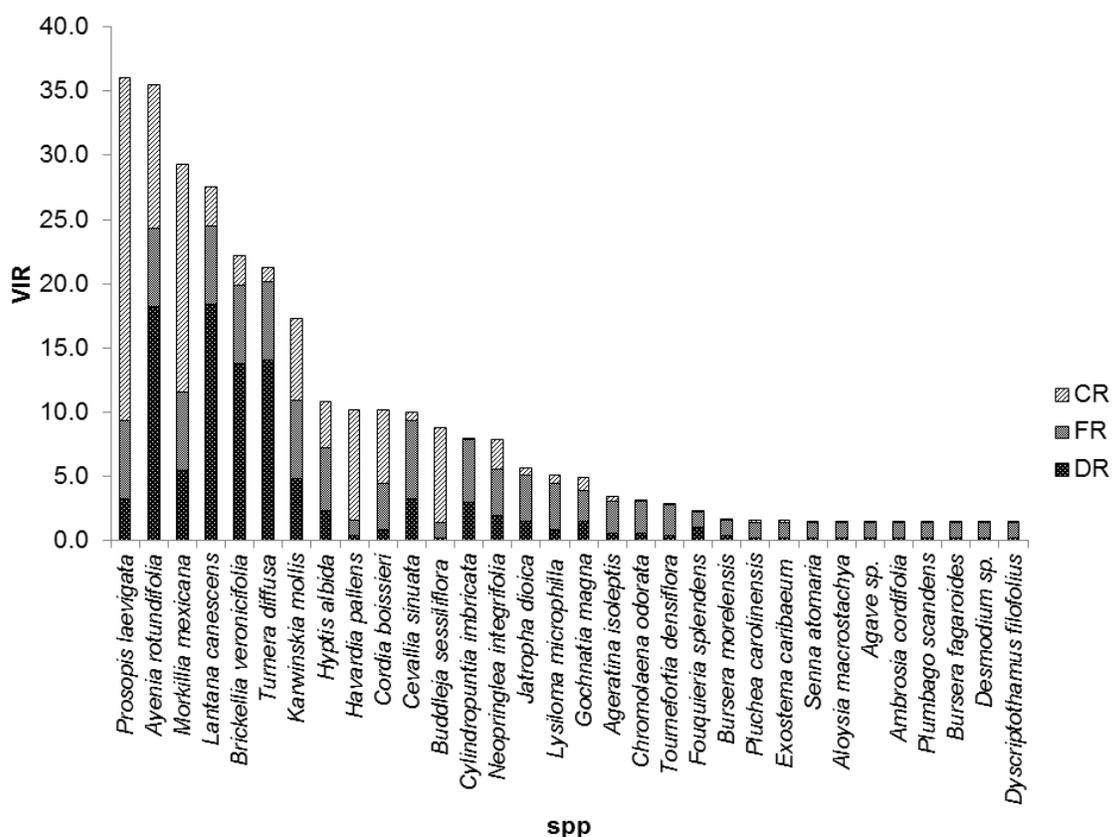


Figura 7. Valores de importancia relativa (VIR) del matorral xerófilo en los transectos P1 y P2, asociado a los residuos mineros en Xichú, Guanajuato. Donde CR= cobertura relativa; FR= Frecuencia relativa; CR= Densidad relativa.

Los atributos comunitarios analizados tienden a aumentar conforme a la distancia respecto a los residuos mineros. Los valores más bajos y altos de riqueza, densidad de especies y diversidad se registraron en los cuadros C1 y C5, respectivamente. En el transecto P1 (Tabla 10) la riqueza de especies varió de 5 a 10, aumentando conforme a la distancia. La densidad de especies varió de 20 a 27, cuyo valor más bajo y alto se registró en C1, C2 y C5, respectivamente. El

índice de diversidad de Shannon (H'), varió de 1.61 a 2.21, respecto a la distancia de los residuos mineros de C1 a C5. La cobertura tuvo un comportamiento contrario a los demás atributos, varió de 9.8 a 13.7 m², cuyo valor más alto se registró en C1 y el más bajo en C5 (Tabla 10).

Tabla 10. Valores de los atributos comunitarios respecto a distancia de los residuos mineros en el transecto P1.

Cuadro	Riqueza	Densidad de individuos	Índice de diversidad (H')	Cobertura (m ² ha ⁻¹)
C1 (0 m)	5±1.4	20±7.8	1.61±0.18	5467.1
C2 (10 m)	6±0.0	27±15.6	1.93±0.17	5015.5
C3 (20 m)	8±2.1	23±2.8	2.09±0.16	4402.5
C4 (30 m)	6±2.8	25±9.9	2.16±0.15	4761.2
C5 (40 m)	10±0.7	27±15.6	2.21±0.14	3910.8

El análisis de la relación del efecto de la distancia, con respecto a los materiales tecnogénicos y los atributos comunitarios mostraron relaciones significativas para la riqueza de especies, diversidad y cobertura (Figura 8). Se observó que la diversidad (H') tuvo una relación positiva con la distancia de los residuos mineros (Figura 8B), lo mismo ocurrió con la riqueza (Figura 8A); de manera contraria, hubo una relación negativa entre la cobertura con el aumento de la distancia de los residuos mineros (Figura 8D).

De manera distinta en el transecto horizontal (P2), los valores para cada atributo fueron muy variables respecto a la distancia y mostraron poca tendencia. La riqueza varió de 5 a 9, cuyo valor mínimo y máximo se registró en los cuadros C1, C3 y C4 (Tabla 11). La densidad de especies fue máxima y mínima en C2 (38 spp) y C1 (9 spp). La diversidad (H') mostró una tendencia a aumentar conforme a la distancia a los residuos mineros y mostró una correlación positiva estadísticamente significativa (Figura 9B). La cobertura fue mayor en C3 (104.9 m²) y menor en C1 (5.9 m²) (Tabla 11).

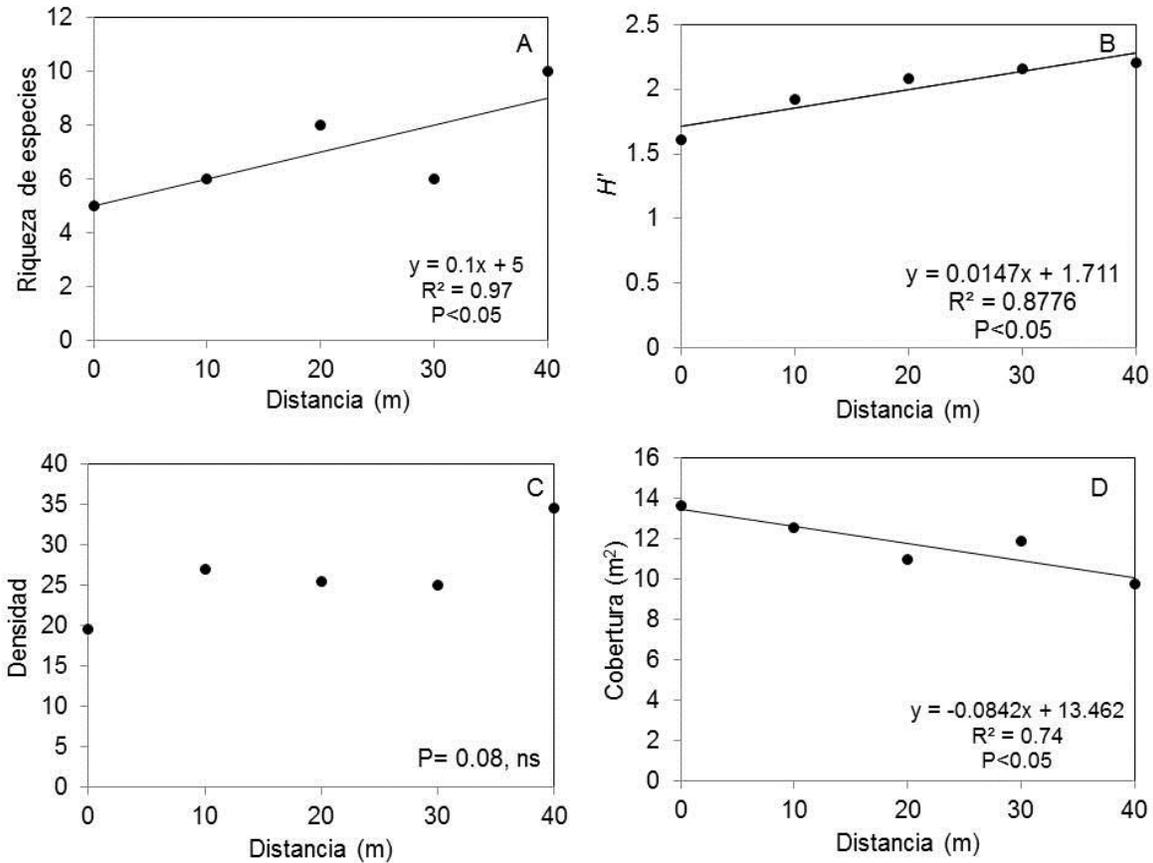


Figura 8. Análisis de regresión lineal; $p \leq 0.05$, $\alpha = 4$ de los atributos comunitarios de matorral xerófilo en función a la distancia de los depósitos de residuos mineros en el transecto P1, en Xichú, Guanajuato. A) Riqueza de especies; B) Índice de diversidad de Shannon; C) Densidad de especies; D) Cobertura total.

Tabla 11. Valores de los atributos comunitarios respecto a la distancia de los residuos mineros en el transecto P2. (\pm DS).

Cuadro	Riqueza	Densidad de individuos	Índice de diversidad (H')	Cobertura ($m^2 ha^{-1}$)
C1 (0 m)	5 \pm 3.5	9 \pm 9.9	1.73 \pm 0.15	2367.9
C2 (10 m)	7 \pm 1.4	38 \pm 33.9	2.19 \pm 0.32	9398.4
C3 (20 m)	9 \pm 4.2	21 \pm 5.7	2.39 \pm 0.39	41951.9
C4 (30 m)	9 \pm 3.5	24 \pm 9.2	2.48 \pm 0.42	10876.6
C5 (40 m)	7 \pm 1.4	15 \pm 5.7	2.53 \pm 0.44	26605.8

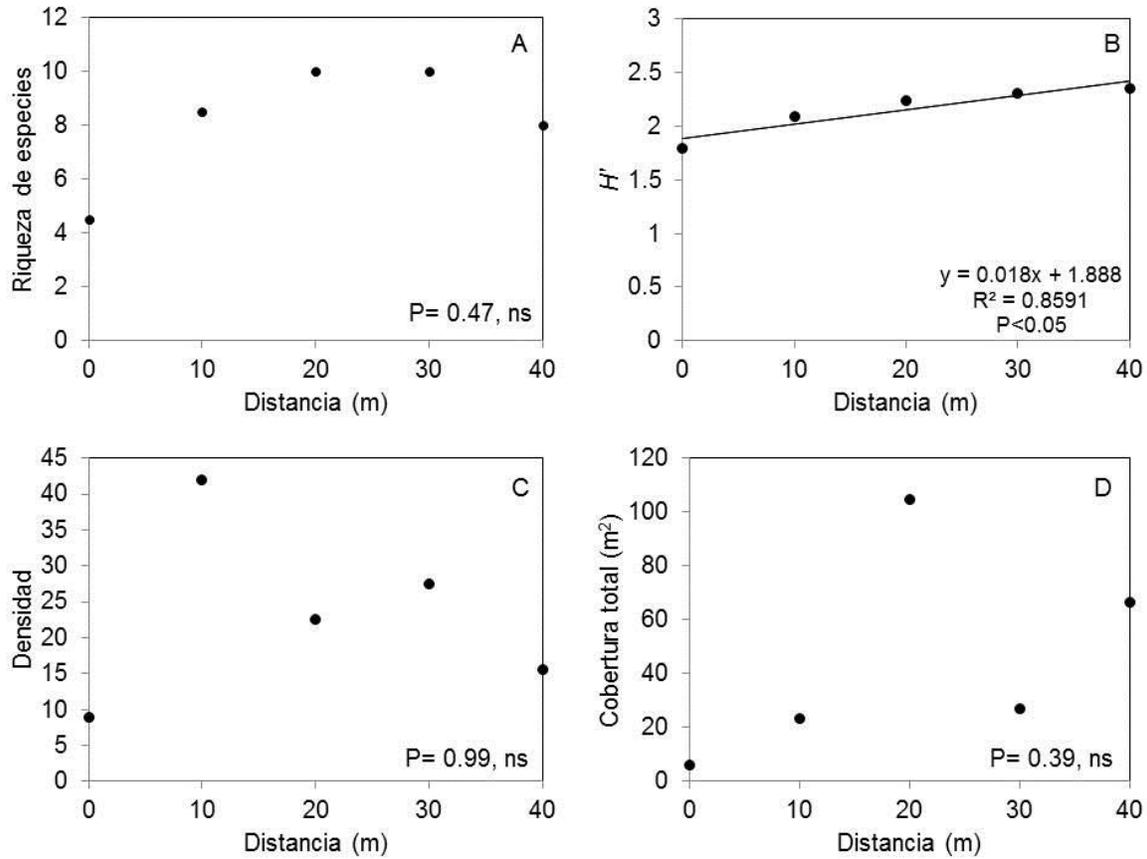


Figura 9. Análisis de regresión lineal; $p \leq 0.05$, $\alpha = 4$ de los atributos comunitarios de matorral xerófilo en función a la distancia de los depósitos de residuos mineros en el transecto P2, en Xichú, Guanajuato. A) Riqueza de especies; B) Índice de diversidad de Shannon; C) Densidad de especies; D) Cobertura total.

