

Fitorremediación de jales de mina con *Helianthus annuus* asistida por consorcios de bacterias promotoras del crecimiento vegetal

Phytoremediation of mine tailings with *Helianthus annuus* assisted by consortia of plant growth-promoting bacteria

Pedro Ortiz Pacheco¹, José Carlos Mendoza Hernández^{1*}, María Fernanda Vásquez Contreras¹,
Juana Deisy Santamaría Juárez¹, Mayté Juárez Meneses¹

¹ Facultad de Ingeniería Química, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Ciudad Universitaria Av. Sn. Claudio y, Blvd. 18 Sur Col, Jardines de San Manuel, Puebla, México, CP. 72570, Tel. 2222295500 ext. 2973, josecarlos.mendoza@correo.buap.mx

*Autor de correspondencia

Resumen

Palabras clave:

Bioacumulación;
biodisponibilidad;
estabilización;
metales;
translocación.

La minería es crucial para la economía de México, pero tiene un impacto ambiental significativo. Para mitigar este impacto, se utilizan técnicas biotecnológicas como la fitorremediación asistida con bacterias. Este estudio evaluó la fitorremediación utilizando *Helianthus annuus* con dos consorcios de bacterias promotoras del crecimiento vegetal. El primer consorcio, compuesto por *Enterobacter K131*, *Klebsiella Mc 173* y *Enterobacter N9*, mostró una mayor bioacumulación de aluminio (Al) y hierro (Fe), así como una mejor translocación de plomo (Pb); por su parte, el segundo consorcio, formado por *Serratia K120*, *Enterobacter N9* y *Enterobacter K131*, presentó una bioacumulación menor en todos los elementos analizados. Estos resultados sugieren que el primer consorcio es más eficaz en la acumulación de elementos tóxicos como arsénico (As), hierro y aluminio, mientras que el segundo es más adecuado para la fitoestabilización de metales pesados, lo cual es útil para la biorremediación de residuos mineros.

Abstract

Keywords:

Bioaccumulation;
bioavailability;
stabilization; metals;
translocation.

Mining is crucial to Mexico's economy but has a significant environmental impact. To mitigate this impact, biotechnological techniques such as bacterial-assisted phytoremediation are employed. This study evaluated phytoremediation using *Helianthus annuus* with two consortia of plant growth-promoting bacteria. The first consortium, consisting of *Enterobacter K131*, *Klebsiella Mc 173*, and *Enterobacter N9* showed higher bioaccumulation of aluminum (Al) and iron (Fe), and better lead (Pb) translocation. In contrast, the second consortium, composed of *Serratia K120*, *Enterobacter N9*, and *Enterobacter K131*, exhibited lower bioaccumulation across all analyzed elements. These results suggest that the first consortium is more effective in accumulating toxic elements such as arsenic (As), iron, and aluminum, while the second is more suitable for the phytostabilization of heavy metals, making it useful for the bioremediation of mining waste.

Recibido: 09 de agosto de 2024

Aceptado: 28 de julio de 2025

Publicado: 11 de marzo de 2026

Cómo citar: Ortiz, P.; Mendoza, J. C.; Vásquez, M. F.; Santamaría, J. D.; & Juárez, M. (2026). Fitorremediación de jales de mina con *Helianthus annuus* asistida por consorcios de bacterias promotoras del crecimiento vegetal. *Acta Universitaria*, 36, e4352. doi: <http://doi.org/10.15174/au.2026.4352>

Introducción

La industria minera es una de las actividades que más han contribuido para el desarrollo industrial y económico de numerosos países (Haroon *et al.*, 2025; Sorooshian 2025); sin embargo, la minería genera residuos conocidos como jales de mina. Los jales de mina contienen una gran variedad de elementos potencialmente tóxicos (EPT) como plomo (Pb), arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr) y cobre (Cu) (Soto & Olvera-Balderas, 2019), que pueden dispersarse por el aire o la lixiviación a través de la producción de drenaje ácido (Bu *et al.*, 2024; Tabelin *et al.*, 2019). Debido a los procesos de lixiviación, se ve afectada la calidad de agua y suelo, impactando directamente en la agricultura y producción de alimentos, además se corre el riesgo de que estos EPT puedan ingresar a la cadena trófica (Medel *et al.*, 2008). Lo anterior tiene un impacto ambiental importante, por lo que se requiere una adecuada gestión para minimizarlo (Gutiérrez-Ruiz *et al.*, 2007; Munive *et al.*, 2018).

Para tratar la contaminación en los jales de mina se puede hacer uso de biotecnologías que consisten en actividades enfocadas en el desarrollo sostenible, como las diferentes técnicas de biorremediación. Una de ellas es la fitorremediación, la cual es una técnica eficiente, económica y sostenible, comparada con las técnicas fisicoquímicas. Esta técnica implica el uso de plantas que, por su capacidad fisiológica y bioquímica, facilita la remoción, inmovilización, extracción o transformación de los contaminantes a formas menos nocivas (Kafle *et al.*, 2022). Además, ayuda a tratar los contaminantes sin dañar las capas superiores del suelo, lo que se refleja directamente en el uso de los suelos y la fertilidad (Wani *et al.*, 2017).

