



## CYANIDE RESISTANCE AND BIOACCUMULATION OF POTENTIALLY TOXIC ELEMENTS IN DESERT PLANT SPECIES GROWN ON ALKALINE MINING RESIDUES: AN ENVIRONMENTAL SURVIVAL STUDY †

### [RESISTENCIA AL CIANURO Y BIOACUMULACIÓN DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN ESPECIES VEGETALES DESÉRTICAS CRECIDAS EN RESIDUOS MINEROS ALCALINOS: ESTUDIO DE SUPERVIVENCIA AMBIENTAL]

María Guadalupe Rangel-González<sup>1</sup>, Fernando Amílcar Solís-Domínguez<sup>\*1</sup>, Aseneth Herrera-Martínez<sup>1</sup>, Jaime López-Luna<sup>2</sup>, Rogelio Carrillo-González<sup>3</sup> and María del Carmen Cuevas-Díaz<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ingeniería. Blvd. Benito Juárez s/n. Mexicali, Baja California, México. C.P. 21280. Email: [guadalupe.rangel@uabc.edu.mx](mailto:guadalupe.rangel@uabc.edu.mx), [solisf@uabc.edu.mx](mailto:solisf@uabc.edu.mx)\*, [aseneth.herrera@uabc.edu.mx](mailto:aseneth.herrera@uabc.edu.mx)

<sup>2</sup>Red de Estudios Moleculares Avanzados, Instituto de Ecología A.C., Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, 91073 Xalapa, Veracruz, México. Email: [jlol\\_24@hotmail.com](mailto:jlol_24@hotmail.com)

<sup>3</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carr. México-Texcoco km 36.5 C.P. 56262. Email: [crogelio@colpos.mx](mailto:crogelio@colpos.mx)

<sup>4</sup>María del Carmen Cuevas Díaz. Facultad de Ciencias Químicas, Campus Coatzacoalcos, Universidad Veracruzana. Av. Universidad km 7.5. Col. Santa Isabel. C.P. 96538. Coatzacoalcos, Ver. Email: [marycarm81@hotmail.com](mailto:marycarm81@hotmail.com)

\*Corresponding author

#### SUMMARY

**Background:** The waste generated at the end of a mining process contains potentially toxic elements (PTEs) and, depending on the extraction method, may also contain cyanide. These threaten ecosystems because PTEs are non-biodegradable and can accumulate in organisms through bioaccumulation. Cyanide is particularly dangerous as it is highly toxic and can inhibit the growth of plant species that could be used in phytoremediation. **Objective:** To evaluate the cyanide survival capacity of four desert native plant species from the state of Baja California, and their ability to phytostabilize EPTs. **Methodology:** Completely randomized experiments were conducted under greenhouse conditions, using experimental units with mine tailings amended with four different proportions of plant compost as a mine tailings improver (0 %, 5 %, 10 %, and 15 %). Four native plant species were used for the study: *Prosopis* sp., *Psoralea argyrea*, *Pluchea sericea*, and *Encelia farinosa*. **Results:** *Prosopis* sp. demonstrated a high survival capacity in mine tailings containing cyanide (155 mg kg<sup>-1</sup>) and potentially toxic elements accumulated mainly in the root. **Implications:** Many plant species show adverse effects on their growth and development due to the toxicity of these elements. Furthermore, phytostabilizing species must be able to survive the climatic conditions of the area where this technique is implemented and tolerate cyanide. **Conclusion:** It was demonstrated that *Prosopis* sp. has phytostabilizing capacity by accumulating higher PTE concentrations in its roots without exceeding concentrations in the aerial part. The optimal treatments for this technique were those with 10 % and 15 % compost, which helped the species tolerate cyanide. Therefore, *Prosopis* sp. is confirmed as an effective native species for phytostabilization. **Key words:** Phytostabilization; potentially toxic elements; cyanide; mesquite.

#### RESUMEN

**Antecedentes:** Los residuos generados al finalizar un proceso minero contienen elementos potencialmente tóxicos (EPT) y, dependiendo del método de extracción, también pueden contener cianuro. Estos representan una amenaza para los ecosistemas, ya que los EPT no son biodegradables y pueden acumularse en los organismos a través de la bioacumulación. El cianuro es especialmente peligroso, ya que es altamente tóxico y puede inhibir el crecimiento de especies vegetales que podrían usarse en la fitorremediación. **Objetivo:** Evaluar la capacidad de supervivencia al

† Submitted November 25, 2024 – Accepted February 5, 2025. <http://doi.org/10.56369/tsaes.6026>



Copyright © the authors. Work licensed under a CC-BY 4.0 License. <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

ISSN: 1870-0462.

ORCID = F.A. Solís-Domínguez: <http://orcid.org/0000-0002-8857-4142>; J. López-Luna: <https://orcid.org/0000-0002-8249-9786>

cianuro de cuatro especies vegetales nativas del desierto del estado de Baja California, así como su capacidad para fitoestabilizar los EPT. **Metodología:** Se realizaron experimentos con un diseño experimental completamente al azar bajo condiciones de invernadero, utilizando unidades experimentales con residuo minero al que se añadieron cuatro diferentes proporciones de composta vegetal como mejorador de sustrato (0 %, 5 %, 10 % y 15 %). Para el estudio se emplearon cuatro especies vegetales nativas: *Prosopis* sp., *Psoralea argyrea*, *Pluchea sericea* y *Encelia farinosa*. **Resultados:** *Prosopis* sp. demostró tener alta capacidad de supervivencia en el residuo minero que contenía cianuro ( $155 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y elementos potencialmente tóxicos, los cuales se acumularon principalmente en la raíz. **Implicaciones:** Muchas especies vegetales muestran efectos adversos en su crecimiento y desarrollo debido a la toxicidad de estos elementos. Además, las especies fitoestabilizadoras deben ser capaces de sobrevivir a las condiciones climáticas de la zona donde se implementa esta técnica, así como de tolerar la presencia de cianuro. **Conclusión:** Se demostró que *Prosopis* sp. tiene capacidad fitoestabilizadora al acumular mayor concentración de EPT en sus raíces sin exceder las concentraciones en la parte aérea. Los tratamientos óptimos fueron aquellos con 10 % y 15 % de composta que ayudaron a la especie vegetal a tolerar el cianuro. Por lo tanto, *Prosopis* sp. se confirma como una especie nativa efectiva para la fitoestabilización.