4.3 Relación de elementos traza en suelos con los atributos comunitarios, poblacionales y funcionales de *Ayenia rotundifolia*

En la Tabla 12 se observa que existen correlaciones en el horizonte superficial, de la siguiente manera: correlación negativa entre densidad de especies con As y Cd, además se establecieron relaciones negativas entre cobertura y riqueza, también con la diversidad. Respecto a los elementos del horizonte subsuperficial, no se establecieron relaciones significativas con ninguno de los atributos comunitarios (Tabla 13). En el caso del transecto P2, las correlaciones son negativas entre Cu y diversidad y positiva entre diversidad y cobertura, en el horizonte superficial (Tabla

14), en el horizonte subsuperficial se encontraron relaciones negativas entre Cu y diversidad, así como Cu y cobertura (Tabla 15).

Tabla 12. Correlaciones de Spearman ($p \geq 0.05$, $\alpha = 4$) entre elementos traza en el horizonte superficial del suelo y atributos comunitarios del matorral xerófilo en el transecto P1.

	As	Cd	Cu	Pb
Riqueza	-0.7	-0.4	-0.6	-0.8
Densidad de individuos	-0.9*	-0.9*	-0.4	-0.6
Diversidad (H')	-0.7	-0.4	-0.2	-1.0
Cobertura	0.6	0.3	0.5	0.5

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

Tabla 13. Correlaciones de Spearman; $p \geq 0.05$, $\alpha = 4$ entre elementos traza en el horizonte subsuperficial del suelo y atributos comunitarios del matorral xerófilo en el transecto P1.

	As	Cd	Cu	Pb
Riqueza	-0.9	-0.9	-0.6	-0.9
Densidad de individuos	-0.6	-0.6	-0.9	-0.6
Diversidad (H')	-1.0	-1.0	-0.4	-1.0
Cobertura	1.0	1.0	0.4	1.0

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

Tabla 14. Correlaciones de Spearman; $p \geq 0.05$, $\alpha = 4$ entre elementos traza en el horizonte superficial del suelo y atributos comunitarios del matorral xerófilo en el transecto P2.

	As	Cd	Cu	Pb
Riqueza	-0.5	0.4	-0.6	-0.6
Densidad de individuos	-0.2	-0.1	-0.3	-0.2
Diversidad (H')	0.1	0.2	-0.9*	0.1
Cobertura	0.2	0.6	-0.7	0.2

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

Tabla 15. Correlaciones de Spearman; $p \geq 0.05$, $\alpha = 4$ entre elementos traza en el horizonte subsuperficial del suelo y atributos comunitarios del matorral xerófilo en el transecto P2.

	As	Cd	Cu	Pb
Riqueza	0.0	0.5	0.4	0.5
Densidad de individuos	-0.5	0.5	-0.9*	-0.5
Diversidad (H')	-0.7	0.7	-0.4	-0.2
Cobertura	-0.5	0.5	-0.9*	-0.5

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

El análisis poblacional mostró que *Ayenia rotundifolia* tuvo un comportamiento irregular en ambos transectos. Las características analizadas no mostraron una correlación significativa con la distancia a los residuos mineros (Figura 10 y 11).

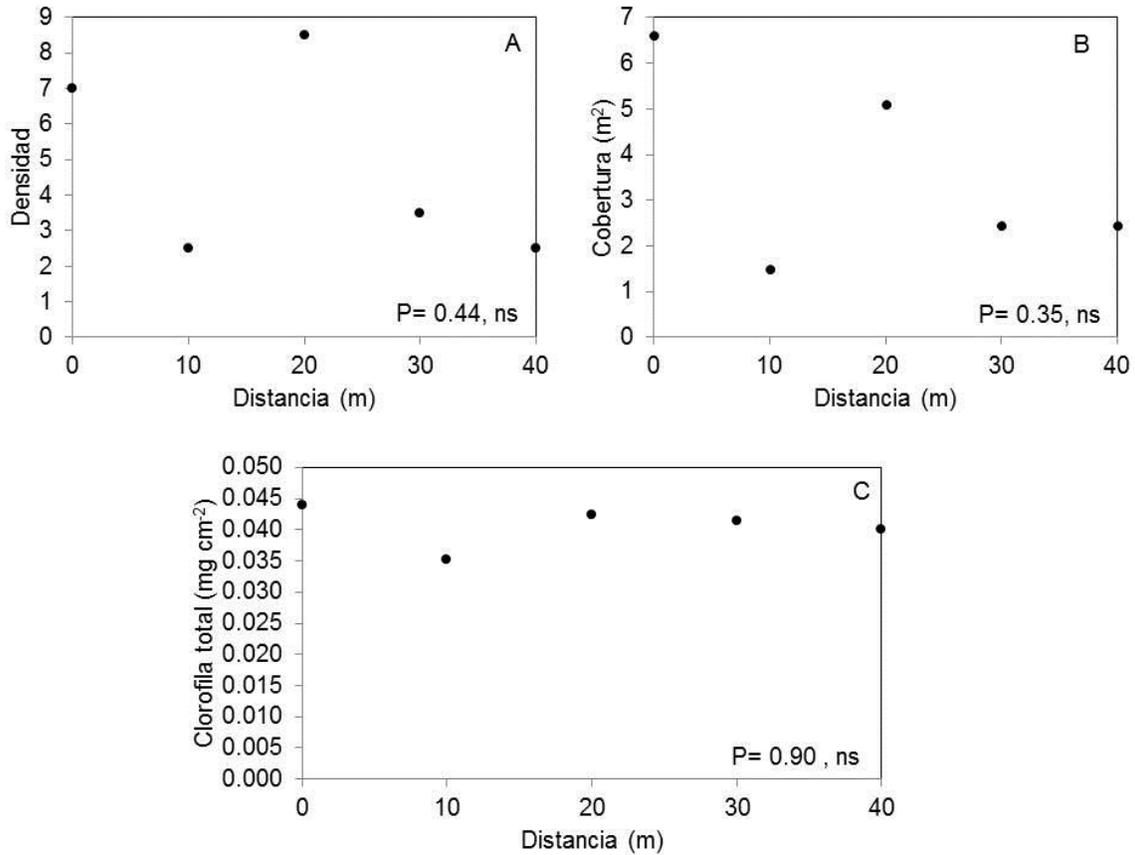


Figura 10. Análisis de regresión lineal; $p \leq 0.05$ $\alpha = 4$ de los atributos poblacionales y el contenido de clorofila de *Ayenia rotundifolia* respecto a la distancia de los residuos mineros en P1. A) Densidad de especies, B) Cobertura total y C) Contenido de clorofila total de *Ayenia rotundifolia*.

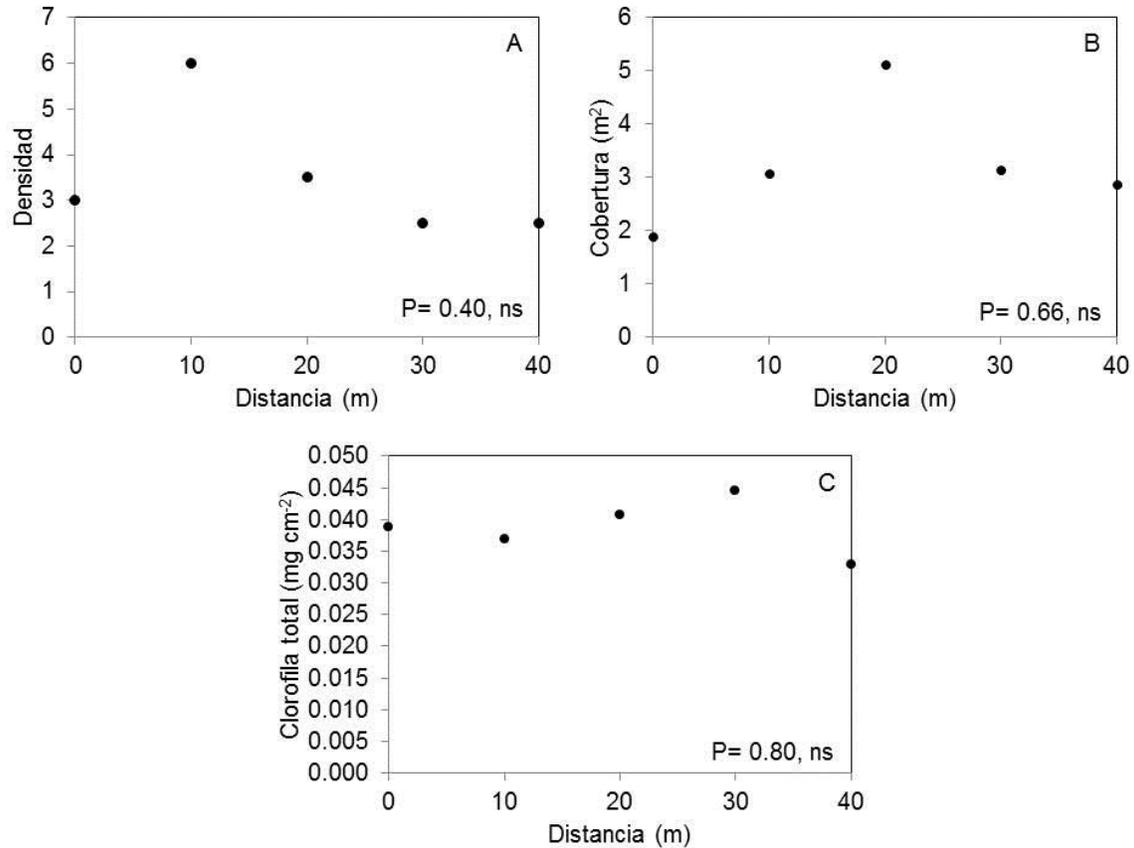


Figura 11. Análisis de regresión lineal; $p \leq 0.05$ $\alpha = 4$ de los atributos poblacionales y el contenido de clorofila de *Ayenia rotundifolia* respecto a la distancia de los residuos mineros en P2. A) Densidad de especies, B) Cobertura total y C) Contenido de clorofila total de *Ayenia rotundifolia*.

Relación de elementos traza en suelos con los atributos poblacionales de *Ayenia rotundifolia*

A nivel poblacional, no se encontraron relaciones significativas entre los atributos de la vegetación y los elementos traza de los horizontes superficiales del suelo, para ambos transectos. En el caso del contenido de clorofila total, en el transecto P1 las relaciones fueron significativas y positivas con Cd y Pb en el horizonte superficial, en el caso del transecto P2 las relaciones fueron significativas y negativas con As y Pb en el horizonte superficial.

Tabla 16. Correlaciones de Spearman ($p \leq 0.05$ $\alpha = 4$) entre elementos traza en el horizonte superficial del suelo, atributos poblacionales y contenido de clorofila en *Ayenia rotundifolia*, en el transecto P1.

	As	Cd	Cu	Pb
Densidad	0.8	0.6	0.3	0.6
Cobertura	0.7	0.7	0.6	0.7
Clorofila	0.5	0.9*	1.0	0.9*

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

Tabla 17. Correlaciones de Spearman ($p \leq 0.05$ $\alpha = 4$) entre elementos traza en el horizonte superficial del suelo, atributos poblacionales y contenido de clorofila en *Ayenia rotundifolia*, en el transecto P2.