Los tipos de fitorremediación más empleados en la contaminación de estos EPT son la fitoextracción y la fitoinmovilización (Núñez *et al.*, 2004). La fitoextracción implica el cultivo de plantas hiperacumuladoras, capaces de acumular altas concentraciones de metales pesados en sus tejidos. Una vez cosechadas, estas plantas pueden ser procesadas para recuperar los metales y reducir la carga de contaminantes en el suelo. Por otro lado, la fitoestabilización o fitoinmovilización se centra en el uso de plantas para inmovilizar los metales en el suelo, reduciendo su movilidad y disponibilidad. Esta estrategia es especialmente útil en sitios donde la extracción completa de contaminantes puede ser difícil o costosa (Bakshe & Jugade, 2023).

Por otra parte, es bien sabido que las bacterias juegan un papel importante tanto en el desarrollo de las plantas como en la disminución de la contaminación de sitios contaminados con metales pesados (Govin-Sanjudo *et al.*, 2020; Sharma *et al.*, 2021; Tarekegn *et al.*, 2020). Las bacterias promotoras del crecimiento vegetal (BPCV) tienen la capacidad de colonizar la rizósfera (Moreno *et al.*, 2018) y, al interactuar con las plantas, forman una relación simbiótica mutualista donde a través de mecanismos directos e indirectos -como la producción de fitohormonas, actividad de enzimas antioxidantes, fijación de N, solubilización de P, producción de sideróforos, actividad de ACC desaminasa, producción de antibióticos y metabolitos antifúngicos- promueven el crecimiento de las plantas (Rodríguez-Sahagún *et al.*, 2020; Vejan *et al.*, 2016). Estas bacterias tienen la capacidad de alterar las características del medio y el metabolismo celular de diferentes especies vegetales, lo que ayuda no solo a que las plantas toleren mejor las altas concentraciones de los EPT o a desarrollarse en estos ambientes contaminados presentando una mayor producción de biomasa y longitud de raíces, sino que también influyen en el proceso de fitorremediación, dando lugar a una fitoestabilización o una fitoextracción (Ma *et al.*, 2011; Rodríguez-Sahagún *et al.*, 2020). Por ello, la fitorremediación asistida con BPCV es una técnica factible para controlar la contaminación provocada por los jales de mina.

Dentro de los procesos de fitorremediación se pueden usar una diversidad de plantas, considerando aquellas que se adapten a diversas condiciones ambientales, de rápido crecimiento y fácil cosecha. Por ejemplo, la planta de girasol (*Helianthus annuus* L.) cuenta con un ciclo de vida anual de la familia Asteraceae y tiene capacidad de fitoextracción de metales pesados, por lo que cumple con las condiciones señaladas (Rathi, 2021; Zhong *et al.*, 2024). Entonces, se reconoce como una especie con potencial fitoextractoral debido a su alta producción de biomasa y capacidad de acumulación de metales pesados.

Los objetivos de este estudio fueron evaluar un sistema de fitorremediación de metales pesados con *Helianthus annuus*, la cual presenta la capacidad de fitoestabilización y fitoacumulación (Kafle *et al.*, 2022) asistido con BPCV, determinar la concentración de Cu, Cd, Cr, Fe, Mn, As, Al y Pb presentes en las raíces y parte aérea de las plantas, y analizar los factores de transferencia, translocación y bioacumulación de los metales en las plantas.

Materiales y métodos

Muestreo

Se realizó un muestreo aleatorio de jal de mina en Zimapán Hidalgo, México (458459.6, 2292938.7) de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Consortios bacterianos

Las cepas empleadas para los consorcios bacterianos fueron aisladas de la rizósfera de las plantas que crecían en los residuos de mina de Zimapán Hidalgo y caracterizadas como BPCV (Mendoza-Hernández *et al.*, 2016). Los consorcios fueron formados de acuerdo con la capacidad de estimulación del crecimiento de las bacterias en presencia de metales pesados (Mendoza-Hernández *et al.*, 2016). El consorcio 1 se conformó por *Enterobacter K131*, *Klebsiella Mc 173* y *Enterobacter N9*, mientras que el consorcio 2 se integró por *Serratia K120*, *Enterobacter N9* y *Enterobacter K131*. Los consorcios fueron conformados de acuerdo con su efecto sinérgico y su probada capacidad de promover el crecimiento vegetal.

Preparación del inóculo

Las cepas se cultivaron cada una por separado en caldo LB y se incubaron durante 48 h a 30 °C con agitación orbital a 80 rpm. Posteriormente, las bacterias fueron separadas por centrifugación a 8000 rpm durante 15 min. Los consorcios microbianos se conformaron con las cepas indicadas de manera proporcional, ajustando la absorbancia a 0.5 con una longitud de onda de 600 nm, para obtener una concentración de 1×10^9 UFC ml⁻¹ con solución amortiguadora de fosfato 0.1 M (pH 7.4).

