

04-002

POTENTIAL OF WILD PLANTS TO PHYTOREMEDIATION OF HEAVY METALS PRESENT IN MINING WASTE: AN APPROACH TO RESTORE CONTAMINATED AREAS

Sepúlveda, Bernardo ⁽¹⁾; Nazer, Amin ⁽¹⁾; Pavez, Osvaldo ⁽¹⁾

(1) Universidad de Atacama

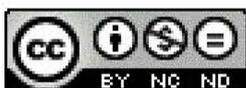
In the Copiapó Valley, Chile, copper mining companies generate fine tailings classified as massive environmental liabilities. Without proper mitigation measures, this waste can be carried by wind or water runoff. A useful mitigation technique is phytoremediation, using plants with high bioabsorbent performance of heavy metals. In the environment of a copper tailings deposit, the bioabsorbent potential of copper, arsenic and mercury of the wild plants *Arundo donax* and *Equisetum gigantea* inhabiting the banks of the Copiapó River in Elisa de Bordos was determined. Plant foliage was sampled for 10 months and the concentration of copper, arsenic and mercury was determined. Wild plants showed a significant bioaccumulation capacity of these heavy metals, present in fine mining tailings, making them suitable phytoremediation and environmental indicators of heavy metals. In the field of engineering project, this information is crucial for the design and implementation of environmental remediation strategies. The identification of wild plant species with phytoremediation potential can be part of an engineering approach to restore areas contaminated by heavy metals.

Keywords: phytoremediation; bioabsorption; heavy metals; mining environmental liabilities

POTENCIAL DE PLANTAS SILVESTRES PARA FITORREMEDIACIÓN DE METALES PESADOS PRESENTES EN RESIDUOS MINEROS: UN ENFOQUE PARA RESTAURAR ÁREAS CONTAMINADAS

En el Valle de Copiapó, Chile, empresas procesadoras de mineral de cobre generan relaves finos clasificados como pasivos ambientales masivos. Sin las medidas de mitigación adecuadas, estos residuos pueden ser transportados por viento o escorrentías de agua. Una técnica de mitigación útil es la fitorremediación, usando plantas con alto desempeño bioabsorbente de metales pesados. En el entorno de un depósito de relaves de cobre se determinó el potencial bioabsorbente de cobre, arsénico y mercurio de las plantas silvestres *Arundo donax* y *Equisetum gigantea* habitando en la orilla del río Copiapó en la localidad de Elisa de Bordos. Se muestreó el follaje de las plantas durante 10 meses y se determinó la concentración de cobre, arsénico y mercurio. Las plantas silvestres mostraron una importante capacidad de bioacumulación de estos metales pesados, presentes en relaves finos mineros, por lo que pueden considerarse fitorremediadoras e indicadores ambientales adecuados de metales pesados. En el ámbito de la ingeniería de proyectos, esta información es crucial para el diseño e implementación de estrategias de remediación ambiental. La identificación de especies de plantas silvestres con capacidad de fitorremediación puede ser parte de un enfoque ingenieril para restaurar áreas contaminadas por metales pesados.

Palabras clave: fitorremediación; bioabsorción; metales pesados; pasivos ambientales mineros



© 2023 by the authors. Licensee AEIPRO, Spain. This article is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. Introducción

En la Región de Atacama, Chile, se encuentran residuos como relaves mineros, escoriales y rípios de lixiviación (Ginocchio, 1996; Ginocchio & Baker, 2004; Montenegro et al., 2009, Galdames, 2018), que son catalogados como “pasivos ambientales masivos”, siendo fuentes de metales pesados y otros elementos. El creciente desarrollo del sector minero ha generado enormes cantidades de relaves de cobre, algunos de los cuales están ubicados cerca de cauces fluviales, canales de regadío, zonas agrícolas y urbanas. En un estudio llevado a cabo por Rojas et al. (2019), se determinó que la concentración de Cu, Pb, Hg y As en la Cuenca del río Copiapó está estrechamente relacionada con la transferencia de sedimentos, la cual es influenciada por lluvias esporádicas, deshielo y eventos de viento en zonas de actividad minera. Asimismo, se señala que la erosión puede ser un problema adicional que causa contaminación. Por otro lado, Conesa et al. (2006), informan que las plantas silvestres que crecen en relaves mineros en zonas áridas presentan una alta concentración de Zn, Pb y Cu, y una baja fertilidad agrícola.