	As	Cd	Cu	Pb
Densidad	0.4	0.7	0.8	0.4
Cobertura	0.5	0.4	-0.3	-0.5
Clorofila	-0.9*	-0.3	-0.4	-0.9*

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

Distribución de elementos traza en raíces de *Ayenia rotundifolia*

El análisis de la concentración de ET en raíces de *Ayenia rotundifolia*, como la especie con mayor VIR del matorral xerófilo, presentó valores altos de As (80.6 mg kg^{-1}), Pb (77.3 mg kg^{-1}), Cu (41.1 mg kg^{-1}) y Cd (6.7 mg kg^{-1}), comparados con los límites establecidos para As en cereales (0.2 mg kg^{-1}), Cd y Pb en raíces comestibles (0.1 mg kg^{-1}) (FAO, 1995; FAO, 2001).

El contenido de elementos traza en raíces de *Ayenia rotundifolia* en P1 indica que la mayor concentración se observó sobre el suelo cercano a los residuos mineros (0 m), siendo As y Pb los elementos mayoritarios (Figura 12). La distribución de los elementos fue As>Pb>Cu>Cd a los 0 m, Cu>As>Pb>Cd a 10, 20 y 40 m y Pb>As>Cu>Cd a 30 m.

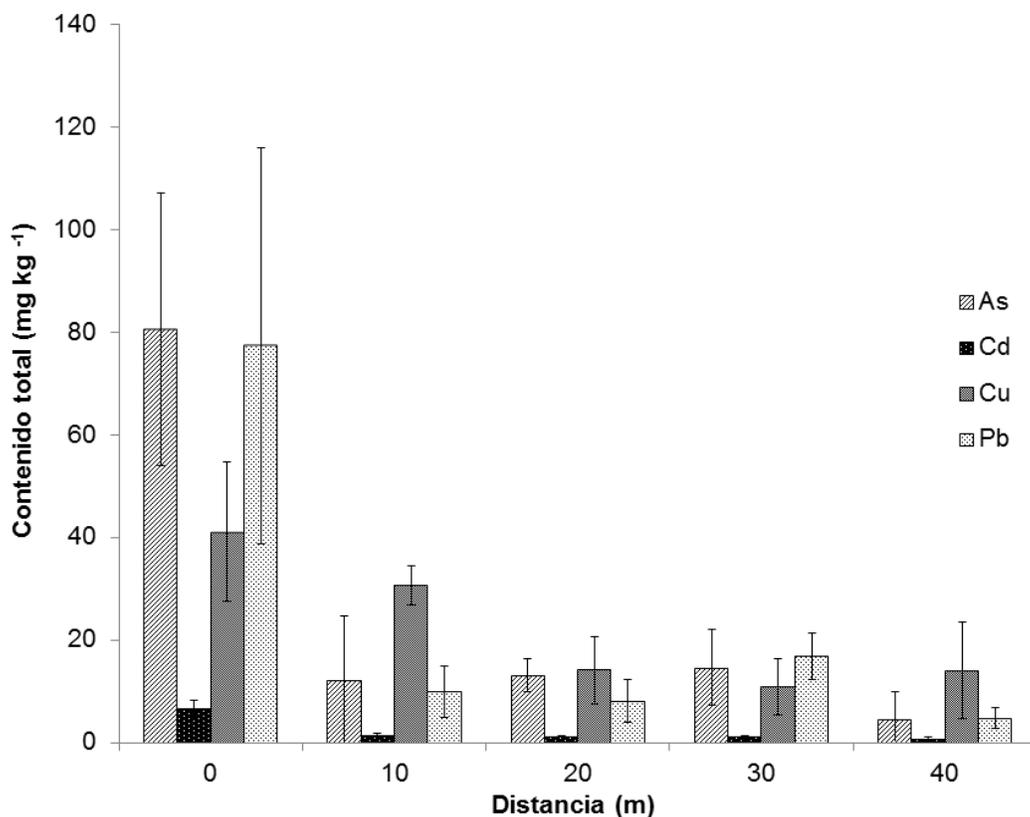


Figura 12. Distribución del contenido de As, Cd, Cu y Pb en raíces de *Ayenia rotundifolia* respecto a la distancia de los residuos mineros en el transecto P1.

En el transecto P2, el mayor contenido de todos los elementos en las raíces de *Ayenia rotundifolia* se encuentra a los 10 m (Figura 13). La distribución de elementos es Pb>As>Cu>Cd a 0 m, As>Pb>Cu>Cd a 10, 20 y 30 m y As>Cu>Pb>Cd a 40 m.

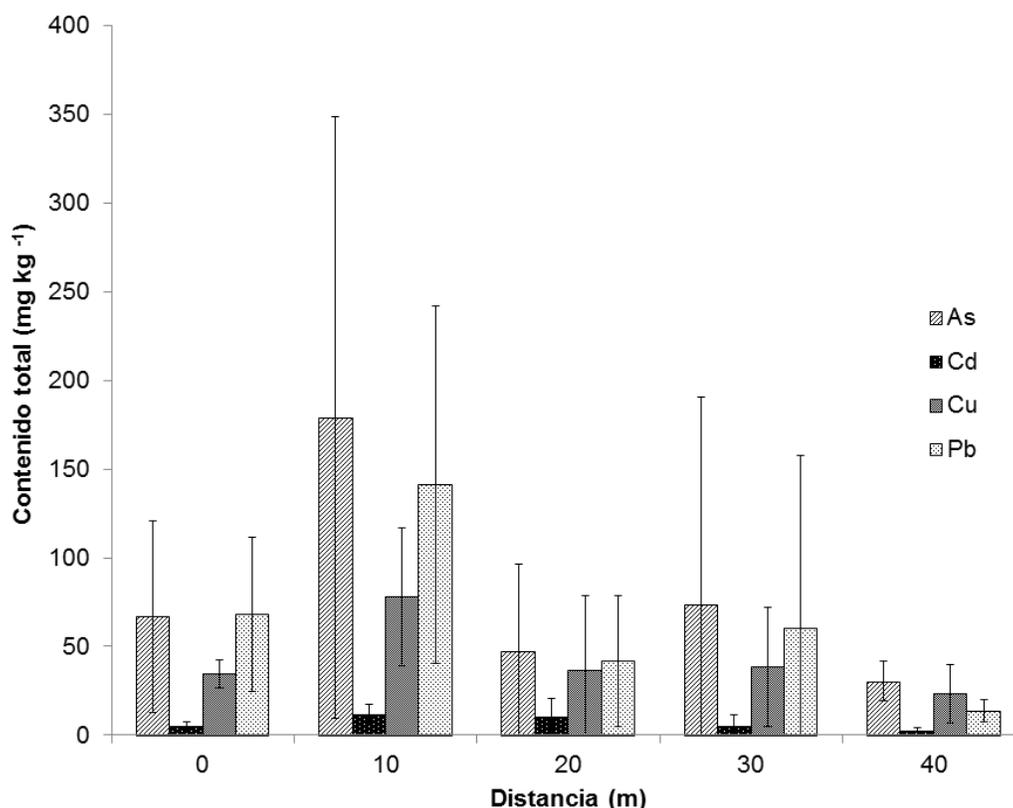


Figura 13. Distribución de As, Cd, Cu y Pb en raíces de *Ayenia rotundifolia* respecto a la distancia de los residuos mineros en el transecto P2.

Relación de elementos traza en suelos y raíces de *Ayenia rotundifolia*

Se identificaron relaciones positivas entre el contenido de elementos traza en los horizontes superficiales y raíces, para ambos transectos (Tabla 18 y 19). En el caso del transecto P1 las relaciones se dan entre el contenido de As, Cd y Pb superficial con el contenido de As en raíces. En el transecto P2, las relaciones ocurren entre el contenido de Cu superficial y Cu y Cd en raíces.

Tabla 18. Correlaciones de Spearman ($p \leq 0.05$ $\alpha = 4$) entre elementos traza en el horizonte superficial del suelo con elementos traza en raíces de *Ayenia rotundifolia*, conforme a la distancia de los residuos mineros en el transecto P1.

	As	Cd	Cu	Pb
As raíces	0.9*	0.9*	0.7	0.9*
Cd raíces	0.7	0.3	0.1	0.3
Cu raíces	0.1	0.1	0.3	0.1
Pb raíces	0.7	0.7	0.6	0.7

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

Tabla 19. Correlaciones de Spearman; $p \leq 0.05$ $\alpha = 4$ entre elementos traza en el horizonte superficial del suelo con elementos traza en raíces de *Ayenia rotundifolia*, conforme a la distancia de los residuos mineros en el transecto P2.

	As	Cd	Cu	Pb
As raíces	0.7	0.5	1.0	0.7
Cd raíces	0.6	0.8	0.9*	0.6
Cu raíces	0.6	0.8	0.9*	0.6
Pb raíces	0.7	0.5	1.0	0.7

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

Tabla 20. Correlaciones de Spearman; $p \leq 0.05$ $\alpha = 4$ entre elementos traza en el horizonte subsuperficial del suelo con elementos traza en raíces de *Ayenia rotundifolia*, conforme a la distancia de los residuos mineros en el transecto P2.

	As	Cd	Cu	Pb
As raíces	0.1	0.3	0.6	0.6
Cd raíces	0.4	0.3	0.5	0.5
Cu raíces	0.3	0.4	0.7	0.7
Pb raíces	0.1	0.3	0.6	0.5

*Significancia estadística a nivel de probabilidad $p < 0.05$

Cálculo del Factor de bioconcentración (FBC)

Los resultados del factor de bioconcentración en el horizonte superficial de P1 fueron de 0.04 a 0.17 para As, de 0.21 a 0.64 para Cd, de 0.12 a 0.67 para Cu y 0.05 a 0.13 para Pb (Tabla 21). En el horizonte subsuperficial fueron de 0.02 a 0.14 para As, de 0.06 a 0.32 para Cd, de 0.06 a 0.66 para Cu y 0.04 a 0.13 para Pb. Se observó que los valores más altos corresponden al horizonte superficial, en particular a los elementos Cd y Cu.

En el transecto 2 los valores de FBC fueron similares en ambos horizontes (Tabla 22). En el horizonte superficial de 0.01 a 0.07 para As, de 0.08 a 0.4 para Cd, de 0.1 a 0.34 para Cu y de 0.01 a 0.08 para Pb. En el horizonte subsuperficial fueron de 0.02 a 0.2 para As, 0.12 a 0.47 para Cd, de 0.16 a 0.35 para Cu y 0.01 a 0.1 para Pb.

Tabla 21. Cálculo del factor de bioconcentración (FBC) en raíces de *Ayenia rotundifolia*, respecto a la concentración de los elementos en los suelos del transecto P1.

	As	Cd	Cu	Pb
Horizonte superficial				
C1	0.04	0.34	0.12	0.06
C2	0.17	0.64	0.67	0.06
C3	0.06	0.28	0.32	0.05
C4	0.17	0.27	0.14	0.13
C5	0.07	0.21	0.25	0.05
Horizonte subsuperficial				
C1	0.02	0.35	0.06	0.04
C2	0.04	0.29	0.66	0.06
C3	0.44	0.32	0.38	0.09
C4	0.09	0.25	0.15	0.13
C5	0.14	0.32	0.20	0.05

Tabla 22. Cálculo del factor de bioconcentración (FBC) en raíces de *Ayenia rotundifolia*, respecto a la concentración de los elementos en los suelos del transecto P2.