Ensayo en macetas

Las semillas de girasol gigante (*Helianthus annuus*) se desinfectaron en una solución de etanol al 95% durante 5 min; después, se sumergieron en hipoclorito de sodio al 5% durante 10 min y se lavaron con agua destilada estéril. Posteriormente, las semillas se sembraron en macetas de 1 kg que contenían 800 g de jal de mina y 200 g de sustrato comercial Miracle Gro®.

Para evaluar el efecto de los consorcios de BPCV se empleó un diseño experimental conformado por tres tratamientos en bloques (T1-T3), donde T1 corresponde a las plantas inoculadas con el consorcio

1, T2 a las plantas inoculadas con el consorcio 2, T3 fue un tratamiento testigo que consistió en una mezcla de jal de mina y sustrato comercial sin inóculo bacteriano. Cada tratamiento se realizó por triplicado.

Cada unidad experimental se inoculó con 30 ml del consorcio bacteriano. En el caso del tratamiento testigo, se agregaron 30 ml de buffer de fosfatos 0.1 M (pH 7.4). Posteriormente, las unidades experimentales se mantuvieron en invernadero durante 90 días a una temperatura de $30\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ y humedad relativa de 60%–75%. Se regaron cada dos días y se monitorearon los parámetros que corresponden a altura de las plantas y área de las hojas. Al final del experimento, las plantas fueron cosechadas y se midió la longitud total de raíces con el *software* Imagin tool 3.0.

Lectura de metales

Se determinó la concentración de Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn y Pb en la muestra de jal de mina, así como en las plantas, con base en el método 3052 de la EPA (US EPA 1996) usando espectrofotometría de absorción atómica (Analyst 400).

Factores de bioacumulación, translocación y transferencia

Se evaluó la bioacumulación de metales mediante el factor de bioacumulación (FBA), que se define como la concentración de metales en las raíces (Cra) y la concentración de metales en la parte aérea (Ch) con respecto a la concentración del metal en la muestra de suelo (Csol) (Yoon *et al.*, 2006).

$$\text{Factor de bioacumulación FBA} = \frac{Cra+Ch}{Csol}$$

El comportamiento que siguió la translocación de los metales en las plantas se evaluó a través del factor de translocación (FT), que se calcula como la concentración de metales en la parte aérea de la planta (Ch) con respecto a la concentración en la raíz (Cra) (Sharma *et al.*, 2020).

$$\text{Factor de translocación FT} = \frac{Ch}{Cra}$$

La transferencia de los metales presentes en la muestra de jal de mina a la parte aérea de las plantas y a las raíces se evaluó mediante los factores de transferencia correspondientes, donde el factor de transferencia en la parte aérea (TFh) se define como la concentración del metal en la parte aérea (Ch) con respecto a la concentración del metal en la muestra de jal (Csol); por otra parte, el factor de transferencia en la raíz (TFra) se define como la concentración del metal en la raíz (Cra) con respecto a la concentración del metal en la muestra de jal de mina (Csol) (Olguín & Sánchez-Galván, 2012).

$$\text{Factor de transferencia en la parte aérea TFh} = \frac{Ch}{Csol}$$

$$\text{Factor de transferencia en la raíz TFra} = \frac{Cra}{Csol}$$

Análisis estadístico

Se analizó la altura de las plantas, el área de las hojas, la longitud total de raíces y la concentración de los metales en las plantas mediante un análisis de varianza (Anova) con la prueba *post hoc* de Tukey para detectar diferencias significativas entre los tratamientos con respecto al testigo, con un nivel de significancia del 95% ($\alpha = 0.05$). El análisis se realizó con el *software* SPSS (V. 22).

Resultados

Longitud total de raíces y altura de las plantas

La longitud de raíces en los tratamientos inoculados con los consorcios fue mayor con una diferencia significativa ($p < 0.05$) con respecto al testigo. En cuanto a la altura del tallo, no se encontró una diferencia significativa ($p < 0.05$) entre los tratamientos, como se muestra en la Tabla 1 y Figura 1.

Tabla 1. Análisis estadístico de la altura del tallo y la longitud de raíces de *Helianthus annuus*.

Tratamiento	Altura del tallo (cm)	Longitud de raíces (cm)
Testigo	3.88 ± 1.88	16.95 ± 12.38
T1	5.69 ± 3.09	41.09 ± 30.33 *
T2	4.75 ± 1.07	23.92 ± 1.53 *

* Indica diferencia significativa ($p < 0.05$).

Fuente: Elaboración propia.



Figura 1. Plantas de *Helianthus annuus*: a) testigo, b) T1, c) T2.
Fuente: Elaboración propia.

Concentración de metales en parte aérea y raíces

La Tabla 2 muestra el análisis de la concentración de metales en la parte aérea de *H. annuus*, estableciendo que el T1 tuvo las mayores concentraciones en Al, Fe, Pb, Cu, Cr y Cd, mientras que el T2 lo presentó en As. En el caso de Cu, Fe, Pb, Cr y Al, presentaron una concentración mayor con diferencia significativa ($p < 0.05$) en el tratamiento T1 en comparación con el testigo. El T2 mostró concentraciones significativamente ($p < 0.05$) más bajas para Fe y Mn en comparación con el testigo.

Tabla 2. Concentración de metales en parte aérea en *Helianthus annuus* (mg/kg).