Las plantas tienen la capacidad de acumular metales pesados y persistir en el medio ambiente durante largos periodos de tiempo, ya que no son biodegradables (Prieto et al., 2009), y pueden tener efectos perjudiciales en los organismos animales y vegetales. Según Antonijevic et al. (2012), se han encontrado niveles significativos de Cu, Fe y As en plantas como *Prunus persicae*, *Saponaria officinalis* y *Juglans regia* que crecen cerca de antiguos estanques de flotación de Cu. Es crucial tener en cuenta que los elementos tóxicos pueden ser transferidos a lo largo de la cadena alimentaria, lo que hace que su contenido sea igualmente importante en cualquier ser vivo.

La fitorremediación es una técnica eficaz de remediación ambiental que utiliza plantas para eliminar, degradar o inmovilizar contaminantes en las matrices ambientales. Esta técnica es más sostenible y menos invasiva que los métodos de remediación convencionales, ya que aprovecha la capacidad natural de las plantas para absorber y transformar los contaminantes en compuestos menos tóxicos. La capacidad de las plantas para absorber metales pesados varía según la especie vegetal, y Riveros (2014) ha demostrado la presencia de metales pesados como Pb, Cd, As y Hg en agua de riego, suelo de cultivo y partes comestibles de hortalizas como *Lactuca sativa*, *Apium graveolens* y *Brassica oleracea*. Esta investigación destaca el potencial de las plantas para absorber contaminantes y, por lo tanto, se pueden usar como indicadores ambientales de riesgo biológico en áreas destinadas a la agricultura. Aunque la ingestión de subdosis de elementos químicos no causa muerte rápida o síntomas evidentes, el efecto a largo plazo de los metales pesados en la salud es un problema latente que a menudo se subestima.

Los relaves mineros son de textura arenosa fina y carentes de materia orgánica (Cornejo et al., 2008; Montenegro et al., 2009). Esta composición puede ser desfavorable para el crecimiento de la vegetación, según Lambers et al. (1998). No obstante, existe un proceso de colonización lento llamado re-vegetación, el cual demuestra que existen mecanismos biológicos que ayudan a las plantas a resistir la toxicidad de los metales (Reeves & Baker, 2000; Iannacone & Alvaríño, 2005; Ginocchio & Baker, 2004; Lambers et al., 1998; Reeves, 2003). Las plantas acumuladoras de metales (metalófitas) tienen la capacidad de absorber mayores concentraciones de metales pesados en sus tejidos en comparación con otras especies (Lasat, 2002; Reeves, 2003), lo que les permite actuar como fitoremediadoras del terreno en diversos grados, retirando e inmovilizando los metales.

En relación al uso de plantas en fitorremediación, se ha demostrado que algunas especies tienen un alto potencial para absorber contaminantes. Por ejemplo, Farahi et al. (2018) identificaron que las especies *Alhagi maurorum* y *Zygophyllum eurypterum* son capaces de

bioabsorber plomo en una zona minera en Irán. Además, Fu et al. (2019) informaron que la combinación de biocarbón y la especie *Vetiveria zizanioides* puede ser eficiente para la absorción de cadmio en suelos contaminados. Kertulis-Tartar et al. (2006) demostraron que la *Pteris vittata* L., es una especie efectiva para la eliminación de arsénico en suelos contaminados. Por otro lado, Matanzas et al. (2021) encontraron que las técnicas de fitorremediación con especies autóctonas son eficaces para recuperar suelos contaminados a bajo costo y minimizar los riesgos ecológicos asociados con el uso de especies no autóctonas.

El objetivo de este estudio de ingeniería de proyectos es evaluar el potencial de fitorremediación de las especies vegetales *Equisetum gigantea* y *Arundo donax* para los metales pesados Cu, Hg y As presentes en los residuos mineros finos.

2. Metodología

2.1. Sitio de muestreo

Elisa de Bordos (Figura 1) es una localidad (-27°42'58", -70°11'45") ubicada en el valle de Copiapó, en la región de Atacama, en el norte de Chile. En la figura 1, se muestra la ubicación de la zona de estudio, aproximadamente de 40 m²; próximo al sitio de estudio, se encuentra un viñedo y, en la misma dirección se encuentra la planta minera. En la figura 1, se indica la ubicación del depósito de relaves.

Figura 1. Localidad de Elisa de Bordos. A: panorámica del sector (Google Earth), B: área de estudio.



2.2 Muestreo de plantas.

En el área de estudio definida, se seleccionó las especies *Equisetum gigantea* (nativa de América latina) y *Arundo donax* (origen asiático). Se obtuvo muestras mensuales de follaje de 10 especímenes de cada especie entre junio de 2021 y marzo de 2022. El material se secó a la sombra durante una semana hasta alcanzar peso constante. El material seco se usó para las determinaciones de metales pesados en el Instituto de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (IDICTEC), por quintuplicado para cada mes de muestreo. El período de muestreo consideró las estaciones del año.