	As	Cd	Cu	Pb
Horizonte superficial				
C1	0.04	0.19	0.12	0.06
C2	0.07	0.40	0.30	0.08
C3	0.04	0.33	0.15	0.04
C4	0.07	0.40	0.34	0.08
C5	0.01	0.08	0.10	0.01
Horizonte subsuperficial				
C1	0.07	0.30	0.23	0.20
C2	0.09	0.47	0.35	0.10
C3	0.06	0.22	0.23	0.07
C4	0.20	0.26	0.22	0.02
C5	0.02	0.12	0.16	0.01

Capítulo 5

Discusión

Las zonas con influencia minera son consideradas ambientes antropizados. En particular, los procesos de antropización son responsables del desbalance de la estructura y funciones de suelo (Morgado *et al.*, 2018). La capacidad de regulación del suelo ante el ingreso de elementos traza, ocurre mediante los diferentes mecanismos de la transformación y retención (Navarro *et al.*, 2008; Sipos *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2014). Su capacidad de amortiguamiento puede atribuirse no sólo a sus propiedades sino a los procesos edafogénicos asociados al grado de evolución del suelo conforme a sido reconocido por Palumbo *et al.*, (2000). En el sitio de estudio se evidenció la asociación de Cambisols y Technosols (WRB, 2015), estos suelos presentaron distintos grados de desarrollo aunque son poco contrastantes, donde el factor antrópico influye de manera importante en la evolución por la presencia de jales depositados desde el siglo XVII y los más recientes en los años 50's (Carrillo-Chávez *et al.*, 2014). Además, están caracterizados por ser calcáreos, ligeramente alcalinos, con bajo contenido de MOS y textura predominantemente arenosa. Se identificó la acumulación de artefactos en el caso de los Technosols, así como la presencia de elementos traza, principalmente acumulados en los horizontes superficiales, en concentraciones tóxicas. Su distribución muestra que la acumulación ocurre principalmente en la ladera baja. El análisis estadístico mostró que existen relaciones significativas positivas entre los elementos traza y las propiedades del suelo. El estudio de la comunidad permitió identificar que existen relaciones positivas entre los atributos y la distancia a los residuos mineros. Además, se establecieron relaciones negativas entre los atributos y la concentración de elementos traza en los suelos. Particularmente, *Ayenia rotundifolia* fue identificada como la especie arbustiva más importante; sus atributos poblacionales no se relacionaron significativamente con la distancia a los residuos y el contenido de elementos en los suelos. Respecto al contenido de clorofila en *Ayenia rotundifolia*, se relacionó de forma positiva con los elementos traza en los suelos.

El desarrollo de los Cambisols asociados a la ladera media y baja, P1 y P2, respectivamente, corresponden a los suelos con mayor grado de evolución del sitio. En estos, la formación de estructura y acumulación de arcillas permiten la formación del horizonte Bw (Tabla 3; Anexo 1). Sin embargo, la alta pedregosidad en todo el perfil, con alta proporción de arenas, la profundidad somera como limitante del desarrollo y la baja acumulación de MOS en superficie repercuten en la intensidad de su edafogénesis y por lo tanto en su escaso a moderado desarrollo (Huot *et al.*, 2014; WRB, 2015). Este proceso se ha documentado en suelos en condiciones similares, sobre laderas pronunciadas donde la mineralogía de las rocas influye fuertemente en la evolución del suelo (Ochoa *et al.*, 2008) asociada a la baja transformación de minerales en condiciones climáticas de zonas semiáridas y calcáreas (WRB, 2015). Así como, al proceso de desestabilización de sedimentos con alto contenido de elementos traza, favorecido por el relieve escarpado en zonas con depósitos mineros (Moreno-de las Heras *et al.*, 2008). En particular, en el Cambisol de la P2, se comprobaron procesos tecnogénicos en superficie, por la acumulación de artefactos de residuos mineros formando un horizonte Au, asociado a su posición en la ladera baja, donde están dispuestos los jales mineros, que a continuación se discuten.

En la ladera baja se encontraron suelos formados por influencia de actividad antropogénica estableciéndose los grupos: Technosols (P1 y P2) y Anthrotoxic Cambisol (P2), debido a su asociación con la acumulación de residuos mineros sulfurosos considerados materiales tecnogénicos tóxicos (WRB, 2015). La presencia del material duro técnico, el alto contenido de ET y la volatilización de H₂S son propiedades comunes en suelos tecnogénicos (Sándor *et al.*, 2013). La presencia de estos materiales se asoció con la extracción metalúrgica presente en zona minera hasta los años 50's, productos de separación del Pb y Cu (Huot *et al.*, 2014; Uzarowicz, 2011). Durante ese proceso las rocas fueron molidas a tamaño de arena (< 2 mm) o menores (Salas-Megchún, 2014), además fueron sometidas a procesos de extracción química. Posterior a la extracción de los minerales, los residuos se acumularon en depósitos (jales), que en la zona minera de Xichú alcanzaron cantidades de hasta 1 000 000 t (Ramos Arroyo *et al.*, 2016). Estos

materiales se incorporan al suelo por intemperismo, erosión y transformación lenta, lo que se indica la dominancia de partículas del tamaño de arena (Tabla 2 y 4) de minerales primarios como pirita, arsenopirita y esfalerita o secundarios como yeso y jarosita, previamente identificados en la zona por Salas-Megchún (2014). Este proceso de lenta transformación y movilidad de las partículas por erosión eólica ha sido caracterizado previamente en zonas semiáridas por múltiples autores (Oliveira *et al.*, 2018). La evidencia de intemperismo de minerales primarios (pirita, arsenopirita, calcopirita y esfalerita), por el proceso de acidificación (*e. g.* horizonte AuC en P1), también puede atribuirse a procesos de oxido-reducción de los artefactos (Consejo de Recursos Minerales, 2003; Jennings *et al.*, 2000). Ya que en trabajos previos de los Technosols del sitio de estudio, se identificaron minerales como pirita framboidal, jarosita y yeso en tamaño de limos medios (Bobadilla-Ballesteros, 2019) que se asocian a la transformación de pirita, por medio de la oxidación de sulfuros y precipitación de sulfatos. Esta transformación a minerales secundarios es común en Technosols y puede ser utilizada como un indicador de la evolución del suelo en ambientes mineros (Coussy *et al.*, 2017; Hayes *et al.*, 2014; Uzarowicz y Skiba, 2011).

Otro rasgo evolutivo del suelo es la intensidad del proceso de rejuvenecimiento en laderas, característica de estos ambientes escarpados y antropizados (Moreno-de las Heras *et al.*, 2008; Ochoa *et al.*, 2008), que deriva en Technosols con secuencias poligenéticas como en P2. La secuencia de capas discontinuas con estructura laminar (Figura 4), refleja la disposición original de los materiales tecnogénicos de residuos metalúrgicos (en P1 y materiales duros técnicos en P2) (Carrillo-Chávez *et al.*, 2014). Otra evidencia de rejuvenecimiento en los suelos es la acumulación de materia orgánica en los horizontes superficiales y subsuperficiales (2AuC en P1), en zonas bajas. La presencia de estructura granular (Anexo 1) puede deberse a la participación de las relaciones de coloides orgánicos y minerales en soluciones del suelo ricas en electrolitos que favorecen la agregación y por consecuencia la estructura granular en donde domina el efecto de los coloides orgánicos, indicando que son suelos moderadamente desarrollados (Brady y Weil, 2017; Schaetzl y Anderson, 2005). Sin embargo, este

proceso no se expresa en propiedades como el color o la agregación caracterizada como débilmente desarrollada (Anexo 1). Es importante considerar la baja evolución del suelo por el relieve; así como la posibilidad de interferencias en el método de determinación de COS por MnO y Fe³⁺, por lo que la cuantificación pudo ser sobrestimada, en los horizontes ya mencionados (Anexo 1; Page *et al.*, 1982).

La acumulación de carbonatos es otro proceso evidente en los suelos de la ladera baja. El Technosol de P1 (Ej. horizonte 2AuC) presentó este rasgo edafogenético que indica la influencia del material parental de rocas carbonatadas, conforme a la geología calcárea de la región (Eguiliz-de Antuñano *et al.*, 2000) que pasan a formar parte de la tierra fina en tamaño de arcillas (Bobadilla-Ballesteros, 2019). El Technosol de P2 manifiesta material duro técnico con un proceso de cementación de las partículas por carbonatos de calcio, común en ambientes calcáreos semiáridos con residuos mineros sulfurados (Dold y Fontboté, 2002).

La distribución de los ET de manera vertical en los suelos mostró evidencias de acumulación diferencial en los horizontes. La acumulación de los ET se establece en el horizonte superficial debido a su asociación con los complejos organo-minerales; además de la dispersión de materiales asociados a movimientos de ladera. Particularmente, los Cambisols mostraron la tendencia de acumulación de ET en los horizontes superficial y subsuperficial, que puede asociarse con la transformación mineralógica del material parental (WRB 2015). Su concentración comparada con distintos grupos de suelos de ambientes carbonatados (Tabla 22) permitió identificar dos tipos de fuentes: geogénica en los Cambisols de P1, asociada al contenido de estos elementos en las rocas (Palumbo *et al.*, 2000) y tecnogénica, asociada a los artefactos producto de los residuos mineros presentes en los suelos de la ladera baja (Roca-Pérez *et al.*, 2010).

El enriquecimiento diferencial de ET en el Cambisol ubicado en la ladera media de P1, indicó que la acumulación responde a distintos procesos de dispersión de los contaminantes. El aumento en el contenido de As y Pb en el horizonte superficial respecto a los suelos circundantes, sumado a la relación positiva del Pb con la

fracción limos en el horizonte superficial (Tabla 3; 6) podría indicar que su enriquecimiento ocurre por la deposición de partículas transportadas localmente por vía aérea (Alloway, 2013). La deposición corresponde a minerales con presencia de As y Pb (arsenopirita y galena) en el tamaño de limos, provenientes de los distintos jales cercanos (Blanchard *et al.*, 2007; Salas-Mengchún, 2014; Zachariás *et al.*, 2004). La acumulación de fracciones minerales en tamaño limo y arena con altos contenidos de ET también puede asociarse al movimiento de partículas por procesos de ladera (Schaetzl y Anderson, 2005). Por otro lado, el alto contenido de Cd, Pb y Cu (Tabla 3), en los horizontes subsuperficiales (BwC1 y BwC2) corresponde al alto porcentaje de materiales intemperizados en forma de arenas (>57%) y pedregosidad (>30%). Ese origen se reafirma con las relaciones positivas establecidas entre Cd y arenas; así como negativa con limos, que sugiere que la acumulación de los ET está asociada a la baja transformación de minerales primarios y secundarios en el tamaño arena (pirita, arsenopirita, calcopirita, jarosita, galena; Carrillo-Chávez *et al.*, 2014; Consejo de Recursos Minerales, 2003; Salas-Megchún, 2014).

Los suelos ubicados en la ladera baja (Technosols de P1 y P2; Cambisol Anthrotoxic en P2) presentaron mayor acumulación de ET, al menos dos veces más que en los Cambisols de la ladera media (Tabla 2, 4 y 5). Se ha visto que esta acumulación se debe a procesos comunes en zonas con jales mineros, donde se lleva a cabo la transformación de los residuos. De acuerdo con los resultados obtenidos, el alto contenido de los elementos puede atribuirse al alto contenido de la fracción arena (50-75%) en los horizontes superficiales de la ladera baja por dos procesos, por el desplazamiento de residuos mineros por procesos de ladera y por otro lado la dispersión aérea de partículas de tamaño limo y arena que se depositan en la superficie de los suelos encontrados a escasos metros de los residuos (Christl *et al.*, 2005; Huot *et al.*, 2013; Martín-Crespo *et al.*, 2018; Palágyi *et al.*, 2006; Santos-Jallath *et al.*, 2012). La distribución de los elementos en los suelos de la ladera baja es homogénea respecto a la posición de los residuos mineros, dentro del intervalo de As 92.3-3028.8 mg kg⁻¹, Cd 1.9-95.7 mg kg⁻¹, Cu 13.5-332.2 mg kg⁻¹, Pb 38.7-3065.8 mg

kg⁻¹ y el contenido disminuye abruptamente en la ladera media. Por esa razón podría asumirse que la dispersión de contaminantes ocurre principalmente en la misma cota altitudinal y está restringida hacia la ladera media. Este tipo de dispersión de elementos en el paisaje puede identificarse como contaminación puntual (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018).

En el horizonte subsuperficial de los suelos, el alto contenido de Cu, Pb, Cd, el pH alcalino, la fuerte reacción a HCl 10% y la relación positiva entre las arenas y el contenido de As y Cd (Tabla 7) indica que la estabilización de estos elementos puede estar favorecida por la presencia de carbonatos. Esos minerales dominan la fracción gruesa como calcita, que es característico de ambientes semi-áridos (Moral *et al.*, 2005; Siddiqui y Khattak, 2010), donde la estabilización de los ET puede ocurrir por la precipitación con carbonatos o por la presencia de elementos adsorbidos en la superficie de los mismos.