**Palabras claves.** Fitoestabilización; elementos potencialmente tóxicos; cianuro; mezquite.

## INTRODUCCIÓN

Los residuos generados por la industria minera representan una fuente significativa de contaminación. Esta actividad ha dejado una huella notable de suelos contaminados y deteriorados. En México, la minería cuenta con una larga trayectoria que se remonta al inicio del siglo XVI y continúa siendo un elemento fundamental para la economía del país (Ahumada-Mexía *et al.*, 2021; SGM, 2021).

Un depósito de residuos mineros puede verse como un sistema potencialmente contaminante, compuesto por dos subsistemas: uno que genera lixiviados contaminantes y otro que transporta estos contaminantes fuera del depósito (Sainz *et al.*, 2002). Para reducir la dispersión de estos contaminantes, una alternativa económica es la fitorremediación. Esta funciona por la interacción de las especies vegetales con el suelo y los microorganismos.

Cuando algunos de los compuestos orgánicos e inorgánicos se presentan en exceso, el suelo se considera contaminado (Ma *et al.*, 2016). Las plantas absorben estos contaminantes para metabolizarlos o almacenarlos, reduciendo o evitando su liberación a otras áreas del ambiente (fitoestabilización). Para contaminantes inorgánicos como metales, metaloides y radionúclidos, las únicas opciones viables son la fitoestabilización o la fitoextracción, ya que estos agentes no pueden ser biodegradados (Agnello *et al.*, 2016).

Las reacciones biológicas y fisiológicas de las especies vegetales varían, lo cual resulta en diferencias en la absorción, transporte, asimilación y toxicidad del cianuro en diferentes concentraciones. Varios efectos en las plantas señalan la presencia de fitotoxicidad del cianuro, como la reducción en la velocidad de crecimiento, la inhibición de vías enzimáticas y la interrupción del metabolismo (Yu, 2015; Au, Yu y Gu, 2018).

De acuerdo con la literatura revisada, la relevancia de este trabajo radica en la escasa información disponible sobre especies con la capacidad de remediar o sobrevivir en residuos mineros que contengan cianuro. Este vacío de conocimiento subraya la necesidad de investigaciones adicionales para identificar y comprender mejor las especies que puedan desempeñar un papel crucial en la mitigación del impacto ambiental de estos residuos tóxicos (Rangel-González *et al.*, 2024). Por eso, el objetivo de este estudio es evaluar el potencial de especies desérticas para la fitorremediación de residuos mineros contaminado con cianuro y otros elementos potencialmente tóxicos, con el fin de contribuir a la mitigación ambiental de los sitios afectados.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Análisis físicos y químicos

Se recolectaron residuos mineros a una profundidad de 0-30 cm en una represa de jales mineros. Los residuos se caracterizaron tanto física como químicamente en los diferentes tratamientos aplicados en los experimentos. Se midieron el pH (EPA, 2000), la conductividad eléctrica (CE) (Hayes *et al.*, 2009), la textura mediante el método del hidrómetro de Bouyoucos (Barbeito y Bono, 2006), el porcentaje de humedad por método termogravimétrico (Norma ASTM D-2216, 2006), el contenido de materia orgánica (MO) por incineración (Dean, 1974), el cianuro total por colorimetría (Patnaik, 1997), nitrógeno inorgánico por micro-Kjeldahl (SEMARNAT, 2002), sulfatos por turbidimetría (SEMARNAT, 2002), cationes solubles en el extracto de saturación por absorción atómica (Ca y Mg) y por espectrofotometría de flama (Na y K) (SEMARNAT, 2002) y el fósforo total (Olsen *et al.*, 1954). La cantidad de metales en los residuos mineros se cuantificó utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer 3110, extrayendo los metales totales en el residuo minero y tejido vegetal

por digestión ácida con ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) y ácido clorhídrico ( $\text{HCl}$ ) (EPA, 2007), y los metales biodisponibles con  $\text{DTPA-TEA-CaCl}_2$  (EPA, 1992). En el tejido vegetal, los metales totales se extrajeron con  $\text{HNO}_3$  y  $\text{HCl}$  (EPA, 2007). Todos los análisis se realizaron por triplicado.

### Determinación de bacterias heterótrofas

Se determinó la cantidad de bacterias heterótrofas antes y después del experimento en todos los tratamientos, utilizando el medio de cultivo R2A (Reasoner's 2A agar) (Mendez, Glenn y Maier, 2007; Solís-Domínguez *et al.*, 2012).

### Experimento en condiciones de invernadero

Se llevó a cabo un experimento en condiciones de invernadero (temperatura promedio de  $35\text{ }^\circ\text{C}$  y 13 h de luz diaria), con el objetivo de determinar la cantidad mínima de composta necesaria para la adaptación de cuatro especies vegetales en residuos de mineros. Las especies estudiadas fueron: *Prosopis* sp. (mezquite), *Psoralea argyrea* (palo humo), *Pluchea sericea* (cachanilla) y *Encelia farinosa* (chamizo). Estas plantas no representan riesgo para la cadena trófica (Olúa y Gordillo, 2003).

Se utilizó un diseño experimental completamente al azar, con cuatro repeticiones por tratamiento. Las unidades experimentales consistieron en macetas de plástico con capacidad de 1.4 kg, previamente lavadas con jabón neutro libre de fosfatos marca Jalmek y sumergidas en una solución de  $\text{HCl}$  al 2 %. Los tratamientos incluyeron residuos mineros mezclados con composta de origen vegetal en concentraciones de 0 %, 5 %, 10 % y 15 %, para un total de cuatro tratamientos. Se colocaron 16 semillas en cada unidad experimental. Posteriormente, se dejó solo una plántula por unidad experimental para asegurar su crecimiento.

### Evaluación de los tratamientos

Para determinar el porcentaje de germinación, se colocaron 16 semillas por unidad experimental, con un total de 64 semillas por tratamiento. Durante dos semanas, se observó su comportamiento, considerando como germinadas aquellas semillas que presentaron una protrusión de la radícula de  $\geq 2$  mm. El porcentaje de germinación se calculó dividiendo el número de semillas germinadas entre el número total de semillas sembradas y multiplicando el resultado por 100.

Las plantas se cosecharon a los 84 días. Se cuantificó la producción de biomasa vegetal seca, altura y longitud de raíces. Además, se determinó la acumulación de metales totales en raíces y parte aérea siguiendo la metodología descrita por Solís-

Domínguez *et al.* (2011). Durante la cosecha de las plantas se observaron nódulos en las raíces de *Prosopis* sp., por lo que se cuantificaron.