	Cd	Cu	As	Fe	Mn	Pb	Cr	Al
Testigo	6.29 ± 0.52	50.20 ± 0.24	29.50 ± 0.12	906.76 ± 10.78	427.35 ± 5.78	27.84 ± 4.25	32.55 ± 2.14	427.35 ± 25.32
T1	7.78 ± 0.31	70.21 ± 0.16*	23.26 ± 0.21	1935.63 ± 15.47*	382.50 ± 4.95	70.88 ± 5.48*	63.38 ± 4.78*	4503.75 ± 35.12*
T2	4.87 ± 0.28	48.10 ± 0.54	25.90 ± 0.19	713.80 ± 12.14*	186.90 ± 8.45*	26.70 ± 3.12	29.90 ± 3.58	1283.21 ± 19.78*

* Indica diferencia significativa ($p < 0.05$).

Fuente: Elaboración propia.

En la absorción de los metales mediante las raíces, el consorcio T1 absorbió una mayor concentración de Cu, As, Fe, Mn, Pb, Cr y Al con respecto al testigo, con una diferencia significativa ($p < 0.05$). El consorcio T2 presentó las menores concentraciones para la mayoría de los metales evaluados, a excepción de As y Al (sin diferencias significativas); sin embargo, solo se presentó una diferencia significativa ($p < 0.05$) para Cd, Fe, Mn y Pb en comparación con el testigo, como se muestra en la Tabla 3.

Por otro lado, en el análisis de las concentraciones de metales en las raíces de las plantas se obtuvo que en el T1 se tiene una mayor concentración de los metales evaluados y se encontró una diferencia significativa ($p < 0.05$), en comparación con el testigo para Cu, As, Fe, Mn, Pb, Cr y Al. El T2 presentó las menores concentraciones para la mayoría de los metales evaluados, a excepción de As y Al; sin embargo, solo se presentó una diferencia significativa ($p < 0.05$) para Cd, Fe, Mn y Pb en comparación con el testigo, como se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Concentración de metales en raíces en *Helianthus annuus* (mg/kg)

	Cd	Cu	As	Fe	Mn	Pb	Cr	Al
Testigo	22.29 ± 1.45	218.21 ± 45.18	6.36 ± 1.48	7668.91 ± 23.48	337.01 ± 6.48	420.49 ± 31.24	154.78 ± 9.48	1035.9 ± 38.69
T1	26.44 ± 1.78	284.52 ± 31.47*	135.71 ± 9.78*	13299.58 ± 35.89*	419.67 ± 8.47*	464.02 ± 41.78*	226.32 ± 15.12*	9138.12 ± 39.47*
T2	16.16 ± 0.98*	182.37 ± 12.78	16.23 ± 6.08	2718.79 ± 29.87*	270.53 ± 7.89*	369.72 ± 20.47*	149.93 ± 14.19	1240.12 ± 41.78

* Indica diferencia significativa ($p < 0.05$).

Fuente: Elaboración propia.

Factores de transferencia, translocación y bioacumulación

Los factores de transferencia que corresponden a la parte aérea de las plantas del T1 presentaron el siguiente orden decreciente: Al > Fe > Mn > Cu > Cr > Pb > Cd > As. Para T2 fue: Mn > Al > Fe > Cu > Cr > Cd > Pb > As, como se muestra en la Tabla 4. El T1 presentó valores mayores ($p < 0.05$) para el caso de Fe, Cr y Al en comparación con el testigo.

Tabla 4. Factor de transferencia en parte aérea en *Helianthus annuus*.

	Cd	Cu	As	Fe	Mn	Pb	Cr	Al
Testigo	0.0328	0.1018	0.0037	0.1974	0.4655	0.0125	0.0712	0.0541
T1	0.0084	0.1420	0.0029	0.4215*	0.4166	0.0320	0.1387*	0.5708*
T2	0.0254	0.0976	0.0032	0.1554	0.2036	0.0120	0.0654	0.1626

* Indica diferencia significativa ($p < 0.05$).

Fuente: Elaboración propia.

Los factores de transferencia de los metales a las raíces se muestran en la Tabla 5, donde el orden para el T1 fue Al > Fe > Cu > Cr > Mn > Pb > Cd > As. El orden correspondiente para el T2 fue Fe > Cu > Cr > Mn > Pb > Al > Cd > As. T1 presentó un factor de transferencia en las raíces significativamente mayor ($p < 0.05$), en comparación con el testigo, para As, Fe y Al. Los valores del factor de transferencia para el T2 fueron significativamente menores ($p < 0.05$) para Cd y Fe en comparación con el testigo.

Tabla 5. Factor de transferencia en raíces en *Helianthus annuus*.

	Cd	Cu	As	Fe	Mn	Pb	Cr	Al
Testigo	0.1164	0.4428	0.0008	1.6702	0.3671	0.1900	0.3387	0.1313
T1	0.1381	0.5774	0.0172*	2.8966*	0.4571	0.2098	0.4953	1.1582*
T2	0.0844*	0.3701	0.0020	0.5921*	0.2942	0.1671	0.3281	0.1571

* Indica diferencia significativa ($p < 0.05$).