2.3 Concentración de elementos en las plantas.

El material de plantas secas se pulverizó a granulometría menor de 0,5 mm, las muestras fueron analizadas para Cu, Hg y As.

El análisis de las muestras se realizó siguiendo el protocolo Standard Methods of the American Public Health Association (APHA, 2012). Los elementos fueron determinados en el IDICTEC.

Para Cu, se suspendió muestras de 500 mg de polvo vegetal en 50 mL de agua destilada; las muestras fueron sometidas a digestión ácida con 5 mL de HNO₃(c) y fueron preconcentradas a 25 mL y luego al estado de jarabe, en placa calefactora a 80 °C. Luego, las muestras fueron lixiviadas con HCl(c) al 10% y completadas a 50 mL. La concentración de Cu se determinó mediante una curva de calibración estándar. La concentración del Cu se determinó en un espectrofotómetro de absorción atómica de aspiración directa y el límite de detección fue de 0,1 mg/L.

La concentración de As y Hg se determinó mediante la generación de hidruros en el Generador HG-3000 acoplado al espectrofotómetro de absorción atómica GBC AVANTA.

Para el As, muestras de 500 mg de polvo vegetal en 10 mL de agua destilada fueron digeridas en HNO₃(c) (5 a 10 mL), en placa calefactora a 80 °C, hasta obtener un estado de jarabe. A la mezcla fría se añadió HCl(c) al 10% y se calentó en una placa entre 80 y 90 °C; una vez fría, la mezcla se colocó en un matraz de 20 mL, se añadió 2 mL de KI (8 a 10%) y se mantuvo durante 0,5 h, para producir la reducción, posteriormente se enrasó a 20 mL con agua destilada. La concentración se determinó con una curva de calibración entre 1 y 20 ppb de As. El límite de detección fue de 5 ppb y 1 ppb para As y Hg respectivamente.

Para la determinación de Hg, se digirió muestras (réplicas) de 500 mg de polvo vegetal en 50 mL de agua destilada con 2,5 mL de H₂SO₄(c) y 1,25 mL de HNO₃(c), en un matraz de 100 mL. Se agregó K₂NO₃ a la mezcla hasta mantener un color rosa durante 15 min y se agregó 4 mL de persulfato de potasio (K₂S₂O₈). La mezcla se mantuvo durante 4 h en un baño termostático (70 °C constante). A la mezcla fría se le adicionó 1,5 mL de hidroxilamina (reducción de Hg), se le agregó 0,5 mL de cloruro estannoso (10%) y se determinó la concentración, utilizando como estándar una solución de 10000 ppb (a partir de un estándar de 1000 ppm Hg); cada réplica se completó hasta 100 mL más HNO₃(c) al 1%. La curva de calibración para evaluar concentración se realizó con 1, 2, 5, 10 y 20 ppb de Hg, sometida a la misma preparación que la muestra desconocida (a partir de la adición de 2,5 mL de H₂SO₄(c)).

Para determinar la importancia de la concentración de los elementos analizados, en la literatura no se encontró un estándar de contaminación para las plantas silvestres de la localidad de Copiapó. Por ello, se realizó un estudio bibliográfico de la concentración límite de metales pesados y metaloides para hortalizas. A partir de la bibliografía se determinó el máximo permisible como norma comparativa en plantas para cobre (Comisión Europea, 2015; Jano, 2017; Llorens, 2000), arsénico (FAO/OMS, 1995, 2014, 2015; Kabata-Pendias, y Pendias, 2001; Kabata-Pendias, 2010; Alloway et al., 2010; Mercosur, 2011; Alagić et al.,

2015) y mercurio (FAO/OMS, 1995, 2014, 2015; García-Hernández, 2015; López, 2002; Unión Europea, 2018).