Tabla 23. Contenido total de referencia de elementos traza en suelos de distintas regiones.

Referencia	As	Cd	Cu	Pb
Limite permisible en suelos contaminados, México.(SEMARNAT, 2007)	260	450	NI*	800
Cambisols de ambientes no contaminados (Kabata-Pendias y Pendias, 2001)	1-23	0.05	140	10-90
Suelos contaminados en zonas mineras (Kabata-Pendias y Pendias, 2001)	3,070-11,500	2-336	13-2000	51-21,546
Limite permisible en suelos contaminados uso residencial, USA (USEPA, 2016)	0.68	71	3,100	400
Suelos contaminados en España (Monterroso <i>et al.</i> , 2014)	ND*	2-95	21-160	46-6100

*NI= No incluido; ND= No determinado

El amplio estudio de suelos antropizados en distintas regiones, ha permitido establecer rangos de su contenido de elementos traza, con lo que se puede considerar que los suelos con presencia de materiales tecnogénicos en la ladera baja son suelos ligeramente contaminados (Tabla 23); donde, estos suelos contienen As y Pb en concentraciones que exceden el límite permisible de la

normatividad mexicana para suelos contaminados NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT, 2007), a excepción del Cd con concentraciones dentro del intervalo aceptado. En el caso de los Cambisols de la ladera media de P1 pueden considerarse como la concentración base de este sitio para evaluar el grado de contaminación, ya que los contenidos de elementos se encuentran por encima de otros Cambisols reportados (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2018; Tabla 23).

Los matorrales xerófilos están ampliamente distribuidos en zonas semiáridas de México y han sido históricamente transformados por la minería durante las actividades de extracción, fundición y almacenamiento de residuos que generan la acumulación de elementos traza potencialmente tóxicos que modifican su composición y estructura (Hernández y Pastor, 2008). Los resultados obtenidos del análisis de composición y estructura de la vegetación evidencian que la comunidad estudiada forma parte del matorral xerófilo, que se distribuye ampliamente en las zonas semisecas de Guanajuato, Querétaro, Hidalgo hasta el norte del país (CONABIO, 2012). La comunidad está dominada por formas de vida de tipo arbustivo con baja riqueza (32 especies) comparado con matorrales secundarios maduros cuya riqueza alcanza 45 especies, en donde las actividades antrópicas son mínimas por su proximidad a áreas naturales protegidas (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2015). La dominancia de las familias Asteraceae, Fabaceae y Boraginaceae, así como la presencia de especies como *Havardia pallens*, *Neopringlea integrifolia* y *Cordia boissieri* (Figura 7) indican que corresponde a matorral xerófilo de tipo submontano, similar a otras asociaciones vegetales con distintos estados de conservación en la parte norte de la Sierra Madre Oriental (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2015; Estrada-Castillón *et al.*, 2012; García-Hernández y Jurado, 2008).

En general, los distintos valores del índice de diversidad de Shannon coinciden con aquellos reportados para matorrales con relevancia ecológica media. Sin embargo, las diferencias entre los cuadros (1.61 a 2.21 para P1 y 1.73 a 2.53 en P2; Tabla 10 y 11) indicaron un gradiente de diversidad que aumenta conforme a la distancia de los jales, puede ser atribuido a la perturbación por actividades

humanas, ya que los valores se encuentran dentro de los rangos reportados en matorrales perturbados con diversidad media (González-Rodríguez *et al.*, 2010; Mora-Donjuán *et al.*, 2014; Ramírez-Lozano *et al.*, 2013), comparado con matorrales de alta diversidad ($H' = 3.02$) asociados a áreas protegidas (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2015).

Algunas especies en la comunidad vegetal son indicadoras de cierto grado de perturbación como *Lysiloma microphilla* y *Prosopis Laevigata*, que pertenecen a la familia *Fabaceae* y son comunes en zonas perturbadas donde se desarrolla matorral secundario por su capacidad de establecerse en suelos con bajo contenido de nitrógeno (Sarmiento-Muñoz *et al.*, 2019; Zamudio, 2012). La dominancia de especies arbustivas (Anexo 3) y la formación de matorrales secundarios también puede estar asociada a otras actividades humanas que fomentan los cambios en los atributos comunitarios en matorrales de paisajes escarpados como son la ganadería extensiva, el cambio de uso de suelo y la extracción de especies leñosas, incluso dentro de áreas naturales protegidas (Mojica-Guerrero *et al.*, 2009). En particular, el aumento de la riqueza y diversidad (Tabla 10 y 11) respecto a la distancia a los residuos mineros, junto con las relaciones negativas de As, Cu y Cd con la densidad de especies, cobertura y diversidad de la comunidad (Tabla 12, 13, 14 y 15) sugieren un efecto de la contaminación de ET en suelos sobre la comunidad vegetal como una presión selectiva entre las especies. Lo anterior indica la presencia de especies tolerantes que se establecen en zonas contaminadas y especies sensibles que desaparecen conforme aumenta la contaminación (Dazy *et al.*, 2009). Además, se consideraron especies sensibles las se encontraron mayoritariamente en los cuadros más alejados de los residuos, donde *Havardia pallens*, *Hyptis albida* y *Cordia boissieri* presentaron un valor de importancia alto (Figura 7).

El análisis de composición y estructura (Figura 7) permitió identificar a *Ayenia rotundifolia* como la especie arbustiva más importante del sitio. La relación entre los atributos poblacionales de *A. rotundifolia* y la distancia (Figura 10 y 11), así como la relación entre los atributos y los elementos traza en el suelo (Tabla 16 y

17) mostraron que no existe un efecto negativo en la distribución de esta especie en suelos con distinto contenido de elementos traza. Aunque las relaciones entre la clorofila total y los elementos traza en el horizonte superficial de los suelos (Tabla 16 y 17) podrían asociarse a una estrategia de adaptación ante el estrés oxidativo generado por la contaminación de elementos traza, como lo reportan varios estudios (Dezhban *et al.*, 2015; Hourri *et al.*, 2020). Los individuos de *A. rotundifolia* establecidos en los suelos de la ladera baja con influencia antrópica, muestran significativamente un mayor contenido de ET en raíces respecto a los que se encuentran en la ladera media (Figura 12 y 13). El contenido de As (80.6 mg kg⁻¹), Pb (77.3 mg kg⁻¹) y Cu (41.1 mg kg⁻¹) en el sistema radicular de *A. rotundifolia* es hasta diez veces mayor (en el caso de As) al reportado en raíces de varias especies arbustivas de matorrales xerófilos (0.49 a 12.54 mg kg⁻¹ para As, 0.9 a 11.68 mg kg⁻¹ para Cd, 3.09 a 44.51 mg kg⁻¹ para Cu y 21.28 a 103.41 mg kg⁻¹ para Pb) asociadas a residuos mineros (Santos-Jallath *et al.*, 2012). Por esta razón, se puede considerar como una especie con una alta capacidad de absorción y acumulación de elementos traza. El FBC, también llamado factor de transferencia (Alloway, 2013), calculado para esta especie se considera bajo (Ruiz-Huerta y Armienta-Hernández, 2012; Tabla 21 y 22) con valores menores a 1 en todos los casos. Esto se asocia a que existe una menor concentración de ET en raíces que en el suelo, lo que indica que existen procesos de exclusión en sus tejidos, al igual que otras especies en zonas mineras de ambientes semiáridos (Monterroso *et al.*, 2014). La alta concentración de ET en raíces, el FBC y el efecto fisiológico en la clorofila muestran que *A. rotundifolia* es tolerante a la contaminación por elementos traza, lo que favorece su capacidad como fitoestabilizadora. La presencia de otras especies como *Prosopis laevigata* que favorecen la formación de islas de fertilidad (Montaño-Arias *et al.*, 2006) y alta cobertura del matorral xerófilo tiene un papel importante para la estabilización del suelo en laderas pronunciadas, lo que disminuye el riesgo de dispersión de contaminantes en ambientes semiáridos (Nunes da Silva *et al.*, 2014). Si bien no se tiene datos en la normatividad que regula las concentraciones de ET en plantas

silvestres, es importante hacer una relación con la acumulación de elementos de importancia alimenticia, que tiene un potencial de desarrollo el sitio de estudio.

Conclusiones

- El edafopaisaje está conformado por suelos con distinto grado de desarrollo, donde los procesos dominantes son la acumulación y transformación de residuos mineros que promueven la antropización. Esto da origen a Epileptic Spolic Technosol (Loamic, Calcaric, Ochric, Hyperartefactic, Sulfidic, Toxic), Technoleptic Spolic Technosol (Calcaric, Ochric, Sulfidic, Anthrotoxic) y Calcaric Skeletic Leptic Cambisol (Loamic, Ochric, Sulfidic, Technic, Anthrotoxic).
- El enriquecimiento de elementos traza en los suelos proviene de una fuente geogénica del material parental, en tanto que la tecnogénica por la acumulación de artefactos. En particular, en el horizonte superficial asociado a los procesos de ladera.
- La variación de la concentración de elementos traza en los suelos sugiere que la acumulación ocurre principalmente en la ladera baja y la dispersión es puntual. De acuerdo al contenido total y distribución de los ET, los Technosols y Anthrotoxic Cambisol se definieron como ligeramente contaminados, en tanto que para los Cambisols de la ladera media se definieron como la concentración natural por el material parental.
- La vegetación corresponde a matorral xerófilo con baja riqueza y alta cobertura; dominado por las familias Asteraceae, Fabaceae y Boraginaceae y por las especies *Prosopis Laevigata*, *Ayenia rotundifolia*, *Morkillia mexicana*, *Lantana canescens*, *Brickellia veronicifolia*, *Turnera diffusa* y *Karwinskia mollis*.
- La disminución de la riqueza y la diversidad de especies en los Technosols y Anthrotoxic Cambisol muestra que el manejo antrópico y la contaminación de los ET en el suelo influyen sobre la comunidad.
- Se identificó a *Ayenia rotundifolia* como una especie tolerante, sin cambios a nivel poblacional. Las altas concentraciones de elementos en sus raíces

indicaron que tiene estrategias de acumulación aunque no sobrepasa la concentración de elementos traza en el suelo por bioconcentración.

- La característica excluyente de *Ayenia rotundifolia* se relacionó con el contenido homogéneo de clorofila total en toda la población. Por ello, se considera como una especie útil en la estabilización de suelos en ambientes escarpados semiáridos contaminados.

Referencias bibliográficas

- Adriano, D. C. (1986). *Trace element in terrestrial environments*. New York: Springer.
- Abbaslou, H. (2013). Effect of weathering and mineralogy on distribution of major and trace elements (Hormozgan province, Southern Iran). *International Journal of Forest, Soil and Erosion*, 3(1), 15-25.
- Aguiar, M. R., y Sala, O. E. (1999). Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Tree*, 14(7), 273–277.
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Mora-Olivo, A., Martínez-Ávalos, J. G., Mata-Balderas, J. M., Chávez-Costa, A. C., y Rubio-Camacho, E. A. (2015). Estructura y diversidad del matorral submontano contiguo al área metropolitana de Monterrey, Nuevo León, México. *Acta Botánica Mexicana*, 113, 1–19.
- Alloway, B. J. (2013). *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*. (3° ed.) New York: Springer.
- Álvarez-Ayuso, E., Otones, V., Murciego, A., García-Sánchez, A. y Santa Regina, I. (2013). Zinc, cadmium and thallium distribution in soils and plants of an area impacted by sphalerite-bearing mine wastes. *Geoderma*, 207–208, 25–34.
- Anliker, R., Butler, G. C., Clarke, E. A., Förstner, U., Funke, W., Colleen Hyslop, Kaiser, G., Rappe, C., Russow, J., Tölg, G., Zander, M. y Zitko, V. (1980). *Anthropogenic compounds*. New York: Springer.
- Arriaga, L. (2009). Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación Ambiental*, 11(1), 6–16.
- Ashraf, M., Maah, M. y Yussoff I. (2014). Cap. 1 Soil contamination, risk assessment and remediation. En Hernandez-Soriano M. C, Jimenez-Lopez J. C. (Ed.) *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination* (pp. 3-56). Croatia: INTECH.