Fuente: Elaboración propia.

El comportamiento de los factores de translocación tuvo el siguiente orden decreciente para el T1: Mn > Al > Cd > Cr > Cu > As > Pb > Fe. El orden decreciente para T2 fue As > Al > Mn > Cd > Cu > Fe > Cr > Pb. El T1 presentó un FT significativamente ($p < 0.05$) mayor para Pb y menor para Mn y As, en comparación con el testigo. Para el caso del T2, Fe y Al fueron significativamente mayores ($p < 0.05$), y Mn presentó un valor significativamente menor ($p < 0.05$), en comparación con el testigo, como se muestra en la Tabla 6.

Tabla 6. Factor de translocación en *Helianthus annuus*.

	Cd	Cu	As	Fe	Mn	Pb	Cr	Al
Testigo	0.2821	0.23	4.637	0.1182	1.2680	0.0662	0.2102	0.4125
T1	0.2942	0.2460	0.171*	0.1455	0.9114*	0.1527*	0.280	0.4928
T2	0.3013	0.2637	1.5958	0.2625*	0.6908*	0.0722	0.1994	1.03*

* Indica diferencia significativa ($p < 0.05$).

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 7 muestra el factor de bioacumulación que corresponde al siguiente orden para el T1: Fe > Al > Cu > Cr > Pb > Cd > Mn > As, y para el T2: Fe > Mn > Cu > Cr > Al > Pb > Cd > As.

H. annuus presentó un valor del FBA mayor que 1 para Fe, lo que indica que se comporta como una especie hiperacumuladora de Fe (Sidhu et al., 2018); sin embargo, al ser inoculada con el T1 se observó un incremento significativamente mayor ($p < 0.05$) para Fe y Al.

Tabla 7. Factor de bioacumulación en *Helianthus annuus*.

	Cd	Cu	As	Fe	Mn	Pb	Cr	Al
Testigo	0.1493	0.5447	0.0045	1.8677	0.1664	0.2026	0.1400	0.1854
T1	0.1787	0.7195	0.0201*	3.3182*	0.1747	0.2418	0.634	1.72*
T2	0.1098	0.4677	0.0053	0.7476	0.4983*	0.1792	0.3935	0.3198

* Indica diferencia significativa ($p < 0.05$).

Fuente: Elaboración propia.

Discusión

Helianthus annuus es una planta que se ha usado en sistemas de fitorremediación debido a su rápido crecimiento y la habilidad para remover EPT (Alaboudi *et al.*, 2018; Dhiman *et al.*, 2017; Zhao *et al.*, 2023). En este estudio se observó que las plantas de *H. annuus* en los jales de minas, al ser inoculadas con los consorcios de BPCV, no mostraron color amarillo o café en las hojas, como se ha reportado por Alaboudi *et al.* (2018). Además, presentaron una altura ligeramente mayor que el testigo, aunque sin presentar diferencias significativas; sin embargo, la longitud total de raíces de las plantas inoculadas con consorcios de las BPCV es significativamente mayor que la de los testigos debido a la producción de AIA, la solubilización de fosfatos y la producción de ACC desaminasa por las bacterias, lo que concuerda con lo presentado por Kumar *et al.* (2021), Glick (2010), Ashraf *et al.* (2017), Ma *et al.* (2011), Rodríguez-Sahagún *et al.* (2020) y Ullah *et al.* (2022).

Es conocido que la variabilidad en la captación y distribución de los EPT dentro de las estructuras de las plantas se debe a los mecanismos de absorción, translocación y eliminación de los EPT (Islam *et al.*, 2024), lo cual se correlaciona con su biodisponibilidad, la especiación y las especies de las plantas, así como con la presencia de diversas especies de bacterias que se encuentran colonizando a la raíz de las plantas (Idaszkin *et al.*, 2015). En este estudio los resultados obtenidos en las plantas inoculadas con el consorcio 1 demostraron la capacidad de transferir de manera significativa los EPT probados a las hojas; mientras que, en las raíces solamente As, Fe y Al, concordando con lo reportado por Jain & Tembhurkar (2023). Para el factor de translocación, este fue menor en las plantas inoculadas con el consorcio T1 para As y Mn, indicando que pudiera tener un efecto de fitoestabilización para estos metales debido a que las bacterias presentan la capacidad de disminuir la biodisponibilidad de los EPT (Mendoza-Hernández *et al.*, 2023). En contraste, para Pb fue mayor, estableciendo una posible fitoextracción del metal.

Considerando que el factor de bioacumulación describe la relación entre el contenido de metales en el suelo y en las plantas, esto indica que las plantas están bioacumulando As, Fe y Al, lo que concuerda con lo reportado por Jain & Tembhurkar (2023), Alaboudi *et al.* (2018), Rizwan *et al.* (2016), Costa *et al.* (2021), Aguado-Santacruz *et al.* (2012), Caracciolo & Terenzi (2021) y Waseem *et al.* (2023). Esto puede ser causado por la capacidad de las bacterias a producir sideróforos y ácidos orgánicos (Alaboudi *et al.*, 2018).