2.4 Análisis estadístico

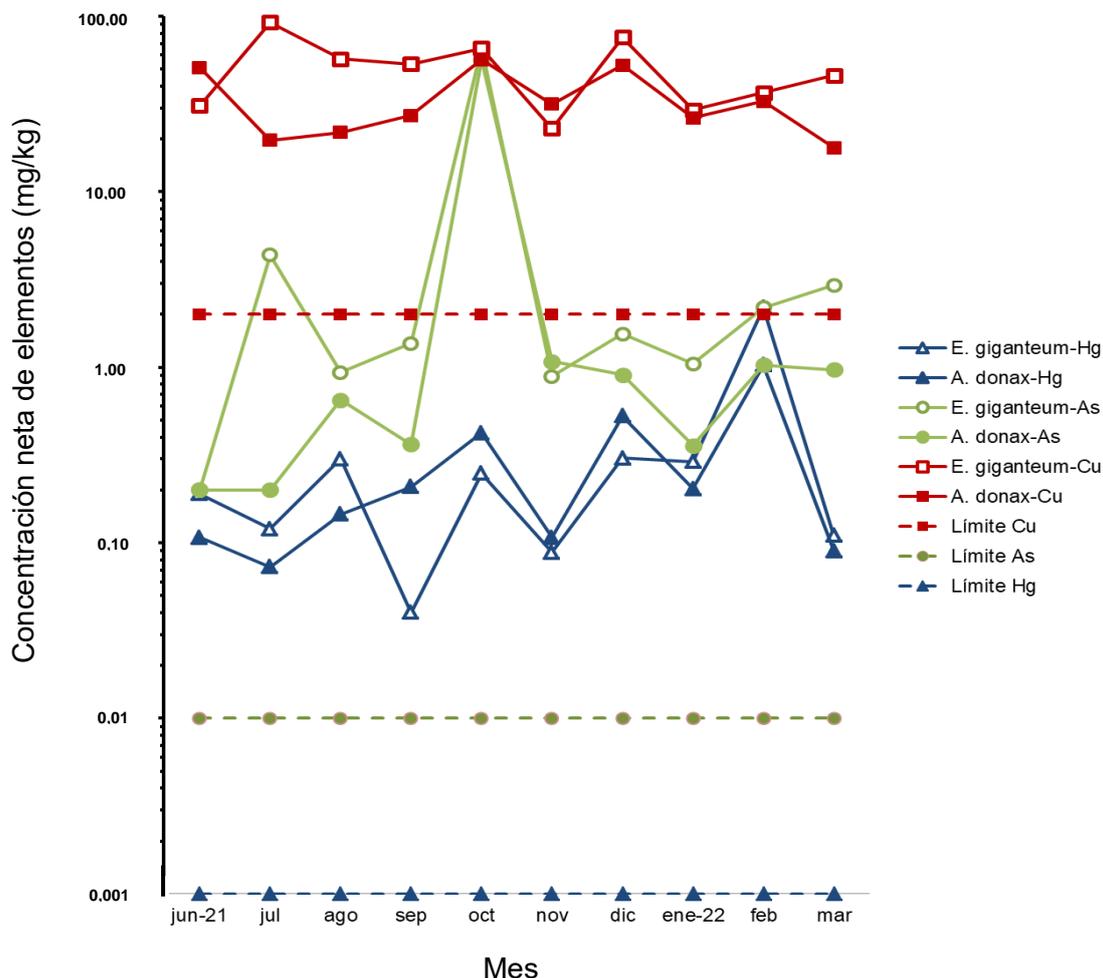
Para cada estación de muestreo, los datos obtenidos se agruparon por secuencia mensual, que incluía las estaciones climáticas de otoño a verano. La concentración de elementos en las plantas se analizó específicamente mediante la prueba t de Student para muestras pareadas; se trabajó con el índice p con 95% de confianza y $\alpha=5\%$. Para efecto de algunas comparaciones los datos se usaron normalizados en referencia a la suma total como 100%.

3. Resultados

Para las plantas silvestres estudiadas no se encontró concentración máxima ambiental permitida; probablemente porque no han sido estudiadas. Sin embargo, *E. giganteum* y *A. donax* bioacumulaban metales pesados, igualmente que plantas cultivadas. Luego, la bioabsorción de las plantas silvestres se comparó con las referencias de máximo permitido para hortalizas de 2 mg/kg para Cu, 0,01 mg/kg para As y 0,001 mg/kg para Hg.

En la figura 2 se muestra la concentración mensual neta de Hg, As y Cu (mg/kg) absorbido por las plantas silvestres *E. giganteum* y *A. donax*. Se puede observar que ambas especies vegetales absorbieron los elementos estudiados durante todo el año y siempre por sobre el valor de referencia para las hortalizas.

Figura 2: Concentración mensual de Hg, As y Cu (mg/kg) absorbido por las plantas silvestres



Ambas plantas presentaron mayor afinidad por el cobre, mientras que la menor selectividad fue hacia el mercurio. Para arsénico se mostró alta absorción por ambas plantas ($p = 0,035$) en octubre, correspondiendo a primavera. Con respecto al mercurio las plantas mostraron capacidad similar de bioabsorción ($p = 0,5$).