- Azcón-Bieto, J. y Talón, M. (2000). *Fundamentos de Fisiología Vegetal*. (1° ed.) España: McGraw-Hill Interamericana.
- Balvanera, P. y Cotler, H. (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. En CONABIO (Ed.) *Capital natural de México, vol.II: estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 185–245). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Barbosa W. R., Espíndola R., Severino de Souza V., Cooper M., Resmini L., Silvia de Moya C., De Oliveira F., Cohen R., Luis de Jesús S. y Osório T. (2015). Effects of slope orientation on pedogenesis of altimontane soils from the Brazilian semi-arid region (Baturité massif, Ceará). *Environment Earth Science*, 73, 3731–3743.
- Benavides, M., Gallego, S. y Tomaro, M. (2005). Cadmium toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17(1), 21–34.
- Blanchard, M., Alfredsson, M., Brodholt, J., Wright, K. y Catlow C. R. A. (2007). Arsenic incorporation into FeS₂ pyrite and its influence on dissolution: a DFT study. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71(3), 624-630.
- Blum, W. E. H. (2005). Functions of soil for society and the environment. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(3), 75–79.
- Bobadilla-Ballesteros, M. D. (2019) *Estabilización del zinc por los coloides del suelo en la zona minera de Xichú, Gto.* Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bolan, N., Mahimairaja, S., Kunhikrishnan, A. y Naidu, R. (2013). Sorption-bioavailability nexus of arsenic and cadmium in variable-charge soils. *Journal of Hazardous Materials*, 261, 725–732.
- Borrell, A., Tornero, V., Bhattacharjee, D. y Aguilar, A. (2016). Trace element accumulation and trophic relationships in aquatic organisms of the Sundarbans mangrove ecosystem (Bangladesh). *Science of the Total Environment*, 545–546, 414–423.
- Bouma, J., y McBratney, A. (2013). Framing soils as an actor when dealing with wicked environmental problems. *Geoderma*, 200–201, 130–139.

- Brady N. C. y Weil R. R. (2017). *The nature and properties of soils*. (15° ed.) Boston: Pearson.
- Breshears, D. D., Whicker, J. J., Johansen, M. P., y Iii, J. E. P. (2003). Wind and water erosion and transport in semi-arid shrubland, grassland and forest ecosystems: quantifying dominance of horizontal wind-driven transport. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28, 1189–1209.
- Burt R., Wilson, M. A., Mays, M. D. y Lee, C. W. (2003). Major and trace elements of selected pedons in the USA. *Journal of Environmental Quality*, 32, 2109–2121.
- Carrillo-Chávez, A., Salas-Megchún, E., Levresse, G., Muñoz-Torres, C., Pérez-Arvizu, O. y Gerke, T. (2014). Geochemistry and mineralogy of mine-waste material from a “skarn-type” deposit in central Mexico: modeling geochemical controls of metals in the surface environment. *Journal of Geochemical Exploration*, 144, 28–36.
- Carter, M. R. (2002). Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal*, 94, 38–47.
- Cerqueira, B., Covelo, E. F., Andrade, L. y Vega, F. A. (2011). The influence of soil properties on the individual and competitive sorption and desorption of Cu and Cd. *Geoderma*, 162, 20-26.
- CETENAL. (1982). *Carta edafológica de Xichú F-14-C-36*. 1:50 000. México: CETENAL.
- Chen, Y. X., He, Y. F., Luo, Y. M., Yu, Y. L., Lin, Q. y Wong, M. H. (2003). Physiological mechanism of plant roots exposed to cadmium. *Chemosphere*, 50, 789–793.
- Christl, I., Metzger, A., Heidmann, I. y Kretzschmar, R. (2005). Effect of humic and fulvic acid concentrations and ionic strength on copper and lead binding. *Environmental Science and Technology*, 39(14), 5319–5326.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2012). *La biodiversidad en Guanajuato: estudio de Estado*. México: CONABIO.

- Comisión Nacional Forestal. (2015). *Inventario estatal forestal y de suelos Guanajuato 2014*. México: SEMARNAT.
- Comisión Nacional del Agua. (2011). *Identificación de reservas potenciales de agua para el medio ambiente en México*. México: SEMARNAT.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2005). *Estudio previo justificativo para el establecimiento del área natural protegida Reserva de la Biosfera “Sierra Gorda de Guanajuato”*. México: SEMARNAT.
- Conesa, H. M., García, G., Faz, Á. y Arnaldos, R. (2007). Dynamics of metal tolerant plant communities development in mine tailings from the Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain) and their interest for further revegetation purposes. *Chemosphere*, 68, 1180–1185.
- Consejo de Recursos Minerales. (1982). *Informe geológico minero plumbocincífero complementario proyecto Xichú, Guanajuato 1981*. México: Servicio Geológico Mexicano.
- Consejo de Recursos Minerales. (1991). *Informe geológico regional preliminar del área La Aurora, zona Xichú, mpio. de Xichú Guanajuato*. México: Servicio Geológico Mexicano.
- Consejo de Recursos Minerales. (2003). *Inventario físico de los recursos minerales del municipio Xichú, Gto.* México: Servicio Geológico Mexicano.
- Coussy, S., Grangeon, S., Bataillard, P., Khodja, H., Maubec, N., Faure, P. y Dagois, R. (2017). Evolution of iron minerals in a 100 years-old Technosol. Consequences on Zn mobility. *Geoderma*, 290, 19–32.
- Daldoul G., Souissi R., Souissi F., Jemmali N. y Chakroun H. K., (2015). Assessment and mobility of heavy metals in carbonated soils contaminated by old mine tailings in North Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, 110, 150–159.
- Dazy, M., Béraud, E., Cotelle, S., Grévillet, F., Férard, J.-F. y Masfaraud, J.-F. (2009). Changes in plant communities along soil pollution gradients: responses of leaf antioxidant enzyme activities and phytochelatin contents. *Chemosphere*, 77(3), 376–383.

- De Groot, R. S., Wilson, M. A. y Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408.
- Deverel, S. J., Goldberg, S. y Fujii, R. (2011). Chemistry of trace elements in soils and groundwater. *Agricultural Salinity Assessment and Management*, 71, 89–137.
- Dezhban, A., Shirvany, A., Attarod, P., Delshad, M., Matinizadeh, M., y Khoshnevis, M. (2015). Cadmium and lead effects on chlorophyll fluorescence, chlorophyll pigments and proline of Robinia pseudoacacia. *Journal of Forestry Research*, 26(2), 323–329.
- Dold, B. y Fontboté, L. (2002). A mineralogical and geochemical study of element mobility in sulfide mine tailings of Fe oxide Cu–Au deposits from the Punta del Cobre belt, northern Chile. *Chemical Geology*, 189, 135–163.
- Eguiluz-de Antuñano, S., Aranda-García, M. y Marrett, R. (2000). Tectónica de la Sierra Madre Oriental, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 53, 1-26.
- Estrada-Castillón, E., Villareal-Quintanilla, J. A., Jurado-Ybarra, E., Cantú-Anaya, C., García-Aranda, M. A., Sánchez-Salas, J. y Pando-Moreno, M. (2012). Clasificación, estructura y diversidad del matorral submontano adyacente a la planicie costera del Golfo norte en el noreste de México. *Botanical Sciences*, 90(1), 37–52.
- FAO. (1995). *Norma general del código para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos (CODEX STAN 193-1995)*. Italy: FAO.
- FAO. (2001). *Codex alimentarius commission food additives and contaminants*. Italy: FAO/WHO.
- FAO. (2009). *Guía para la descripción de suelos*. (4° ed.). Italy: FAO.
- FAO y ITPS. (2015). *Status of the World's Soil Resources (SWSR)-Main Report*. Italy: FAO.
- Freitas, H., Prasad, M. N. V. y Pratas, J. (2004). Plant community tolerant to trace elements growing on the degraded soils of Sao Domingo's mine in the

south east of Portugal: environmental implications. *Environmental International*, 30, 65–72.

- Furini, A. (2013). *Plants and heavy metals*. New York: Springer.
- García, E. (2004). *Modificación al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. México: Instituto de Geología-Universidad Nacional Autónoma de México.
- García-Hernández, J. y Jurado, E. (2008). Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. *Ra Ximhai*, 4(1), 1–21.
- García-Sánchez, R., Camargo-Ricalde, S. L., García-Moya, E., Luna-Cavazos, M., Romero-Manzanares, A. y Montaña, N. M. (2012). *Prosopis laevigata* and *Mimosa biuncifera* (Leguminosae), jointly influence plant diversity and soil fertility of a Mexican semiarid ecosystem. *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 87–103.
- Gasparrini, C. (1993). *Gold and other precious metals: from ore to market*. New York: Springer.
- Gieré, R., Sidenko, N.V. y Lazareva, E.V. (2003). The role of secondary minerals in controlling the migration of arsenic and metals from high-sulfide wastes (Berikul gold mine, Siberia). *Applied Geochemistry*, 18, 1347–1359.
- Ginocchio, R. (2000). Effects of a copper smelter on a grassland community in the Puchuncaví Valley Chile. *Chemosphere*, 41, 15–23.
- González, M. F. (2012). *Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación*. México: SEMARNAT.
- González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V. y Uvalle-Sauceda, J. I. (2010). Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, 29, 91–106.
- Hayes, S. M., Webb, S. M., Bargar, J. R., O'Day, P. A., Maier, R. M. y Chorover, J. (2012). Geochemical weathering increases lead bioaccessibility in semi-arid mine tailings. *Environmental Science and Technology*, 46(11), 5834–5841.

- Hayes, S. M., Root, R. A., Perdrial, N., Maier, R. y Chorover, J. (2014). Surficial weathering of iron sulfide mine tailings under semi-arid climate. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 141, 240–257.
- Hernández, A. J. y Pastor, J. (2008). Relationship between plant biodiversity and heavy metal bioavailability in grasslands overlying an abandoned mine. *Environmental Geochemistry and Health*, 30, 127–133.
- Hooda, P. S. (2010). *Trace elements in soils*. UK: John Wiley & Sons Ltd.
- Hourri, T., Khairallah, Y., Al Zahab, A., Osta, B., Romanos, D., y Haddad, G. (2020). Heavy metals accumulation effects on the photosynthetic performance of geophytes in mediterranean reserve. *Journal of King Saud University-Science*, 32, 874–880.
- Huang, X., Sillanpää, M., Gjessing, E. T., Peräniemi, S. y Vogt, R. D. (2010). Environmental impact of mining activities on the surface water quality in Tibet: Gyama valley. *Science of the Total Environment*, 408, 4177–4184.
- Huot, H., Simonnot, M., Marion, P., Yvon, J. y Donato, P. De. (2013). Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. *Journal of Soils and Sediments*, 13, 555–568.
- Huot, H., Simonnot, O., Watteau, F., Marion, P., Yvon, J., De Donato, P. y Morel, J. L. (2014). Early transformation and transfer processes in a Technosol developing on iron industry deposits. *European Journal of Soil Science*, 65, 470–484.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información. (1998). *Estudio hidrológico del estado de Guanajuato*. México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información. (1999). *Carta topográfica Xichú F14C36 1: 50000*. México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información. (2004). *Guía para la interpretación de cartografía edafología*. México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información.

- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Querétaro 2017*. México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Información.
- International Soil Reference and Information Centre. (2002). *Procedures for soil analysis*. (6° ed.). The Netherlands: FAO.
- Jelenová, H., Majzlan, J., Amoako, F. Y. y Drahotka, P. (2018). Geochemical and mineralogical characterization of the arsenic-, iron-, and sulfur-rich mining waste dumps near Kaňk, Czech Republic. *Applied Geochemistry*, 97, 247–255.
- Jennings, S., Dolhopf, D. y Inskeep, W. (2000). Acid production from sulfide minerals using hydrogen peroxide weathering. *Applied Geochemistry*, 15, 235–243.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (2001). *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton: CRC Press.
- Knight, B., Zhao, F. J., Mcgrath, S. P. y Shen, Z. G. (1997). Zinc and cadmium uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* in contaminated soils and its effects on the concentration and chemical speciation of metals in soil solution. *Plant and Soil*, 197, 71–78.
- Kumar, N., Baudh, K., Kumar, S., Dwivedi, N., Singh, D.P. y Barman, S.C., (2013). Accumulation of metals in weed species grown on the soil contaminated within dustrial waste and their phytoremediation potential. *Ecological Engineering*, 61, 491–495.
- Lafuente, A. L., González, C., Quintana, J. R., Vázquez, A. y Romero, A. (2008). Mobility of heavy metals in poorly developed carbonate soils in the Mediterranean region. *Geoderma*, 145, 238–244.
- Lima, A. T., Safar, Z. y Loch, J. P. G. (2014). Evaporation as the transport mechanism of metals in arid regions. *Chemosphere*, 111, 638–647.
- Lodhari, D. R. y Kumar Dutta, S. (2018). *Extraction of nuclear and non-ferrous metals*. Singapore: Springer.
- Lottermoser, B. (2007). *Mine wastes: characterization, treatment and environmental impacts* (2° ed.). New York: Springer.