### Aislamiento de *Rhizobium* a partir de nódulos

Selección de nódulos: Se obtuvieron las raíces de las diferentes unidades experimentales, se les efectuó un lavado con suficiente agua, se separaron con cuidado los nódulos más grandes con el fin de dejar un fragmento reducido de raíz. Esterilización: Se sumergieron en alcohol durante 10 s y posteriormente en agua destilada estéril durante 10 s, se realizó esta operación dos veces y luego se sometió a un tratamiento con cloruro de mercurio ( $\text{HgCl}_2$ ) al 2 % durante un periodo de 1 a 3 min. Para finalizar se realizaron seis enjuagues con agua destilada estéril. Aislamiento de *Rhizobium* por estría: De los nódulos desinfectados se preparó una suspensión en agua destilada estéril, en un tubo de ensayo y se maceró con una varilla de vidrio. Se tomaron muestras de suspensión y se sembraron usando la técnica de estrías, en cajas Petri con medio ELMARC. Una vez sembradas las cajas se incubaron a  $35\text{ }^\circ\text{C}$  durante 10 días como describe Vincent (1970).

### Análisis estadístico

Los datos se analizaron mediante un análisis de varianza para determinar diferencias significativas entre los tratamientos. Se utilizó la prueba de Tukey con un nivel de significancia del 5 % para determinar el mejor tratamiento. Se utilizó el paquete estadístico SAS v.9.4.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Caracterización física y química del residuo de mina

Los resultados obtenidos evidencian que los residuos mineros presentan características fisicoquímicas particulares que condicionan su manejo y potencial uso en estrategias de remediación. El pH promedio de 8 indica una naturaleza alcalina, mientras que la conductividad eléctrica (CE) de  $2.43\text{ mS cm}^{-1}$  sugiere un nivel de salinidad ligero. En cuanto a los nutrientes, las concentraciones de nitrógeno ( $123.7\text{ kg Ha}^{-1}$ ) y calcio ( $11,164.36\text{ kg Ha}^{-1}$ ) se encuentran dentro de los rangos óptimos, pero los niveles de fósforo, potasio y magnesio resultaron deficientes, lo que podría limitar el desarrollo vegetal. Por otro lado, la concentración de sulfatos excede los valores recomendados según la NOM-021-RECNAT-2000, lo que podría representar un desafío para la revegetación. La textura arcillosa (28.76 % arena, 28 % limo y 43.24 % arcilla) favorece la retención de agua, pero la baja concentración de materia orgánica (0.34 %) refleja la naturaleza residual del material, justificando el uso de composta como

enmienda. Finalmente, la concentración de cianuro total ( $155.52 \text{ mg kg}^{-1}$ ) supera los niveles tolerables para muchas especies vegetales, considerándose fitotóxica según la EPA (1978). Estos resultados destacan la necesidad de integrar estrategias de mejoramiento químico y biológico para promover la remediación de estos residuos.

**Tabla 1. Características físicas y químicas de los residuos de mina.**

Parámetro	Valor
pH	8.00±0.03
Conductividad eléctrica [ $\text{mS cm}^{-1}$ ]	2.43±0.03
Materia orgánica [%]	0.34±0.10
Nitrógeno Total [ $\text{kg Ha}^{-1}$ ]	123.7
Fosforo Total [ $\text{kg Ha}^{-1}$ ]	47.4
Humedad [%]	5.17±1.01
Textura	Arcilloso
Cianuro total [ $\text{mg kg}^{-1}$ ]	155.52±1.52
Calcio [ $\text{kgHa}^{-1}$ ]	11164.36
Magnesio [ $\text{kg Ha}^{-1}$ ]	18.23
Sulfatos [ $\text{kg Ha}^{-1}$ ]	1518

#### Metales totales en residuo minero

La cuantificación de metales totales en el residuo minero (Figura 1) permitió identificar elementos con concentraciones que representan un riesgo ambiental significativo, incluso cuando cumplen con los límites máximos permisibles establecidos en las normas NOM-147-SEMARNAT-SSA1-2004 y EPA (1993), o en casos donde dichos elementos no están regulados. En particular, las concentraciones de aluminio, arsénico, cobalto, hierro, manganeso y plomo fueron superiores a  $2 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $5 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $1 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $500 \text{ mg}$

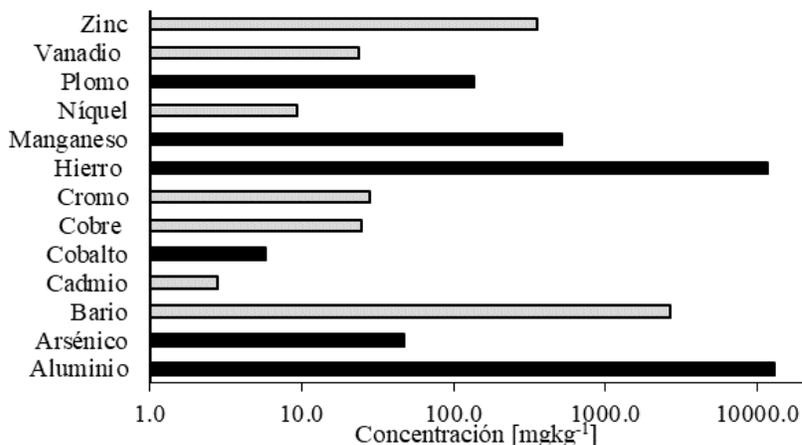
$\text{kg}^{-1}$ ,  $300 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $10 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente. Estos valores, según Kabata-Pendias y Pendias (2001), son considerados tóxicos para las plantas, lo que podría limitar su desarrollo en estrategias de fitorremediación. Además, la presencia de estos metales en niveles elevados subraya la necesidad de implementar medidas de manejo y remediación que minimicen su movilidad y toxicidad en el ambiente.