En la Tabla 1, se muestra el resultado normalizado en base a la proporción unitaria entre la absorción neta y el máximo permitido en la regulación para cada elemento químico en las hortalizas. Todos los resultados muestran que la concentración de metales pesados superaron los valores establecidos en la norma. *Equisetum giganteum* absorbió 35,5% más de cobre que *A. donax* ($p = 0,028$) y ambas especies absorbieron similarmente ($p \gg 0,1$) el arsénico y el mercurio. En promedio, *A. donax* absorbió 97,6% más de mercurio ($p = 0,009$) por sobre cobre, siendo similar la bioabsorción entre los otros elementos ($p \gg 0,1$). Por su parte, *E. giganteum* mostró afinidad por el mercurio, absorbiendo 98,3% más de mercurio ($p = 0,05$) por sobre el cobre, siendo similar la bioabsorción entre los otros elementos. Hacia febrero habría un alza de la absorción de mercurio ($p = 0,056$).

En cuanto a la capacidad general de bioabsorción de Cu, todas las evaluaciones mostraron una media de $99,5 \pm 0,3\%$. El bajo margen de error estadístico, respalda la consistencia y homogeneidad de este resultado.

Por otra parte, la bioabsorción de As fue $68,5 \pm 16\%$ existiendo diferencias entre las fechas de muestreo. Así, en octubre, la bioacumulación fue de $99,2 \pm 0,7\%$ ($p = 0,01$); 42% superior a los meses anteriores ($p = 0,017$) y 28% superior a fechas posteriores ($p = 0,003$). *Equisetum giganteum* y *A. donax* fueron altamente bioacumuladoras, donde *E. giganteum* mostró mayor bioacumulación de As que *A. donax* ($p = 0,038$).

Con respecto al mercurio, en cuanto a los meses de muestreo, no hubo diferencia estadística en la bioabsorción entre junio y noviembre. La bioacumulación en diciembre fue 61% mayor ($p = 0,03$) que en enero y 91% mayor ($p = 0,001$) que en marzo. Por otro lado, la bioabsorción de marzo fue sostenidamente menor ($p = 0,05$) en $90,2 \pm 5\%$, que en todos los muestreos anteriores. Esto puede estar asociado a una fluctuación ambiental del caudal anual de agua a lo largo del muestreo.

En todos los casos evaluados, la bioabsorción de Hg promedió $87,1 \pm 7,6\%$ sobre el estándar utilizado; la variación por debajo del 10% del promedio indica una buena homogeneidad de los datos. Se confirma que *E. giganteum* ($p = 0,02$) y *A. donax* ($p = 0,011$) fueron altamente absorbentes de los elementos estudiados

Tabla 1: Proporción entre la absorción neta y la referencia de máximo permitido para cada elemento químico en hortalizas (en tanto por uno).

Mes	Especie-elemento					
	A.d-Cu	E.g-Cu	A.d-As	E.g-As	A.d-Hg	E.g-Hg
Junio-21	255	15,5	20	20	107	190
Julio	9,9	46,1	20	435,2	73	120
Agosto	10,9	28,6	65,1	93,3	145	301
Septiembre	13,6	26,7	36,4	137	209	40
Octubre	28,2	32,9	5.645	6.584	422	248
Noviembre	15,8	11,5	107,9	88,6	107	88
Diciembre	26,3	38	90,5	154,5	526	304
Enero-22	13,2	14,6	35,9	104,7	203	290
Febrero	16,4	18,4	103	219	1.030	2.190
Marzo	8,9	23	97	293	90	110

A.d: *Arundo donax*, E.g: *Equisetum giganteum*. Cu: cobre, As: arsénico, Hg: mercurio.

4. Discussion

La presencia de metales pesados y metaloides no se informa muy comúnmente como un peligro potencial, cuando su concentración no excede los estándares ambientales. Por otro lado, se afirma que los metales pesados son peligrosos para la biota, el ser humano y el medio ambiente en general (Castro & Valdés, 2012). Las características geoquímicas juegan un papel importante en el contenido de metales pesados en el suelo; además, los factores edáficos (pH, materia orgánica), en el caso del Cu, tienen marcada influencia en su biodisponibilidad (Diez, 2008), influyendo en su bioabsorción por las plantas. Si bien el Cu es un nutriente importante para las plantas, a una concentración mayor que la fisiológica tiende a ser fitotóxica afectando negativamente al crecimiento vegetal y a la eficiencia de la fotosíntesis (El-Kassas & Okbah, 2017). Los contaminantes pueden acumularse en el suelo y en las fuentes de agua y ser asimilados por las plantas en su forma iónica; los problemas derivados de la contaminación por metales afecta a todas las especies; las actividades agrícolas antropogénicas favorecen el aumento ambiental de la concentración de metales (Perdomo, 2020).