En las plantas inoculadas con el consorcio 2, los EPT no se transfieren a las hojas y a las raíces. El factor de translocación solo se incrementó en Fe y Al, pero no acumulan los EPT -a excepción del Mn-, indicando que las BPCV de este consorcio están ayudando a la planta a disminuir el transporte de los EPT hacia las hojas y a realizar un proceso de fitoestabilización y no de bioacumulación, como lo reportan Jain & Tembhurkar (2023), Alaboudi *et al.* (2018), Rizwan *et al.* (2016) y Costa *et al.* (2021).

El análisis de los factores de bioacumulación indica que si se encuentra entre los valores de 0.1 a 0.5, las bacterias están contribuyendo a la fitoestabilización de los EPT como corresponde a Cd, Cu, As, Mn, Pb, Cr, Al en el T2 y Cd, As, Mn, Pb en el T1.

Por otra parte, las bacterias actúan como parcialmente fitoestabilizadoras para Cu, Cr y bioacumuladoras para Al, Fe, en el T1 lo cual establece que cada consorcio puede ser usado para diferentes tipos de fitorremediación (Rathi, 2021).

Los mecanismos asociados entre las bacterias promotoras de crecimiento vegetal y las plantas para los procesos de fitorremediación que se llevaron a cabo son la producción de AIA, ACC desaminasa, solubilización de fosfatos y producción de sideróforos (Glick 2010; Ashraf *et al.* 2017; Alaboudi *et al.*, 2018).

La AIA que incrementa la elongación de las raíces y favorece la captación de los EPT a las plantas y la fitoestabilización de estos, mientras que la producción de ACC desaminasa disminuye la producción de etileno y el estrés producido por la presencia de los EPT; y finalmente los sideróforos contribuyen a la captación de los EPT como es el caso del Fe (Glick 2010; Ashraf *et al.* 2017; Alaboudi *et al.*, 2018).

Por otra parte, se ha demostrado que las bacterias *Serratia*, *Enterobacter* y *Klebsiella*, que funcionan como promotoras del crecimiento vegetal, contribuyen a la disminución de especies reactivas de oxígeno e incrementan la actividad de las enzimas superóxido dismutasa, catalasa, glutatión reductasa y peroxidasa (Ali *et al.*, 2022; Bela *et al.*, 2022; Gupta *et al.*, 2020). De esta manera, regulan los procesos de estrés generados por la presencia de EPT y contribuyen a la mejora considerable de los procesos de fitorremediación.

Conclusiones

Los consorcios de las BPCV, aparte de promover el crecimiento vegetal, ayudan a resistir el estrés generado por la presencia de EPT en concentraciones elevadas durante los procesos de fitorremediación. El Consorcio 1 contribuye a la acumulación de As, Al y Fe en las plantas y el consorcio 2 a los procesos de fitoestabilización, disminuyendo la transferencia de los EPT de las raíces a las hojas de las plantas.

Agradecimientos

A la dirección de la Facultad de Ingeniería Química de la BUAP, por otorgar las facilidades para el desarrollo del proyecto.

Conflictos de interés

Los autores declaran que no hay conflicto de intereses.