#### Metales biodisponibles en residuo minero

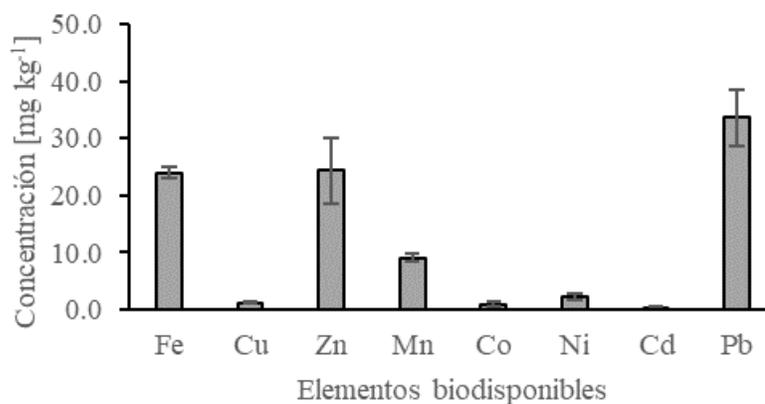
La concentración biodisponible de los elementos hierro, zinc, manganeso y plomo fue determinada, obteniéndose valores de  $23.97 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $24.33 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $9.05 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $33.66 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente (Figura 2). Estos niveles indican que una fracción significativa de estos metales está disponible para ser absorbida por las plantas, lo que puede representar tanto una oportunidad como un desafío en estrategias de fitorremediación. Si bien la biodisponibilidad de elementos como hierro y zinc puede ser beneficiosa para el desarrollo vegetal en concentraciones moderadas, los niveles elevados de manganeso y plomo podrían generar efectos tóxicos en las plantas y comprometer su crecimiento (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

#### Materia orgánica en tratamientos

La materia orgánica (MO) presente en los residuos de mina fue considerablemente baja obteniéndose valores de concentración menores a 1 %. Al aumentar la concentración de composta, la cantidad de MO aumentó a 2.14 %, 2.76 % y 3.61 % en 5, 10, y 15 % de composta respectivamente. Esto representa una mayor cantidad de nutrientes disponibles para el crecimiento y supervivencia de las especies vegetales.



**Figura 1.** Concentración de metales analizados en los residuos de mina. Las barras negras indican aquellos elementos que representan mayor riesgo ambiental.



**Figura 2.** Concentración de elementos biodisponibles analizados en el residuo minero.

### Cianuro total en los tratamientos

La concentración de cianuro total en los residuos de mina con 0 % de composta fue de 155.52 mg kg<sup>-1</sup>, a partir de 27 mg kg<sup>-1</sup> se considera tóxico para las especies vegetales (EPA, 1978). Sin embargo, conforme se adicionaron diferentes concentraciones de composta, los niveles de cianuro total fueron disminuyendo debido a la dilución de los residuos de mina obteniendo una concentración de 119.76 mg kg<sup>-1</sup> para 15 % de composta, que es fitotóxico.

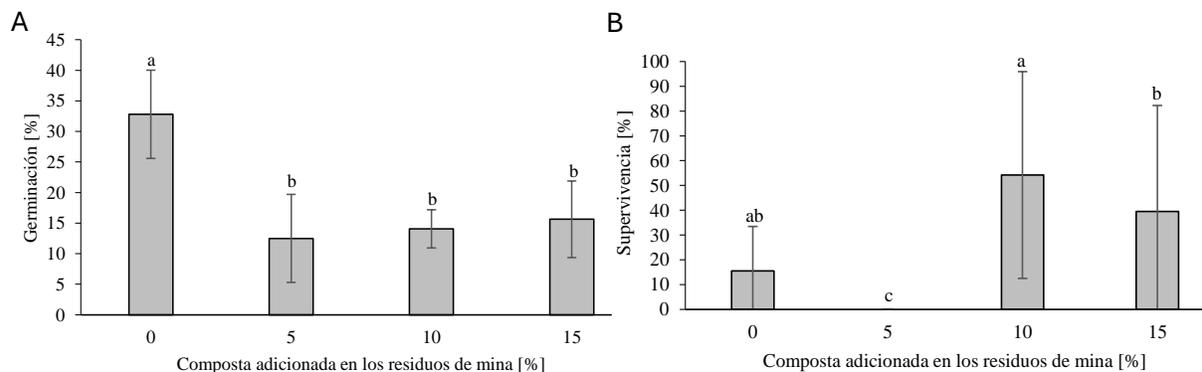
### Cuantificación de bacterias heterótrofas

Se realizó un conteo de bacterias en cajas Petri para las distintas concentraciones de composta en los residuos de mina. La cantidad de bacterias, reportadas como unidades formadoras de colonias por gramo de suelo seco (UFC g s.s.<sup>-1</sup>) aumentaron de 6.1x10<sup>4</sup> en 0 % de composta a 2.4 x10<sup>5</sup> en el tratamiento con 15 % de composta lo cual indica una diferencia significativa entre estos tratamientos.

### Capacidad de adaptación de las especies vegetales

En los ensayos de germinación y supervivencia, las especies *Pluchea sericea* y *Encelia farinosa* presentaron tasas de germinación inferiores a 2 %, lo que impidió realizar un análisis detallado de esos experimentos debido a las condiciones específicas requeridas para su crecimiento, las cuales no pudieron replicarse en el laboratorio. *Psoralea spinosa* mostró germinación a partir del sexto día después de la siembra, alcanzando su porcentaje máximo a 21 días. El tratamiento sin composta (0 %) presentó la mayor germinación, siendo significativamente superior a los

tratamientos con 5 %, 10 % y 15 % de composta, entre los cuales no se observaron diferencias significativas (Figura 3A). Esto sugiere que algunas especies vegetales pueden beneficiarse de la presencia de cianuro en el sustrato (EPA, 1978), favoreciendo la germinación. Sin embargo, debido a la presencia de sustancias fitotóxicas y la escasez de nutrientes y materia orgánica, la supervivencia de las plántulas fue menor al 20 % en comparación con los tratamientos con 10 % y 15 % de composta, que presentaron un porcentaje de germinación inferior al 40 %. Además, la supervivencia de las plántulas a los 43 días fue inferior al 50 % en todos los tratamientos (Figura 3B), lo cual se atribuye a la toxicidad causada por EPT y cianuro, manifestada en forma de necrosis foliar y escaso desarrollo radicular. En contraste, *Prosopis* sp. alcanzó su máximo porcentaje de germinación a los 16 días. Mientras que el porcentaje de germinación con 0 % de composta fue del 8 %, esto aumentó con la presencia de composta, logrando hasta 41 %. En otras investigaciones de germinación, las semillas de *Prosopis* sp. germinaron en un porcentaje que varió entre el 16 % y el 43 %, sin necesidad de un pretratamiento para estimular la germinación (Abdala et al., 2020; Medina et al., 2005), lo cual es congruente con los porcentajes obtenidos en los tratamientos con composta. En cuanto a la supervivencia, los tratamientos con 5 %, 10 % y 15 % de composta lograron 100 % de supervivencia, mientras que el tratamiento sin composta presentó una supervivencia del 0 %, mostrando diferencias significativas entre ambos grupos de tratamientos. Estos resultados destacan el papel crucial de la composta en la mitigación de los efectos tóxicos de los elementos potencialmente tóxicos en la promoción de la supervivencia de las plántulas.