Al comparar la presencia de elementos en los seres vivos con la concentración máxima ambiental, se puede inferir que tanto las plantas silvestres como las cultivadas pueden bioacumular elementos nocivos; luego, sería necesario realizar otros estudios tendientes a determinar el grado de acumulación de metales pesados en plantas para el consumo humano en el valle de Copiapó. El hecho es que se ha informado de casos de presencia de metales pesados en plantas comestibles, como Cd (Miranda et al., 2011), Hg y Pb (García & Díaz, 2017; Pila, 2016) en hortalizas, siempre superando el estándar ambiental. Los metales pesados y otros elementos son biotóxicos (El-Kassas & Okbah, 2017), entonces es válido sugerir que si se verifica la translocación de metales pesados en plantas comestibles, sería importante tener metodologías que permitan disminuir la presencia de elementos tóxicos en las matrices ambientales.

Se considera que el nivel de riesgo por consumo humano de metales pesados en agua y alimentos es superior a 150 millones de personas (OMS, 2016), agravado porque los problemas de salud relacionados con zonas mineras, generalmente, no son letales a corto plazo ni específicamente identificables. Pila (2016), recomienda realizar análisis preventivos de metales pesados en especies hortícolas, suelos, agua de riego y sedimentos.

En Chile, la ley 20.089 reglamenta el Sistema Nacional de Certificación de Productos Agrícolas Orgánicos (SAG, 2019); la cual busca garantizar que los productos orgánicos sean producidos, procesados, empaçados y manipulados adecuadamente en los ámbitos agrícola, ganadero o forestal. También busca promover la salud de los agroecosistemas, la biodiversidad y la actividad biológica del suelo, entre otros.

Los autores de este trabajo sugieren que la escorrentía superficial, las fuentes de emisión muy cercanas y/o la acumulación de componentes de relaves mineros, tienen importante influencia ambiental. Las especies de plantas estudiadas mostraron su capacidad de bioacumulación de cobre, arsénico y mercurio; consistentemente con los antecedentes expuestos. Así, al relacionar la bioacumulación en plantas silvestres con diferentes zonas del valle del río Copiapó, las especies evaluadas pueden clasificarse como fuertemente bioacumuladoras; permitiendo afirmar que las plantas cultivadas que crezcan en el valle de Copiapó también son bioacumuladoras, especialmente las de tipo mesofitas. Así, las plantas silvestres analizadas tienen las características fitorremediadoras adecuadas para ser consideradas indicadores ambientales de metales pesados. Por otra parte, sería importante estudiar el potencial bioabsorbente de otras especies silvestres del Valle de Copiapó.

5. Conclusiones

Las especies de plantas silvestres estudiadas demostraron una importante capacidad de bioacumulación de cobre (Cu), arsénico (As) y mercurio (Hg) presentes en relaves finos mineros, lo que sugiere que pueden considerarse como fitorremediadoras e indicadores ambientales adecuados de metales pesados.

En el ámbito de la ingeniería de proyectos, esta información es crucial para el diseño e implementación de estrategias de remediación ambiental. La identificación de especies de plantas silvestres con habilidades de fitorremediación puede ser parte de un enfoque ingenieril para restaurar áreas contaminadas por metales pesados. Sería relevante investigar el potencial de absorción de otras especies silvestres del Valle de Copiapó con el objetivo de diseñar estrategias que maximicen la eliminación de contaminantes y aceleren la recuperación del ecosistema afectado.

6. Referencias

- Alagić, S.Č., Tošić, S.B., Dimitrijević, M.D., Antonijević, M.M., & Nujkić, M.M. (2015). Assessment of the quality of polluted areas based on the content of heavy metals in different organs of the grapevine (*Vitis vinifera*) cv Tamjanika. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(9), 7155-7175. doi:10.1007/s11356-014-3933-1.
- Alloway, B.J. (2013). Heavy metals in soils. Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. *Environmental pollution* 22, third edition. Springer, New York. Doi:10.1007/978-94-007-4470-7.
- Antonijevi, M.M., Dimitrijevi, M.D., Mili, S.M., & Nujki, M.M. (2012). Metal concentrations in the soils and native plants surrounding the old flotation tailings pond of the Copper Mining and Smelting Complex Bor (Serbia). *Journal of Environmental Monitoring*, 14, 866-877. doi:10.1039/c2em10803h.
- APHA (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (22nd ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. ISBN 0875530133, 9780875530130.
- Castro, G., & Valdés, J. (2012). Concentración de metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) en la biota y sedimentos de una playa artificial, en la bahía San Jorge 23°S, norte de Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(2), 267-281. doi:10.3856/vol40-issue2-fulltext-3.
- Conesa, H.M., Faz, Á., & Arnaldos, R. (2006). Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena–La Unión mining district (SE Spain). *Science of the Total Environment*, 366, 1–11. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.12.008.
- Comisión Europea. (2015). Commission Regulation (EC) No 1881/2006, setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Off. J. Eur. Comm. L364/5*. Recuperado de <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32006R1881>
- Diez, F. (2008). Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: Evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas. Universidad de Santiago de Compostela, Departamento de Ciencia del Suelo y Química Agrícola. Tesis doctoral. 366 pp.
- El-Kassas, H.Y., & Okbah, M.A.E.A. (2017). Phytotoxic effects of seaweed mediated copper nanoparticles against the harmful alga: *Lyngbya majuscula*. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology*, 15(1), 41-48.
- FAO/OMS. (1995). Comisión del Codex Alimentarius. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación y Organización Mundial de la Salud., ALINORM 95/29, Programa conjunto FAO/OMS sobre normas alimentarias. Comisión del Codex Alimentarius. Roma. 124 pp.