Referencias

- Aguado-Santacruz, G. A., Moreno-Gómez, B., Jiménez-Francisco, B., García-Moya, E., & Preciado-Ortiz, R. E. (2012). Impacto de los sideróforos microbianos y fitosideróforos en la asimilación de hierro por las plantas: una síntesis. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 35(1), 9-21. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-73802012000100004
- Alaboudi, K. A., Ahmed, B., & Brodie, G. (2018). Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (*Helianthus annuus*) plant. *Annals of Agricultural Sciences*, 63(1), 123-127. <https://doi.org/10.1016/j.aogas.2018.05.007>
- Ali, Q., Ayaz, M., Yu, C., Wang, Y., Gu, Q., Wu, H., & Gao, X. (2022). Cadmium tolerant microbial strains possess different mechanisms for cadmium biosorption and immobilization in rice seedlings. *Chemosphere*, 303, 135206. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135206>
- Ashraf, M. A., Hussain, I., Rasheed, R., Iqbal, M., Riaz, M., & Arif, M. S. (2017). Advances in microbe-assisted reclamation of heavy metal contaminated soils over the last decade: A review. *Journal Of Environmental Management*, 198(Pt 1), 132-143. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.060>
- Bakshe, P., & Jugade, R. (2023). Phytostabilization and rhizofiltration of toxic heavy metals by heavy metal accumulator plants for sustainable management of contaminated industrial sites: a Comprehensive review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100293. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100293>
- Bela, K., Riyazuddin, R., & Csiszár, J. (2022). Plant glutathione peroxidases: non-heme peroxidases with large functional flexibility as a core component of ROS-processing mechanisms and signaling. *Antioxidants*, 11(8), 1624. <https://doi.org/10.3390/antiox11081624>
- Bu, C., Li, X., Li, Q., Li, L., & Wu, P. (2024). Spatiotemporal distributions, sources, and health risks of heavy metals in an acid mine drainage (AMD)-contaminated karst river in southwest China. *Applied Water Science*, 14, 251. <https://doi.org/10.1007/s13201-024-02317-w>
- Caracciolo, A. B., & Terenzi, V. (2021). Rhizosphere microbial communities and heavy metals. *Microorganisms*, 9(7), 1462. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9071462>
- Costa, S., Goncalves, M., Gomes, V., Azevedo, A. R., & Uliana, M. (2021). Avaliação do potencial de bioacumulação de cromo em plantas de girassol. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 14(2), e7634. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021v14n2e7634>
- Dhiman, S. S., Zhao, X., Li, J., Kim, D., Kalia, V. C., Kim, I., Kim, J. Y., & Lee, J. (2017). Metal accumulation by sunflower (*Helianthus annuus* L.) and the efficacy of its biomass in enzymatic saccharification. *PLOS ONE*, 12(4), e0175845. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175845>
- Glick, B. R. (2010). Using soil bacteria to facilitate phytoremediation. *Biotechnology Advances*, 28(3), 367-374. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.02.001>
- Govin-Sanjudo, A., Reyes-Palmero, M. C., Guerra-Quintana, M., & Sánchez-López, M. I. (2020). Caracterización de bacterias resistentes a metales pesados aisladas de un residual minero cubano. *Minería y Geología*, 36(2), 188-203. <http://scielo.sld.cu/pdf/mg/v36n2/1993-8012-mg-36-02-188.pdf>
- Gupta, P., Kumar, V., Usmani, Z., Rani, R., Chandra, A., & Gupta, V. K. (2020). Implications of plant growth promoting *Klebsiella* sp. CPSB4 and *Enterobacter* sp. CPSB49 in luxuriant growth of tomato plants under chromium stress. *Chemosphere*, 240, 124944. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124944>
- Gutiérrez-Ruiz, M., Romero, F. M., & González-Hernández, G. (2007). Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 24(2), 170-184. <https://scielo.org.mx/pdf/rmcg/v24n2/v24n2a5.pdf>
- Haroon, M., Ullah, M., Li, Z., Zhu, S., Wang, J., & Hsueh, C. (2025). Impact of emerging technologies on corporate social responsibility in mining industry. *Resources Policy*, 102, 105454. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2024.105454>
- Idaszkin, Y. L., Lancelotti, J. L., Bouza, P. J., & Marcovecchio, J. E. (2015). Accumulation and distribution of trace metals within soils and the austral cordgrass *Spartina densiflora* in a Patagonian salt marsh. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 457-465. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.047>

- Islam, M., Saxena, N., & Sharma, D. (2024). Phytoremediation as a green and sustainable prospective method for heavy metal contamination: a review. *RSC Sustainability*, 2(5), 1269-1288. <https://doi.org/10.1039/d3su00440f>
- Jain, S., & Tembhurkar, A. R. (2023). Growth, remediation, and yield assessment of *Jatropha curcas*, *Milletia pinnata*, and *Helianthus annuus* on fly ash amended soil: a comparative study. *Acta Physiologiae Plantarum*, 45(35). <https://doi.org/10.1007/s11738-023-03516-9>
- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A., & Aryal, N. (2022). Phytoremediation: mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, 8, 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>
- Kumar, A., Tripti, Voropaeva, O., Maleva, M., Panikovskaya, K., Borisova, G., Rajkumar, M., & Bruno, L. B. (2021). Bioaugmentation with copper tolerant endophyte *pseudomonas lurida* strain EOO26 for improved plant growth and copper phytoremediation by *Helianthus Annuus*. *Chemosphere*, 266, 128983. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128983>
- Ma, Y., Prasad, M. N. V., Rajkumar, M., & Freitas, H. (2011). Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. *Biotechnology Advances*, 29(2), 248-258. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.12.001>
- Medel, A., Ramos, S., Avelar, F. J., Godínez, L. A., & Rodríguez, F. (2008). Caracterización de jales mineros y evaluación de su peligrosidad con base en su potencial de lixiviación. *Conciencia Tecnológica*, 35, 32-35. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/6487519.pdf>
- Mendoza-Hernández J. C., Perea-Vélez, Y. S., Arriola-Morales, J., Martínez-Simón, S. M., & Pérez-Osorio, G. (2016). Assessing the effects of heavy metals in ACC deaminase and IAA production on plant growth-promoting bacteria. *Microbiological Research*, 188-189, 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2016.05.001>
- Mendoza-Hernández, J. C., Arriola-Morales, J., Castillo-Morales, M., Santamaría-Juárez, J. D., & Urbina-Trinidad, P. A. (2023). Análisis del efecto de las bacterias promotoras de crecimiento vegetal en la redistribución de elementos potencialmente tóxicos en jales de minas. *Acta Universitaria*, 33, e3799. <https://doi.org/10.15174/au.2023.3799>
- Moreno, A., García, V., Reyes, J. L., Vásquez, J., & Cano, P. (2018). Rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal: una alternativa de biofertilización para la agricultura sustentable. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 20(1), 68-83. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v20n1.73707>
- Munive, R., Loli, O., Azabache, A., & Gamarra, G. (2018). Fitorremediación con Maíz (*Zea mays* L.) y compost de Stevia en suelos degradados por contaminación con metales pesados. *Scientia Agropecuaria*, 9(4), 551-560. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2018.04.11>
- Núñez, R. A., Meas, Y., Ortega, R., & Olguín, E. J. (2004). Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Academia Mexicana de Ciencias*, 55(3), 000414007. https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/images/revista/55_3/Fitorremediacion.pdf
- Olguín, E. J., & Sánchez-Galván, G. (2012). Heavy metal removal in phytofiltration and phycoremediation: the need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation. *New Biotechnology*, 30(1), 3-8. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2012.05.020>
- Rathi, M. (2021). *Brevundimonas diminuta* MYS6 associated *Helianthus annuus* L. for enhanced copper phytoremediation. *Chemosphere*, 263, 128195. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128195>
- Rizwan, M., Ali, S., Rizvi, H., Rinklebe, J., Tsang, D. C. W., Meers, E., Ok, Y. S., & Ishaque, W. (2016). Phytomanagement of heavy metals in contaminated soils using sunflower: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46(18), 1498-1528. <https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1248199>
- Rodríguez-Sahagún, A., Velasco-Jiménez, A., Castellanos-Hernández, O., Acevedo-Hernández, G., & Aarland, R. C. (2020). Bacterias rizosféricas con beneficios potenciales en la agricultura. *Terra Latinoamericana*, 38(2), 333-345. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i2.470>
- Sharma, P., Pandey, A. K., Udayan, A., & Kumar, S. (2021). Role of microbial community and metal-binding proteins in phytoremediation of heavy metals from industrial wastewater. *Bioresource Technology*, 326, 124750. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124750>