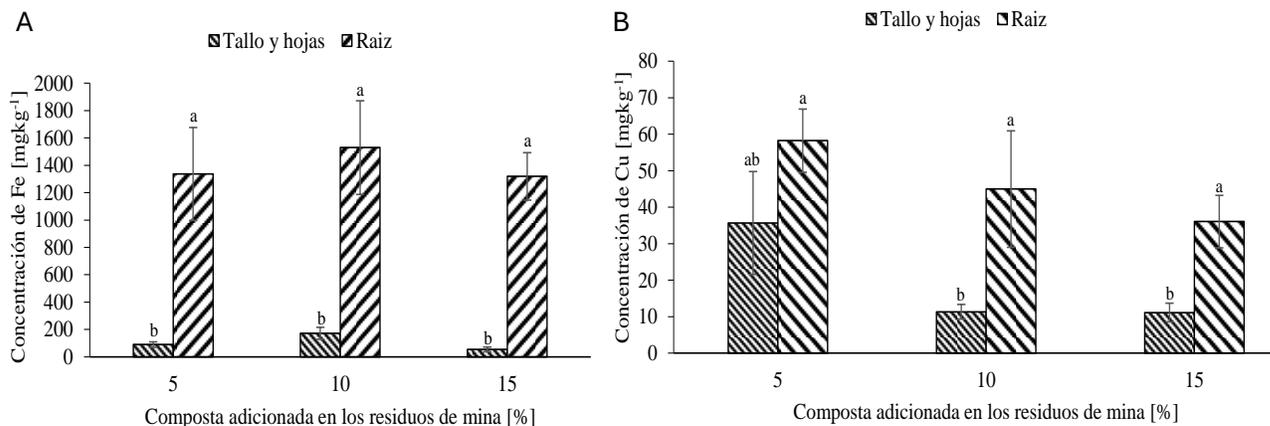
**Figura 3.** Experimento con *Psorothamnus spinosus*. (A) Porcentaje de germinación  $n=64$ ,  $\alpha=0.05$ . (B) Porcentaje de supervivencia.  $n=16$ ,  $\alpha=0.05$ . Letras diferentes indican diferencia significativa. Se realizaron cuatro repeticiones por tratamiento.

Al final del experimento se registró la altura de las plantas de *Prosopis* sp., y se observó un incremento significativo con el aumento en el porcentaje de composta. Las plantas alcanzaron alturas promedio de 10, 12.5, 29.75 y 32.25 cm para los tratamientos con 0, 5, 10 y 15 % de composta, respectivamente. Las alturas de las plantas en los tratamientos con 10 y 15 % de composta fueron significativamente mayores en comparación con las del tratamiento con 5 %. Después de cosechar las plantas, las raíces se lavaron cuidadosamente con agua potable y destilada, y se midió su longitud. Las plantas cultivadas con 10 y 15 % de composta presentaron las raíces más largas, mostrando diferencias significativas respecto al tratamiento con 5 %. Estos resultados confirman que el uso de composta en concentraciones adecuadas favorece tanto el desarrollo aéreo como el radicular de las plantas, posiblemente al reducir los efectos de la

toxicidad de los elementos potencialmente tóxicos y mejorar las condiciones de los residuos de mina.

### Cambios de los parámetros fisicoquímicos de la experimentación

El pH de los residuos de mina antes de añadirle composta fue de 8.0, al aumentar la concentración de composta, hubo una disminución, obteniéndose un valor de 7.35, lo cual representa una diferencia significativa. Sin embargo, al finalizar el experimento, se volvieron a evaluar los tratamientos, donde se encontró un aumento de pH en cada uno de ellos. Para el tratamiento con 5 % el pH se incrementó de 7.58 a 7.99, en 10 % de 7.48 a 7.72 y para 15 %, de 7.37 a 7.71, lo cual representa una diferencia significativa en los valores de pH al inicio y al final del experimento en las diferentes concentraciones de composta.



**Figura 4.** Contenido de metales en raíz, tallo y hojas de *Prosopis* sp. [mg kg<sup>-1</sup>] en diferentes concentraciones de composta.  $n=3$ ,  $\alpha=0.05$ . Letras diferentes indican diferencia significativa. (A) Fe, (B) Cu.

En el caso de la conductividad eléctrica en los residuos de mina el valor inicial fue de  $3.89 \text{ mS cm}^{-1}$ , al adicionarse la composta se obtuvo para 5, 10 y 15 % un valor de 4.87, 4.95 y  $5.26 \text{ mS cm}^{-1}$ , respectivamente. Al final del experimento en el tratamiento con 5 % de composta hubo un aumento de  $0.8 \text{ mS cm}^{-1}$  con respecto a su valor inicial, mientras que en el tratamiento con 15 % solo aumentó  $0.02 \text{ mS cm}^{-1}$ , esto se le puede atribuir a que el agua que se utilizó para el riego fue tomada de la red municipal de la ciudad de Mexicali, que es considerada una agua dura (CESPM, 2016) que adiciona iones básicos (como carbonatos y bicarbonatos) (Barbaro *et al.*, 2018). Sin embargo, no representa una diferencia significativa entre el inicio y el final del experimento.

Se realizaron análisis para la determinación de metales en las plantas de las unidades experimentales para la parte aérea (tallo y hojas) y raíz. Los metales analizados fueron Fe (Figura 4A), Cu (Figura 4B), Mn (Figura 5A), Co (Figura 5B), Ni (Figura 6A), Cd (Figura 6B), y Pb (Figura 6C). En todas las muestras se encontró mayor concentración de metales en las raíces que en la parte aérea de las plantas.