- Lugo-Hubp, J. (1990). El relieve de la República Mexicana. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 9(1), 82–111.
- Martín-Crespo, T., Gómez-Ortiz, D., Martín-Velázquez, S., Martínez-Pagán, P., De Ignacio, C., Lillo, J. y Faz, Á. (2018). Geoenvironmental characterization of unstable abandoned mine tailings combining geophysical and geochemical methods (Cartagena-La Union district, Spain). *Engineering Geology*, 232, 135-146.
- Mata, M., Treviño, E., Valdecantos, A., Jiménez, J., Aguirre, O., Alanís, E. y Foroughbackhch, R. (2014). Diversidad y composición vegetal de matorrales en el valle de Santa Catarina, en el noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(3), 3–15.
- Maynard, B. (1983). *Geochemistry of sedimentary ore deposits*. New York: Springer.
- McBratney, A., Field, D. J. y Koch, A. (2014). The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213, 203–213.
- McBride, M. (1994). *Environmental chemistry of soils*. New York: Oxford University Press.
- Miranda, G. M. A. (1978). Estudio geológico-geoquímico regional del área de Xichú, estado de Guanajuato. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, XXXIX-2, 101-106.
- Mojica-Guerrero, A. S., Valenzuela-Núñez, L. M., González-Barrios, J. L. y Trucíos-Caciano, R. (2009). Evolución del matorral en el sur del Área Natural Protegida Sierra de Lobos, Guanajuato. *Tecnociencia Chihuahua*, 3(2), 131-137.
- Montaña-Arias, N. M., García-Sánchez, R., Ochoa-de la Rosa, G. y Monroy-Ata, A. (2006). Relación entre la vegetación arbustiva, el mezquite y el suelo de un ecosistema semiárido en México. *Terra Latinoamericana*, 24(2), 193–205.
- Monterroso, C., Rodríguez, F., Chaves, R., Diez, J., Becerra-Castro, C., Kidd, P. S. y Macías, F. (2014). Heavy metal distribution in mine-soils and plants growing in a Pb/Zn-mining area in NW Spain. *Applied Geochemistry*, 44, 3–11.

- Mora-Donjuán, C. A., Rubio-Camacho, E. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Gonzáles-Tagle, M. A., Mata-Balderas, J. M. y Mora-Olivo, A. (2014). Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el noreste de México. *Polibotánica*, 38, 53–66.
- Moral, R., Gilkes, R. J. y Jordán, M. M. (2005). Distribution of heavy metals in calcareous and non-calcareous soils in Spain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 162, 127–142.
- Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J. M. y Espigares, T. (2008). Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering*, 34, 168–178.
- Morgado, R. G., Loureiro, S. y González-Alcaraz, M. N. (2018). Changes in soil ecosystem structure and functions due to soil contamination. En Duarte A. C., Cachada A. y Rocha-Santos T. (Ed.). *Soil Pollution* (pp. 59–88). United Kingdom: Elsevier Inc.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T. S. (2000). *Métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Bolivia: Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR).
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D. y Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants : a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8, 199-216.
- Naidu, R., Sumner, M. E. y Harter, R. D. (1998). Sorption of heavy metals in strongly weathered soils: an overview. *Environmental Geochemistry and Health*, 20, 5–9.
- Navarro, M. C., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M. J., Vidal, J., Tovar, P. J. y Bech, J. (2008). Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals : A case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*, 96, 183-193.
- Navas, A. y Lindhorfer, H. (2003). Geochemical speciation of heavy metals in semiarid soils of the central Ebro Valley (Spain). *Environmental International*, 29, 61–68.

- Nunes da Silva, M., Mucha, A. P., Rocha, A. C., Silva, C., Carli, C., Gomes, C. R. y Almeida, C. M. R. (2014). Evaluation of the ability of two plants for the phytoremediation of Cd in salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 141, 78-84.
- Ochoa, G. R., Malagón, D. y Oballos, J. (2008). Influencia del material parental y del bioclima en la pedogénesis de la cuenca media y alta del río Motatán. Mérida-Trujillo. Venezuela. *Agronomía Tropical*, 58(2), 125–140.
- Oliveira, D. P., Sartor, L. R., Souza Júnior, V. S., Corrêa, M. M., Romero, R. E., Andrade, G. R. P. y Erreira, T. O. (2018). Weathering and clay formation in semi-arid calcareous soils from Northeastern Brazil. *Catena*, 162, 325–332.
- Page, A. L., Miller, R. H. y Keeney, D. R. (1982). *Methods of soil analysis: part 2. Chemical and microbiological properties* (2° ed.). United States of America: American Society of Agronomy.
- Palágyi, Š., Salzer, P. y Mitro, A. (2006). Sorption, desorption and extraction of cadmium from some arable and forest soils. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 269(1), 103-113.
- Palm, C., Sanchez, P., Ahamed, S. y Awiti, A. (2007). Soils: a contemporary perspective. *Annual Review of Environment and Resources*, 32(1), 99-129.
- Palumbo, B., Angelone, M., Bellanca, A., Dazzi, C., Hauser, S., Neri, R. y Wilson, J. (2000). Influence of inheritance and pedogenesis on heavy metal distribution in soils of Sicily, Italy. *Geoderma*, 95(3-4), 247–266.
- Puga, S., Sosa, M., de la Mora, A., Pinedo, C. y Jiménez, J. (2006). Concentraciones de As y Zn en vegetación nativa cercana a una presa de jales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 22(2), 75–82
- Quezada-Hinojosa, R. P., Föllmi, K. B., Verrecchia, E., Adatte, T. y Matera, V. (2015). Speciation and multivariable analyses of geogenic cadmium in soils at Le Gurnigel, Swiss Jura Mountains. *Catena*, 125, 10–32.
- Ramírez-Lozano, R. G., Domínguez-Gómez, T. G., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V, Sarquís-Ramírez, J. I. y Jurado, E. (2013). Composición y diversidad de la vegetación en cuatro sitios del noreste de México. *Madera y Bosques*, 19(2), 59-72.

- Ramos-Arroyo, R., René, Y., Arredondo, M., César, J., Chávez, O., Pérez, P., & Olvera, G. (2016). Descripción del potencial de aprovechamiento hídrico y de riesgos hidrológicos en el municipio de Xichú, NE del estado de Guanajuato. *Acta Universitaria*, 26(2), 7–21.
- Randall, J. A., Saldaña, E. y Clark, K. F. (1994). Exploration in a volcano-plutonic center at Guanajuato, México. *Economic Geology*, 89, 1722–1751.
- Roca-Pérez, L., Gil, C., Cervera, M. L., González, A., Ramos-Miras, J., Pons, V. y Boluda, R. (2010). Selenium and heavy metals content in some Mediterranean soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 107(2), 110-116.
- Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. y Pennock, D. (2018). *Soil Pollution: a hidden reality*. Rome: FAO. 142 pp.
- Root, R. A., Hayes, S. M., Hammond, C. M., Maier, R. M., & Chorover, J. (2015). Toxic metal(loid) speciation during weathering of iron sulfide mine tailings under semi-arid climate. *Applied Geochemistry*, 62, 131–149.
- Ruiz-Huerta, E. A. y Armienta-Hernández, M. A. (2012). Acumulación de arsénico y metales pesados en maíz en suelos cercanos a jales o residuos mineros. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(2), 103–117.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Rzedowski, J. y Calderón, G. (1996). Nota sobre la vegetación y la flora del noreste del estado de Guanajuato. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*, Fascículo 1–22. México: Instituto Nacional de Ecología A. C.
- Rzedowski, J., Calderón de Rzedowski, G. y Galván, R. (1996). Nota sobre la vegetación y la flora del noreste del estado de Guanajuato. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes. Fascículo complementario XIV*. México Instituto Nacional de Ecología A. C.
- Salas-Megchún, E. (2014). *Geoquímica y mineralogía de jales en mina Aurora, Xichú, Guanajuato*. Tesis de maestría. Centro de Geociencias-Universidad Nacional Autónoma de México.

- Salminen, R. y Gregorauskiene, G. (2000). Considerations regarding the definition of a geochemical baseline of elements in the surficial materials in areas differing in basic geology. *Applied Geochemistry*, 15, 647-653.
- Sándor, G., Szabó, G., Charzynski, P., Szykowska, E., Novák, T. J. y Switoniak, M. (2013). Technogenic soils in Debrecen. En P. Charzynski, M. Markiewicz y M. Switoniak (Ed.). *Technogenic soils atlas* (pp. 35–74). Torun: Polish Society of Soil Science.
- Sanita di Toppi, L. y Gabbrielli, R. (1999). Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany*, 41, 105–130.
- Santos-Jallath, J., Castro-Rodríguez, A., Huezco-Casillas, J. y Torres-Bustillos, L. (2012). Arsenic and heavy metals in native plants at tailings impoundments in Queretaro, Mexico. *Physics and Chemistry of the Earth*, 37-39, 10-17.
- Sarmiento-Muñoz, T. I., Alanís-Rodríguez, E., Mata-Balderas, J. M. y Mora-Olivo, A. (2019). Estructura y diversidad de la vegetación leñosa en un área de matorral espinoso tamaulipeco con actividad pecuaria en Nuevo León, México. *Ciencia UAT*, 14(1), 31-44.
- Schaetzl, R. y Anderson, S. (2005). *Soils: genesis and geomorphology*. United States of America: Cambridge University Press.
- Schoeneberger, P. J., Wysocki, D. A., Benham, E. C. y Broderson, W. D. (2002). *Field book for describing and sampling soils, Version 2.0*. United States of America: Natural Resources Conservation Service.
- Schulte, R. P. O., Creamer, R. E., Donnellan, T., Farrelly, N., Fealy, R., O'Donoghue, C. y O'hUallachain, D. (2014). Functional land management: A framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture. *Environmental Science and Policy*, 38, 45–58.
- Schwilch, G., Bernet, L., Fleskens, L., Giannakis, E., Leventon, J., Marañón, T. y Verzaandvoort, S. (2016). Operationalizing ecosystem services for the mitigation of soil threats : A proposed framework. *Ecological Indicators*, 67, 586–597.
- Segerstrom. K. (1965). Estratigrafía del Área Bernal-Jalpan, estado de Querétaro. *Asociación Mexicana Geológica-Petrológica*, XIII-5-6.

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2007). NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 Criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. México: Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Salud. (1995). NOM-117-SSA1-1994 Bienes y servicios. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica. México: Diario Oficial de la Federación.
- Sengupta, M. (1993). *Environmental impacts of mining: monitoring, restoration and control*. Boca Raton: CRC Press.
- Servicio Geológico Mexicano. (2009). *Inventario físico de los recursos minerales del municipio Santa Catarina, S.L.P.* México: Servicio Geológico Mexicano.
- Servicio Geológico Mexicano. (2001). *Carta geológico-minera Xichú F14-C36 1:50 000*, México: Servicio Geológico Mexicano.
- Servicio Geológico Mexicano. (2016). *Panorama minero del estado de Guanajuato*. México: Servicio Geológico Mexicano.
- Shaheen, S. M. (2009). Sorption and lability of cadmium and lead in different soils from Egypt and Greece. *Geoderma*, 153, 61–68.
- Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Schreck, E. y Xiong, T. (2017). Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*, 325, 36–58.
- Shahid, M., Khalid, S., Abbas, G., Shahid, N., Nadeem, M., Sabir, M. y Dumat, C. (2015). Heavy metal stress and crop productivity. En K. R. Hakeem. (Ed.). *Crop production and global environmental issues* (pp. 1–25). New York: Springer.
- Siddiqui, S. y Khattak, R. A. (2010). Trace elements fractionation in calcareous soils of Peshawar-Pakistan. *Soil and Environment*, 29(2), 148–158.