- FAO-OMS. (2014). Comisión del Codex Alimentarius, Programa conjunto FAO/OMS sobre normas alimentarias comité del Codex sobre nutrición y alimentos para regímenes especiales. Trigésima sexta reunión Bali (Indonesia) 24-28 de noviembre de 2014. Recuperado de http://www.fao.org/tempref/codex/Meetings/CCNFSDU/ccnfsdu36/nf36_02_add1s.pdf
- FAO-OMS. (2015). Codex Alimentarius. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación y Organización Mundial de la Salud, Norma general para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos. CODEX STAN 193-1995.
- Farahi, M. H., Ghasemi, M., Sharifi, M., Alikhani, H. A., Safari, O., & Zarei, H. (2018). Phytoremediation potential of native plant species growing in a lead-contaminated mining region in Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(10), 9861-9872. doi: 10.1007/s11356-018-1351-7.
- Fu, Q., Liu, J., Zhang, X., Jia, Y., Liu, X., Zhang, Z., & Wu, J. (2019). Enhanced phytoremediation of cadmium-contaminated soil using biochar and vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(23), 23732-23744. doi: 10.1007/s11356-019-05567-z.
- Galdames, F. A. (2018). Estudio de la geoquímica de sedimentos activos del río Copiapó luego de las inundaciones aluvionales de marzo 2015. Memoria para optar al título de Geólogo, Universidad de Chile, Santiago de Chile.
- García-Hernández, J., Espinosa-Romero, M. J., Cisneros-Mata, M. A., Leyva-García, G., Aguilera-Márquez, D., & Torre-Cosío, J. (2015). Concentración de mercurio y plaguicidas organoclorados (poc) en tejido comestible de jaiba café *Callinectes bellicosus* de las costas de Sonora y Sinaloa, México. *Ciencia Pesquera número especial*, 23, 65-79.
- Ginocchio, R.O. (1996). Cuantificación de la tolerancia al cobre y al sulfato en dos especies leñosas de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69, 413-424.
- Ginocchio, R. O., & Baker, A.J. (2004). Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(1), 185-194.
- Iannaccone, J., & Alvarino, L. (2005). Efecto ecotoxicológico de tres metales pesados sobre el crecimiento radicular de cuatro plantas vasculares. *Agricultura Técnica*, 65(2), 198-203.
- Jano, R.C. (2017). Concentración de metales pesados en hortalizas de la localidad de Atlixco y su posible riesgo en la salud humana. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Instituto de Ciencias. Tesis para obtener el grado de Maestría en Ciencias Ambientales, 91 pp.
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants. CRC press, 106 pp. Recuperado de <https://hwbdocuments.env.nm.gov/Los%20Alamos%20National%20Labs/TA%2000/7257.Pdf>.
- Kabata-Pendias, A. (2010). Trace elements in soils and plants (4th ed.). CRC press, 520 pp. In https://books.google.cl/books?hl=en&lr=&id=YQfMBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&ots=9nu1fJzC3f&sig=iNnhW2X1r10_CSQx8U9WR70T2mU&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false.
- Kertulis-Tartar, G. M., Ma, L. Q., Tu, C., & Chirenje, T. (2006). Phytoremediation of an arsenic-contaminated site using *Pteris vittata* L.: a two-year study. *International Journal of Phytoremediation*, 8(4), 311-322. doi: 10.1080/15226510600992873. PMID: 17305305.
- López, L.K., García, M.M., Madueño, F.M., Bautista, N., Marín, G.M., & Olórtegui, D.S. (2020). Metales pesados en tres variedades de *Solanum tuberosum* L. (papa) expendidos en el mercado mayorista de Santa Anita (Lima-Perú). *Ciencia e Investigación*, 23(1), 25-30. DOI: <http://dx.doi.org/10.15381/ci.v23i1.18719>.