- Sharma, P., Tripathi, S., & Chandra, R. (2020). Phytoremediation potential of heavy metal accumulator plants for waste management in the pulp and paper industry. *Heliyon*, 6(7), e04559. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04559>
- Sidhu, G. P. S., Bali, A. S., Singh, H. P., Batish, D. R., & Kohli, R. K. (2018). Phytoremediation of lead by a wild, non-edible Pb accumulator *Coronopus didymus* (L.) brassicaceae. *International Journal of Phytoremediation*, 20(5), 483-489. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1374331>
- Sorooshian, S. (2025). Exploration of socio-environmental solutions in the mining industry in comparison to other industries: a data-driven unveiling perceptions. *Resources Policy*, 104, 105594. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2025.105594>
- Soto, M. F., & Olvera-Balderas, D. (2019). Elementos potencialmente tóxicos (Cd, Hg, Pb y Zn) en suelos impactados por planta recicladora de plomo (zacatecas, México), a una década de parar operaciones. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(3), 651-669. <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.03.11>
- Tabelin, C., Sasaki, A., Igarashi, T., Tomiyama, S., Villacorte-Tabelin, M., Ito, M., & Hiroyoshi, N. (2019). Prediction of acid mine drainage formation and zinc migration in the Tailings dam of a closed mine, and possible countermeasures. *MATEC Web of Conferences*, 268, 06003. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201926806003>
- Tarekegn, M. M., Salilih, F. Z., & Ishetu, A. I. (2020). Microbes used as a tool for bioremediation of heavy metal from the environment. *Cogent Food & Agriculture*, 6(1), 1783174. <https://doi.org/10.1080/23311932.2020.1783174>
- Ullah, I., Mateen, A., Ahmad, M. A., Munir, I., Iqbal, A., Alghamdi, K. M. S., Al-Solami, H. M., & Siddiqui, M. F. (2022). Heavy metal ATPase genes (HMAs) expression induced by endophytic bacteria, "AI001, and AI002" mediate cadmium translocation and phytoremediation. *Environmental Pollution*, 293, 118508. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118508>
- Vejan, P., Abdullah, R., Khadiran, T., Ismail, S., & Boyce, A. N. (2016). Role of plant growth promoting rhizobacteria in agricultural sustainability—A review. *Molecules*, 21(5), 573. <https://doi.org/10.3390/molecules21050573>
- Wani, I. A., Mehraj, S., Ali, M. T., Hassan, A., Wani, S. A., Hussain, S., & Bisati, I. A. (2017). Effect of inorganic and organic fertilisers on yield and soil nutrient status of walnut orchard. *International Journal of Plant & Soil Science*, 16(2), 1-13. <https://doi.org/10.9734/IJPSS/2017/32310>
- Waseem, M., Khilji, S. A., Tariq, S., Jamal, A., Alomrani, S. O., & Javed, T. (2024). Phytoremediation of heavy metals from industrially contaminated soil using sunflower (*Helianthus annuus* L.) by inoculation of two indigenous bacteria. *Plant Stress*, 11, 100297. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2023.100297>
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368(2-3), 456-464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>
- Zhao, X., Joo, J. C., Du, D., Li, G., & Kim, J. Y. (2023). Modelling heavy-metal phytoextraction capacities of *Helianthus annuus* L. and *Brassica napus* L. *Chemosphere*, 337, 139341. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139341>
- Zhong, J., Liu, Y., Chen, X., Ye, Z., Li, Y., & Li, W. (2024). The impact of acid rain on cadmium phytoremediation in sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Environmental Pollution*, 340, 122778. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122778>