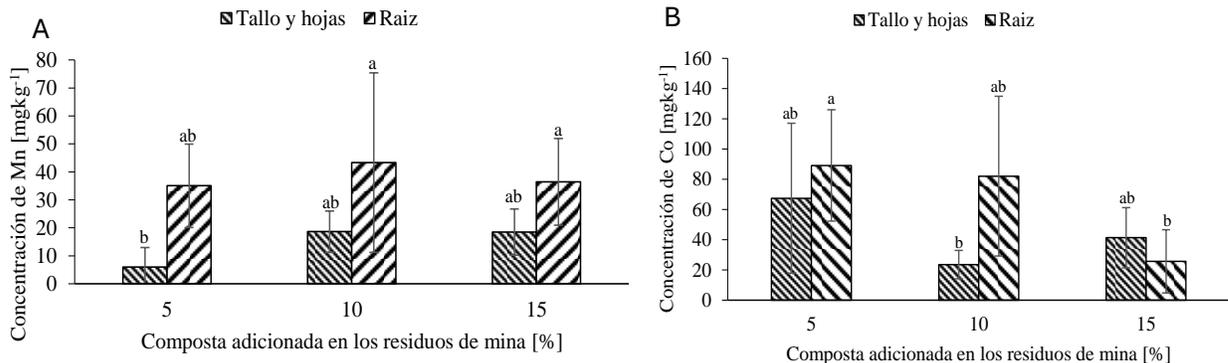
En el caso del Fe, los tratamientos con 5, 10 y 15 % en raíz fueron los que mostraron mayor concentración, pero sin diferencias significativas. Los valores más altos de concentración de Cu se encontraron en la raíz de los tratamientos con 5, 10 y 15 % de composta y no presentaron diferencias significativas. Las concentraciones de Mn fueron mayores en la raíz, pero no presentaron diferencias significativas con la concentración encontrada en la parte aérea. La mayor concentración de Co encontrado en la raíz en el tratamiento con 5% de composta, que mostró una diferencia significativa con el resto de los tratamientos. Para las concentraciones de Ni y Cd los niveles más altos fueron encontrados en la raíz en el tratamiento con 5 % de composta mostrando diferencia significativa con los tratamientos con 10 y 15 %. En el caso de Pb la mayor concentración se encontró en la

raíz, en el tratamiento de 5 % de composta, pero no se encontró diferencia significativa entre los tratamientos.

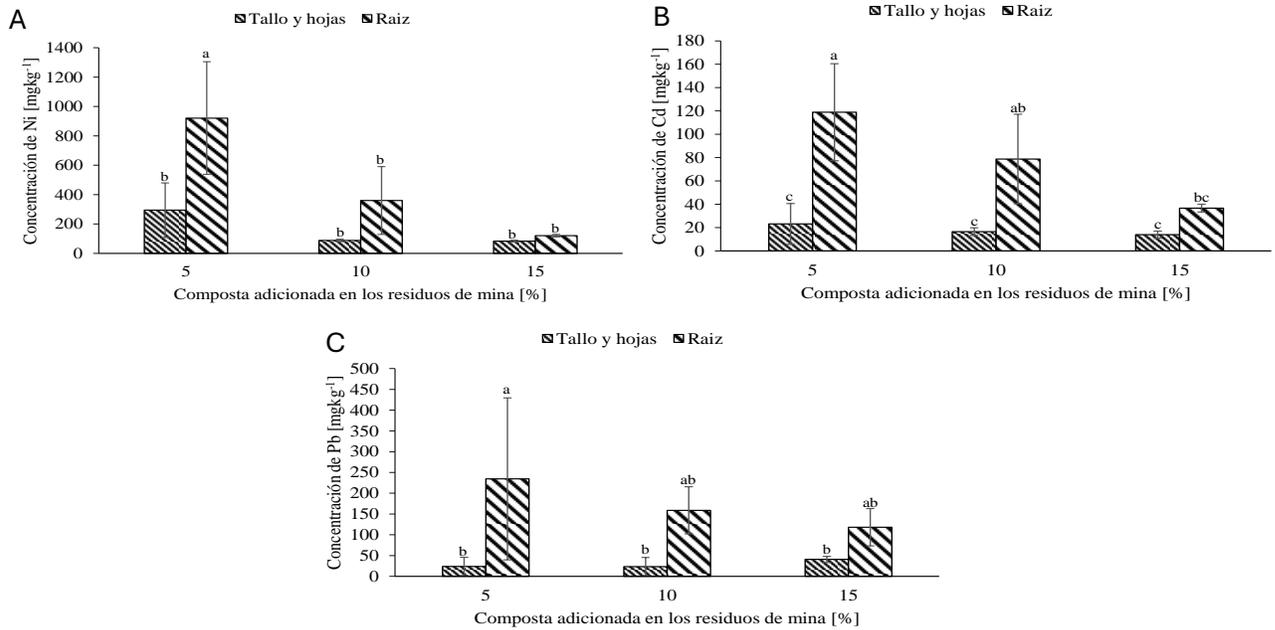
Los resultados de metales en plantas mostraron una mayor concentración de la mayoría de los metales en la raíz de *Prosopis* sp. La mayor concentración se encontró en el tratamiento con 5 % de composta que mostró poco crecimiento de las plántulas. Algunos tipos de bacterias como las *Rhizobium* protegen a las especies vegetales de la toxicidad de los EPT, lo que puede provocar una menor concentración en la biomasa (Jing *et al.*, 2007). Las concentraciones de Cu, Co, Cd y Ni presentaron un comportamiento irregular con el aumento de la concentración de composta. Este comportamiento coincide con el presentado por Taiwo *et al.*, (2016) quien indicó que la acumulación de metales aumentaba al aumentar la cantidad de composta y luego volvía a disminuir al seguir aumentando la composta. Las concentraciones de metales en la parte aérea de las plantas se mantienen por debajo del límite de toxicidad animal (Solís-Domínguez *et al.*, 2012).

#### Análisis bacteriológico después de la experimentación

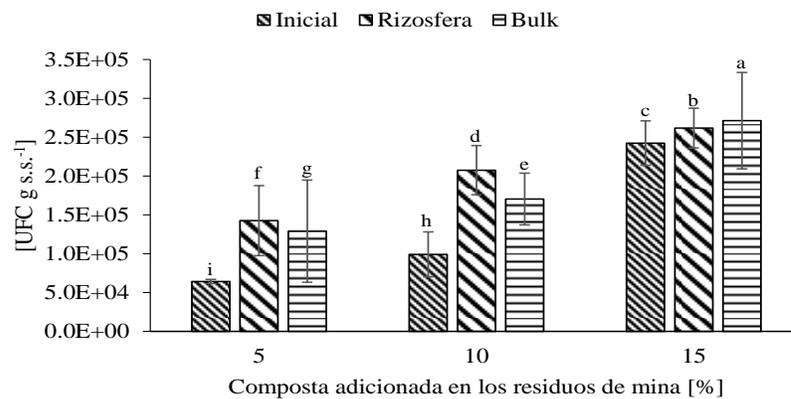
Al analizar las UFC  $\text{g s.s.}^{-1}$  al inicio del experimento se encontró una cantidad pequeña de bacterias en los residuos de mina, debido a la escasa materia orgánica en los residuos mineros (0.35 %). Al aumentar la cantidad de materia orgánica utilizando composta, la cantidad de UFC  $\text{g s.s.}^{-1}$  aumentó de manera proporcional por efecto de una mayor cantidad de nutrientes (Rao y Venkateswarlu, 1983) (Figura 7). Al final del experimento, los tratamientos con 10 y 15 % de composta mostraron formación de nódulos en las raíces (Figura 8A y 8B), que al ser analizados se determinó que se trataban de *Rhizobium*, que son bacterias fijadoras de nitrógenos. Al formarse esta simbiosis posiblemente favoreció el crecimiento y la supervivencia de *Prosopis* sp. y un aumento en la población microbiana en estos tratamientos (Sánchez, 2010).