- Lambers, H., Chapin III, F.S., & Pons, T.L. (1998). *Plant physiological ecology*. Springer-Verlag, New York, USA, 540 pp.
- Lasat, M.M. (2002). Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*, 31(1), 109-120. PMID: 11837415.
- Llorens, N., Arola, L., Blade, C., & Mas, A. (2000). Effects of copper exposure upon nitrogen metabolism in tissue cultured *Vitis vinifera*. *Plant Science*, 160, 159-163. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(00\)00379-4](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(00)00379-4).
- Matanzas, N., Afif, E., Díaz, T.E., & Gallego, J.R. (2021). Phytoremediation Potential of Native Herbaceous Plant Species Growing on a Paradigmatic Brownfield Site. *Water Air Soil Pollution*, 232, 290. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05234-9>.
- Miranda, D., Carranza, C., Rojas, C., Jerez, C., Fischer, G., & Zurita, J. (2011). Acumulación de metales pesados en suelo y plantas de cuatro cultivos hortícolas regados con agua del río Bogotá. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 2(2), 180-191. DOI: <https://doi.org/10.17584/rcch.2008v2i2.1186>.
- Mercosur (2011). MERCOSUR/GMC/RES N° 12/11, Reglamento técnico MERCOSUR sobre límites máximos de contaminantes inorgánicos en alimentos (Grupo Mercado Común), 18 pp.
- Montenegro, G., Fredes, C., Mejías, E., Bonomelli, C., & Olivares, L. (2009). Contenidos de metales pesados en suelos cercanos a un relave cuprífero chileno. *Agrociencia*, 43, 427-435.
- OMS (2016). Planificación de la seguridad del saneamiento: Manual para el uso y la disposición seguros de aguas residuales, aguas grises y excretas. 156 pp. In: (2020) <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/250331/9789243549248-spa.pdf;jsessionid=257F311C03D410167B693E3D1F136D2B?sequence=1>.
- Perdomo, A. M. (2020). Efecto de la presencia de metales pesados (Zn y Cu) en el desarrollo y contenido de lípidos, azúcares y clorofilas en cultivo de hortalizas. Universidad Politécnica de Catalonia, Escuela superior de Agricultura de Barcelona. Trabajo final de Grado en Ingeniería de Sistemas Biológicos, 71 pp.
- Pila, C. Y. (2016). Determinación de la presencia de plomo y cadmio en dos hortalizas lechuga (*Lactuca sativa*) y zanahoria (*Daucus carota*) en el quinche. Universidad Central del Ecuador. Facultad de Ciencias Agrarias. Tesis de grado de Ingeniero Agrónomo, 83 pp. In (2020) <http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/10069/1/T-UCE-0004-82.pdf>.
- Prieto, J., Gonzales, C., Roman, A., & Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29-44. In: (2020) <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=939/93911243003.pdf>.
- Reeves, R.D., & Baker, A. (2000). Metal accumulating plants. In I. Raskin and B. Ensley (Eds.), *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment* (pp. 193-229). Wiley and Sons, New York, p 193-229.
- Reeves, R. D. (2003). Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for phytoextraction. *Plant and Soil*, 249, 57-65.
- Riveros, F. (2014). Level of heavy metal contamination in agricultural soils and their effects in vegetables in the valley Higuera, Huanuco. Universidad Nacional Hermilio Valdizán. *Valdizana Research*, 8(2), 42-51. ISSN: 1994-1420. In: (2020) <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=5860/586061891007>.
- Rojos, S., Aguilar, G., Sepúlveda, B., & Pavez, O. (2019). Dinámica de la concentración de cobre, plomo, mercurio y arsénico en sedimentos del río Copiapó, Chile. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(2), 361-370.
- SAG (Servicio Agrícola y Ganadero, Chile) (2019). Ley N° 20.089, Sistema nacional de certificación de productos orgánicos agrícolas. Séptima Ed., Editado por la División de protección de Recursos Naturales, Subdepartamento de Agricultura Orgánica. <http://www.sag.cl>.

Unión Europea (UE). (2018). Reglamento (UE) 2018/73 de la del Parlamento Europeo y del Consejo en lo relativo a los límites máximos de residuos de compuestos de mercurio en determinados productos. 2018(5), 1-13. In: (2020) <https://www.boe.es/doue/2018/013/L00008-00020.pdf>.

Comunicación alineada con los Objetivos de Desarrollo Sostenible