- Siebe C., Reinhold J. y Karl S., (2006). *Manual para la descripción ecológica y evaluación ecológica de suelos en campo*. (2° ed.). México: Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo.
- Singh, P. K. y Tewari, R. K. (2003). Cadmium toxicity induced changes in plant water relations and oxidative metabolism of *Brassica juncea* L. plants. *Journal of Environmental Biology*, 24(1), 107–112.
- Sipos, P., Choi, C., Németh, T., Szalai, Z. y Póka, T. (2014). Relationship between iron and trace metal fractionation in soils. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 26(1), 21–30.
- Soil Survey Staff (2014). *Soil Survey field and laboratory methods manual. Soil Survey Investigations Report No. 51, Version 2.0*. United States of America: Natural Resources Conservation Service.
- Servicio Meteorológico Nacional. (2010). Normales climatológicas por estado. Recuperado el 20 de agosto de 2018 de <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/normales-climatologicas-por-estado>.
- Sun, Z., Chen, J., Wang, X. y Lv, C. (2016). Heavy metal accumulation in native plants at a metallurgy waste site in rural areas of Northern China. *Ecological Engineering*, 86, 60–68.
- Tarazona, J. V. (2014). Pollution, Soil. *Encyclopedia of Toxicology*, 3, 1019–1023.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K. y Sutton, D. J. (2012). Heavy metals toxicity and the environment. *National Institutes of Health Public Access*, 101, 133–164.
- USEPA. (2016). *Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables (TR=1E-06 THQ=0.1)*. Recuperado el 05 de enero de 2019 de <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>.
- Uzarowicz, Ł. (2011). Technogenic soils developed on mine spoils containing iron sulfides in select abandoned industrial sites : environmental hazards and reclamation possibilities. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20(3), 771–782.

- Uzarowicz, Ł. y Skiba, S. (2011). Technogenic soils developed on mine spoils containing iron sulphides: mineral transformations as an indicator of pedogenesis. *Geoderma*, 163, 95–108.
- Vassallo, L. F. (2008). *Yacimientos minerales metálicos*. (4° ed.). México: Centro de Geociencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A. G. y Pigna, M. (2010). Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10(3), 268–292.
- WRB. (2015). *Base referencial mundial del recurso suelo 2014 sistema internacional de clasificación de suelos*. World Soil Resources Reports No. 106.
- Zachariás, J., Frýda, J., Paterová, B. y Mihaljevic, M. (2004). Arsenopyrite and As-bearing pyrite from the Roudny deposit. *Bohemian Massif. Mineralogical Magazine*, 68, 31–46.
- Zamudio, S. (2012). Diversidad de ecosistemas del estado de Guanajuato. En *La biodiversidad de Guanajuato: Estudio de Estado* (pp. 19–55). México: CONABIO/ Instituto de Ecología del estado de Guanajuato.
- Zamudio, S. y Galván, R. (2011). La diversidad vegetal del estado de Guanajuato. En *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes*. (pp. 1–101). México: Instituto Nacional de Ecología A. C.
- Zhang, S., Lin, H., Deng, L., Gong, G., Jia, Y., Xu, X., Li, T., Li, Y. y Chen, H. (2013). Cadmium tolerance and accumulation characteristics of *Siegesbeckia orientalis* L. *Ecological Engineering*, 51, 133–139.
- Zhao, X., Jiang, T. y Du, B. (2014). Effect of organic matter and calcium carbonate on behaviors of cadmium adsorption-desorption on/from purple paddy soils. *Chemosphere*, 99, 41–48.

Anexo 1

Caracterización morfológica de perfiles tipo

Tabla 23. Propiedades morfológicas de los suelos, que indica la edafogénesis en suelos asociados a residuos mineros en Xichú, Guanajuato.

Perfil	Prof (cm)	Hz	Color	Estructura	T	DR	P %	Rx HCl 10%	Artefactos
P1									
Epileptic Spolic Technosol (Loamic, Calcaric, Ochric, Hyperartefactic, Sulfidic, Toxic)	0-2	Au	10 YR 5/6	L-G	C	MA	5	x	
	2-20	AuC	10 YR 4/6	L-G	AC	A	35		xxx
	20-40	2AuC	10 YR 5/3	BSA-F	C	MA	35	xxxx	
21° 19' 48.1" N 100° 01' 59.8" W 1103 msnm									
	0-10	Ah	10 YR 5/3	BSA-M	LC	A	5	xxxx	
Calcaric Endoskeletal Endoleptic Cambisol (Loamic, Ochric)	10- 40/44	Bw	10YR 4/2	BSA-F	C	MA	5	xxxx	
	44-52/58	BwC ₁	10 YR 7/2	BSA-M	CL	A	50	xxxx	
21° 19' 47.8" N 100° 2' 00.2" W 1124 msnm	58-63	BwC ₂	10 YR 5/3	BSA-F	CL	M	50	xxxx	
P2									
Epi-Technoleptic Spolic Technosol (Calcaric, Ochric, Sulfidic, Anthrotoxic)	0-8/9	A ₁	10 YR 6/6	SA	CA	M	25	xxxx	xx
	8/9-13	A ₂	10 YR 8/2	GR-MF	CA	B	-	xxxx	x
	13-29	AC	10 YR 6/4	GR-F	AC	-	2	xxx	x
	29-39	Ckmu ₁	10 YR 7/3	C	AC	-	-	xxxx	x
	39-53	Ckmu ₂	7.5 YR 7/2	C	AC	-	-	xx	x
	53-69	2Cw ₁	10YR 7/3	BSA-M	AC	B	5	xx	x
	>69	2Cw ₂	10 YR 7/2	BSA-M	AC	B	15	xxx	-
Calcaric Skeletic Leptic Cambisol (Loamic, Ochric, Sulfidic, Technic, Anthrotoxic)	0-4/6	Au	7.5 YR 3/2	BSA-M	AC	A	10	xx	xx
	4/6-10/14	Bw	7.5 YR 3/4	GR-G	CA	A	20	x	
	10/14-37/40	BC	7.5 YR 3/3	BSA-F	CA	B	40	xxxx	
21° 19' 47.8" N 100° 2' 00.2" W 1124 msnm									

Nota: T=Textura, DR=Densidad de raíces, P=Pedregosidad, L-G= Laminar-Grande, BSA-F=Bloques subangulares-Finos, BSA-M=Bloques subangulares-Medios, SA=Sin agregación, GR-MF=Granular muy fina, GR-F= Granular fina, C=Cementado, Gr-G=Granular gruesa.

Anexo 2

Concentraciones promedio de elementos traza en la edafosecuencia

Tabla 24. Concentración promedio de ET en suelos de la edafosecuencia vertical P1. (n=4, \pm DS)

Concentración total (mg/kg)	Cuadro				
	C1	C2	C3	C4	C5
Horizonte superficial					
As	1791.7 \pm 910.7	69.4 \pm 47.4	224.4 \pm 64.7	88.4 \pm 44.5	63.9 \pm 26.7
Cd	20.0 \pm 15.4	2.4 \pm 1.4	4.3 \pm 0.4	4.1 \pm 0.9	3.2 \pm 0.3
Cu	330.7 \pm 265.8	45.8 \pm 21.8	44.9 \pm 0.8	75.1 \pm 21.4	55.2 \pm 18.4
Pb	1317.7 \pm 755.6	166.4 \pm 127.1	159.8 \pm 22.8	131.5 \pm 54.0	95.2 \pm 23.8
Horizonte subsuperficial					
As	3443.9 \pm 1573.2	292.1 \pm 306.9	29.6 \pm 6.9	158.2 \pm 233.1	30.8 \pm 22.4
Cd	19.2 \pm 4.7	5.3 \pm 4.2	3.7 \pm 0.3	4.3 \pm 1.5	2.1 \pm 1.0
Cu	654.7 \pm 394.6	46.4 \pm 31.9	37.4 \pm 2.5	72.5 \pm 20.0	68.9 \pm 45.3
Pb	2112.0 \pm 930.2	157.0 \pm 152.8	91.5 \pm 24.5	125.1 \pm 68.0	93.0 \pm 77.6

Tabla 25. Concentración promedio de ET en suelos de la edafosecuencia horizontal P2 (n=4, \pm DS)

Concentración total (mg/kg)	Cuadro				
	C1	C2	C3	C4	C5
Horizonte superficial					
As	1825.7 \pm 757.4	2491.4 \pm 1158.2	1294.1 \pm 361.2	1044.5 \pm 523.4	2742.0 \pm 948.3
Cd	26.8 \pm 9.2	28.7 \pm 12.7	31.1 \pm 20.5	12.5 \pm 2.6	33.1 \pm 6.0
Cu	293.6 \pm 117.5	262.7 \pm 136.5	245.2 \pm 146.7	112.3 \pm 17.2	227.1 \pm 37.2
Pb	1191.4 \pm 459.5	1678.7 \pm 711.6	1018.6 \pm 255.4	717.2 \pm 377.7	1963.2 \pm 1008.7
Horizonte subsuperficial					
As	917.0 \pm 788.0	2007.9 \pm 1374.4	760.7 \pm 434.4	372.5 \pm 148.0	1484.2 \pm 1050.2
Cd	16.5 \pm 18.5	24.3 \pm 19.1	46.0 \pm 61.7	18.9 \pm 7.9	23.1 \pm 14.4
Cu	152.6 \pm 171.4	220.5 \pm 197.1	161.7 \pm 71.5	177.9 \pm 58.0	149.2 \pm 78.2
Pb	344.3 \pm 206.3	1425.3 \pm 1032.7	628.6 \pm 315.1	3065.8 \pm 2699.0	1060.0 \pm 874.5

Anexo 3

Listado de especies

Tabla 26. Listado de especies del matorral xerófilo en Xichú Guanajuato.

Familia	Especie
Fabaceae	<i>Prosopis laevigata</i>
Asteraceae	<i>Ayenia rotundifolia</i>
Zygophyllaceae	<i>Morkillia mexicana</i>
Verbenaceae	<i>Lantana canescens</i>
Asteraceae	<i>Brickellia veronicifolia</i>
Turneraceae	<i>Turnera diffusa</i>
Rhamnaceae	<i>Karwinskia mollis</i>
Lamiaceae	<i>Hyptis albida</i>
Fabaceae	<i>Havardia pallens</i>
Boraginaceae	<i>Cordia boissieri</i>
Loasaceae	<i>Cevallia sinuata</i>
Buddlejaceae	<i>Buddleja sessiliflora</i>
Cactaceae	<i>Cylindropuntia imbricata</i>
Flacourtiaceae	<i>Neopringlea integrifolia</i>
Euphorbiaceae	<i>Jatropha dioica</i>
Fabaceae	<i>Lysiloma microphilla</i>
Asteraceae	<i>Gochnatia magna</i>
Asteraceae	<i>Ageratina isoleptis</i>
Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i>
Boraginaceae	<i>Tournefortia densiflora</i>
Fouquieriaceae	<i>Fouquieria splendens</i>
Burseraceae	<i>Bursera morelensis</i>
Asteraceae	<i>Pluchea carolinensis</i>
Rubiaceae	<i>Exostema caribaeum</i>
Fabaceae	<i>Senna atomaria</i>
Verbenaceae	<i>Aloysia macrostachya</i>
Asparagaceae	<i>Agave sp.</i>
Asteraceae	<i>Ambrosia cordifolia</i>
Plumbaginaceae	<i>Plumbago scandens</i>
Burseraceae	<i>Bursera fagaroides</i>
Fabaceae	<i>Desmodium sp.</i>
Asteraceae	<i>Dysciprothamus filifolius</i>

Anexo 4

Porcentajes de recuperación de los materiales de referencia

Tabla 27. Porcentajes de recuperación de materiales referenciales en el análisis de muestras de suelos por espectrometría de emisión óptica.

Material de referencia	As	Cd	Cu	Pb
	Recuperación %			
Muestra Control (MCL)	91	95	95	112
Fortificación estándar QCS-26	80	91	80	84
Nist Soil Montana SRM-2711a	119	98	94	120

*Recuperación óptima de la muestra $\pm 20\%$ de acuerdo con la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT, 2007)

Tabla 28. Porcentajes de recuperación de materiales referenciales en el análisis de muestras de raíces por espectrometría de emisión óptica.

Material de referencia	As	Cd	Cu	Pb
	Recuperación %			
Muestra Control (MCL)	101	95	95	112
Fortificación estándar QCS-26	95	91	92	88

*Recuperación óptima de la muestra $\pm 20\%$ de acuerdo con la NOM-117-SSA1-1994 (SSA, 1995)