**Figura 5.** Contenido de metales en raíz, tallo y hojas de *Prosopis* [ $\text{mg kg}^{-1}$ ] en diferentes concentraciones de composta.  $n=3$ ,  $\alpha=0.05$ . Letras diferentes indican diferencia significativa. (A) Mn, (B) Co.



**Figura 6.** Contenido de metales en raíz, tallo y hojas de *Prosopis* [mg kg<sup>-1</sup>] en diferentes concentraciones de composta. n=3,  $\alpha=0.05$ . Letras diferentes indican diferencia significativa. (A) Ni, (B) Cd, (C) Pb.



**Figura 7.** Cantidad de bacterias en la rizósfera de *Prosopis* sp., en los tratamientos con composta (UFC g s.s.<sup>-1</sup>). Las barras representan el promedio de 3 repeticiones en cada una de las concentraciones de composta. n=3,  $\alpha=0.05$ . Letras diferentes indican diferencia significativa.



**Figura 8.** *Prosopis* sp. del tratamiento con 15 % de composta. A) Raíces con presencia de nódulos. B) Vista ampliada de los nódulos presentes en la raíz.

## CONCLUSIONES

Las características fisicoquímicas de los residuos mineros demostraron que estos poseen pocos nutrientes debido a la escasa materia orgánica presente, además de tener altos niveles de sales y pH alcalino. Dichas características son inhóspitas para muchas especies vegetales. Las especies *Pluchea sericea* y *Encelia farinosa* no mostraron capacidad de germinación ni adaptación a las condiciones de los residuos mineros, mientras que la especie *Psoralea argemone* logró germinar en los residuos de mina sin composta, pero al presentar un bajo porcentaje de supervivencia se considera que no logró adaptarse.

En el experimento con *Prosopis* sp., 15 % de composta fue la concentración óptima como mejorador de los residuos mineros, en donde se obtuvo mayor altura de las especies vegetales y mayor longitud de las raíces, además, en los tratamientos con 10 y 15 %, se observaron nódulos con *Rhizobium* en las raíces de las plantas, así como mayor cantidad de bacterias; dichos tratamientos no presentaron diferencia significativa entre ellos en altura, longitud y UFC. *Prosopis* sp., tiene capacidad fitoestabilizadora al acumular mayor cantidad de elementos potencialmente tóxicos en la raíz de las plantas con una baja translocación de EPT en la parte aérea de las plantas, siendo los tratamientos con 10 y 15 % de composta donde se obtuvieron los mejores resultados. Por lo tanto, de las especies estudiadas, *Prosopis* sp. es la especie adaptada a las condiciones del desierto con capacidad fitoestabilizadora y que tolera concentraciones elevadas de cianuro.

### Agradecimientos

El primer autor agradece la beca recibida del Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT-México). Este trabajo fue financiado con el proyecto de la 19ª convocatoria de Proyectos de Investigación de la Universidad Autónoma de Baja California 2017.

**Funding.** This research is part of the research project 105/6/C/41/22 funded by the Universidad Autónoma de Baja California.

**Conflict of Interest.** The authors declare that there are no conflicts of interest regarding this manuscript.

**Compliance with ethical standards.** This article does not contain any studies of human or animal participants conducted by any of the authors.

**Data availability.** The data is available from María Guadalupe Rangel-González at [guadalupe.rangel@uabc.edu.mx](mailto:guadalupe.rangel@uabc.edu.mx) upon reasonable request.

**Author Contribution Statement (CRediT).** M.G. Rangel-González – Research, Methodology, Data Analysis, Writing - original draft; F.A. Solís-Domínguez and A. Herrera-Martínez – Conceptualization, Funding Acquisition, Data analysis, Writing - original draft; J. López Luna – Data analysis, Writing - review and editing; R. Carrillo-González – Data analysis, Writing - review and editing; M.C. Cuevas-Díaz – Data analysis, Writing - review and editing. All authors read and approved the final manuscript.

## REFERENCES

- Abdala, N. R., Bravo, S. and Acosta, M., 2020. Germination and effects of storage of fruits of *Prosopis ruscifolia* (Fabaceae). *Bosque*, 41(2), 103–111. Available at: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002020000200103>
- Agnello, A.C., Bagard M., van Hullebusch E.D., Esposito G. and Huguenot D., 2016. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Science of the Total Environment*, 563-564, pp 693–703. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.061>
- Ahumada-Mexía, R., Murillo-Jiménez, J.M., Ortega-Rubio, A., Marmolejo-Rodríguez, A.J. and Nava-Sánchez, E.H., 2021. Identification of mining waste using remote sensing technique: A case study in El Triunfo town, BCS, México. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 22, pp.100493. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100493>
- Arcos, A.Y., Betancur U.J., Peñuela G.A. and Aguirre N.J., 2010. Relationship between soluble forms of iron and manganese and the presence of oxidizing bacteria of both elements in the dam Riogrande II-Don Matías (Antioquia, Colombia), *Revista Facultad de Ingeniería*. 55, pp. 45–54. Available at: <https://doi.org/10.17533/udea.redin.14713>
- Au, W., Yu, X. and Gu, J., 2018. Phytoremediation of cyanide and iron cyanide complexes and the mechanisms involved Free Cyanide and Iron-cyanide, *Applied Environmental Biotechnology*, 3, pp. 53–60. Available at: <https://doi.org/10.26789/AEB.2018.01.002>

- Barbaro, L., Karlanain, M. and Mata, D., 2018. Importancia del pH y la conductividad Eléctrica (CE) en los sustratos de las plantas, *Journal of Chemical Information and Modeling*, 1, p. 13. Available at: <http://hdl.handle.net/20.500.12123/16823>
- Barbeito, V. and Bono, A., 2006. Determinación de fracciones texturales para suelos de la región semiárida Pampeana usando variaciones al Método de Bouyoucos, *Aspectos de la evaluación y el manejo de los suelos en la región semiárida Pampeana*, pp. 1–14.
- CESPM., 2016. *Resumen de análisis físicoquímicos y microbiológicos de agua potable durante 2016*. Mexicali, B.C., Mexico.
- Dean, W.E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: Comparison with other methods, *Journal of Sedimentary Petrology*, 44, pp. 242–248.
- EPA., 1978. EPA-600/1-78-027 Reviews of the environmental effects of pollutants: V. Cyanide. Springfield, Virginia: National Technical Information Service.
- EPA., 1992. Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts for total metals for analysis by FLAA or ICP spectroscopy, *ReVision*, pp. 1–5.
- EPA., 1993. Standards for disposal of sewage sludge; final rules: Part II. *Federal Register*, Feb. 19, pp. 9247 – 9415.
- EPA., 2000. pH in Liquid and Soil SW-846 Method 9040 (Liquid) and SW-846 Method 9045 (Soil)', 9040, pp. 1–3.
- EPA., 2007. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils, *Method 3051A*.
- Hayes, S. M., White, S. A., Thompson, T. L., Maier, R. M. and Chorover, J., 2009. Changes in lead and zinc lability during weathering induced acidification of desert mine tailings: Coupling chemical and micro-scale analyses. *Applied Geochemistry*, 24, 2234-2245. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.09.010>
- Jing, Y., He, Z. and Yang, X., 2007. Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, 8, pp. 192–207. Available at: <https://doi.org/10.1631/jzus.2007.B0192>
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, H., 2001. Trace Elements in Plants, in *Trace Elements in Soils and Plants*. Boca Raton, Florida: CRC Press LLC, pp. 83–84.
- Ma, Y., Rajkumar, M., Zhang C. and Freitas H., 2016. Beneficial role of bacterial endophytes in heavy metal phytoremediation, *Journal of Environmental Management*, 174, pp. 14–25. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.047>
- Medina, G., Cervantes, G., Castro, C., Sánchez Cohen, I. and Villanueva-Díaz, J., 2005. Morfología y escarificación de la semilla de mezquite, huizache y ahuehuate. *Técnica Pecuaria En México*, 43(3), pp. 441-448.
- Mendez, M.O., Glenn, E.P. and Maier, R.M., 2007. Phytostabilization Potential of Quailbush for Mine Tailings, *Journal of Environmental Quality*, 36, pp. 245–253. Available at: <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0197>
- Norma ASTM D-2216., 2006. Método de ensayo para determinar el contenido de humedad de un suelo', *Universidad Nacional de Ingeniería Lima*, 1(Primer Taller de Mecánica de Suelos), pp. 1–6. Available at: <http://www.lms.uni.edu.pe/Determinacion-del-contenido-de-Humedad.pdf>
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. and Dean, L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. United States Department of Agriculture, 939, 1–18. Available at: <https://searchworks.stanford.edu/view/10498019>
- Olúa B.C.G. and Gordillo U.C.C., 2003. Guía de forestación para el municipio de Mexicali, B.C., *XVII Ayuntamiento de Mexicali, B.C.* Available at: <https://es.scribd.com/document/265803364/Guia-Forestacion-Mexicali>
- Patnaik, P. 1997. Handbook of environmental analysis: chemical pollutants in air, water, soil, and solid wastes, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 97, p.1420 Available at: <https://doi.org/10.1080/03067319.2017.1421129>
- Rangel-González, M.G. Solís-Domínguez, F.A., Herrera-Martínez, A., Carrillo-González, R., López-Luna, J., González-Chávez. M.C.A. and Rodríguez M.D., 2024. Cyanide biodegradation: a scoping review,

- International Journal of Environmental Science and Technology*, 22, pp.2047-2072. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05885-1>
- Rao, A.V. and Venkateswarlu, B. 1983. Microbial ecology of the soils of Indian desert, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 10, pp. 361–369. Available at: [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0167-8809\(83\)90087-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0167-8809(83)90087-7)
- Sáinz, A., Grande, J. A., de la Torre, M. L., and Sánchez-Rodas, D. (2002). Characterization of sequential leachate discharges of mining waste rock dumps in the Tinto and Odiel rivers. *Journal of Environmental Management*, 64(4), 345–353. Available at: <https://doi.org/https://doi.org/10.1006/jema.2001.0497>
- Sánchez, C.L.I., 2010. Diversidad de bacterias fijadoras de nitrógeno aisladas de suelo de Chinampa y su efecto en plantas de interes agrícola. Instituto Politécnico Nacional, Mexico, D.F.
- SEMARNAT., 2002. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.’, *Diario Oficial de la Federación*. Available at: [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=717582&fecha=31/12/2002](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=717582&fecha=31/12/2002)
- SGM., 2021. Anuario Estadístico de la Minería Mexicana, 2020, *Servicio Geológico Mexicano*, p. 249. Available at: <https://www.gob.mx/sgm/articulos/consulta-el-anuario-estadistico-de-la-mineria-mexicana>
- Solis-Dominguez, F.A., White, S. A., Borrillo, H. T., Amistadi, M.K., Chorover, J. and Maier R.M., 2012. Response of key soil parameters during compost-assisted phytostabilization in extremely acidic tailings: Effect of plant species, *Environmental Science and Technology*, 46, pp. 1019–1027. Available at: <https://doi.org/10.1021/es202846n>
- Solis-Domínguez, F.A., Valentín- Vargas A., Chorover J., and Maier R. M., 2011. Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on plant biomass and the rhizosphere microbial community structure of mesquite grown in acidic lead/zinc mine tailings, *Science of the Total Environment*, 409, pp. 1009–1016. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.020>
- Taiwo, A.M., Gbadebo, A.M., Oyedepo, J.A., Ojekunle, Z.O., Alo, O.M., Oyeniran, A.A., Onalaja, O.J., Ogunjimi D. and Taiwo O.T., 2016. Bioremediation of industrially contaminated soil using compost and plant technology. *Journal of Hazardous Materials*, 304, pp. 166–172. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.10.061>
- Vincent, J.M. 1970. A Manual for the Practical Study of Root-nodule Bacteria. International Biological Programme. Blackwell Scientific (IBP handbook no. 15). Available at: <https://books.google.com.mx/books?id=dcQcAQAAIAAJ>
- Yu, X., 2015. Uptake, assimilation and toxicity of cyanogenic compounds in plants: facts and fiction, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12, pp. 763–774. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0571-6>