



Phytoextraction of lead in mesquite trees irrigated with wastewater

Fitoextracción de plomo en árboles de mezquite irrigados con aguas residuales

Arisai Noguez-Camarillo; Elizabeth Hernández-Acosta*;
David Cristóbal-Acevedo; Antonio Villanueva-Morales

Universidad Autónoma Chapingo. Carretera México-Texcoco km 38.5, Chapingo, Estado de México, C. P. 56230, México.

*Corresponding author: ehernandez@chapingo.mx, tel. 595 21500 Ext: 6359.

Abstract

Introduction: Mesquite (*Prosopis laevigata* [Humb. et Bonpl. ex Willd.] M.C. Johnst) is a characteristic species of the arid and semi-arid zones of Mexico. It has ecological and economic relevance and has been identified as a plant capable of accumulating lead (Pb) in soils irrigated with wastewater.

Objective: To determine the bioconcentration of Pb in mesquite trees established in soils irrigated with wastewater, to identify their phytoextraction capacity.

Methodology: Seventy-two plant samples (from 24 trees) and 24 soil samples from under the canopy were collected from a 37.3 ha area irrigated with wastewater. Lead concentration was determined in all samples, and bioconcentration and translocation factors were estimated. The results were analyzed using the Kruskal-Wallis and Mann-Whitney tests.

Results: The concentration of extractable Pb in the soil was 1.99 mg·kg⁻¹, while in roots, leaves, and fruit it reached 79.61, 21.4, and 64.13 mg·kg⁻¹, respectively, demonstrating the transfer of Pb from the soil to the plant. The Pb concentration in roots and fruit was significantly higher than in leaves. The bioconcentration factor was 102.86, and the translocation factor was 9.52.

Limitations of the study: It is necessary to evaluate the influence of tree age on the processes of Pb accumulation and translocation.

Originality: Trees that grew naturally in soils irrigated with wastewater for 47 years were evaluated.

Conclusion: Mesquite is a species with the capacity to phytoextract Pb in soils irrigated with wastewater.

Keywords: bioconcentration factor, translocation factor, *Prosopis laevigata*, soils, plant samples.

Resumen

Introducción: El mezquite (*Prosopis laevigata* [Humb. et Bonpl. ex Willd.] M.C. Johnst) es una especie característica de las zonas áridas y semiáridas de México. Presenta relevancia ecológica y económica, y se ha identificado como una planta capaz de acumular plomo (Pb) en suelos irrigados con aguas residuales.

Objetivo: Determinar la bioconcentración de Pb en árboles de mezquite establecidos en suelos irrigados con aguas residuales, con el fin de identificar su capacidad fitoextractora.

Metodología: Se recolectaron 72 muestras vegetales (de 24 árboles) y 24 muestras de suelo bajo dosel, en una superficie de 37.3 ha irrigada con aguas residuales. En todas las muestras se determinó la concentración de Pb y se estimaron factores de bioconcentración y translocación. Los resultados se analizaron mediante las pruebas de Kruskal-Wallis y de Mann-Whitney.

Resultados: La concentración de Pb extractable en el suelo fue de 1.99 mg·kg⁻¹, mientras que en raíces, hojas y frutos alcanzó 79.61, 21.4 y 64.13 mg·kg⁻¹, respectivamente, lo cual evidencia la transferencia de Pb del suelo a la planta. La concentración de Pb en raíces y frutos fue significativamente mayor que en hojas. El factor de bioconcentración fue de 102.86 y el de translocación de 9.52.

Limitaciones del estudio: Se requiere evaluar la influencia de la edad del árbol sobre los procesos de acumulación y translocación de Pb.

Originalidad: Se evaluaron árboles que crecieron de forma natural en suelos irrigados con aguas residuales durante 47 años.

Conclusión: El mezquite es una especie con capacidad fitoextractora de Pb en suelos irrigados con aguas residuales.

Palabras clave: factor de bioconcentración, factor de translocación, *Prosopis laevigata*, suelos, muestras vegetales.

Please cite this article as follows (APA 7): Noguez-Camarillo, A., Hernández-Acosta, E., Cristóbal-Acevedo, D., & Villanueva-Morales, A. (2025). Phytoextraction of lead in mesquite trees irrigated with wastewater. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 17, e25015. <https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2025.01.015>



Ingeniería Agrícola
y Biosistemas

Introduction

Agricultural, commercial, and industrial activities generate environmental pollution. Globally, pollution associated with agricultural activities is linked to the use and improper handling of agrochemicals (Kabata-Pendias & Szteke, 2015). In developing countries, this problem is exacerbated by the use of untreated wastewater in agricultural production (Bijekar et al., 2022), which introduces heavy metals (such as Pb) into the soil and crops. This represents a significant risk to public health, as contaminants can enter the food chain and reach human consumption (Khalid et al., 2018).

In Mexico, the use of wastewater in agriculture is a long-standing practice, driven by the need to utilize these water resources, especially in water-scarce areas (Hernández-Acosta & Lara-Herrera, 2019). The first region to adopt this practice was the Mezquital Valley in the state of Hidalgo, where wastewater irrigation began in 1912 (Acosta-Zamorano et al., 2013). This region is the largest in Mexico and Latin America dedicated to this type of irrigation, with an approximate area of 90 000 ha distributed across irrigation districts (IDs) 003 Tula, 100 Alfajayucan, and 112 Ajacuba (Siebe et al., 2016). The water used comes from the metropolitan area of Mexico City and contains a high load of organic and inorganic pollutants, such as non-degradable heavy metals that tend to bioaccumulate, which causes severe environmental problems due to their toxicity (Ponce-Lira et al., 2020).

Guédron et al. (2014) reported that wastewater used in DR-003 contains dissolved Pb concentrations that exceed the permissible limits for drinking water by two to five times. This element is highly toxic and tends to bioaccumulate in plants, which represents a risk to human health (Ali et al., 2022). Bioaccumulation of Pb has been documented in crops such as corn, alfalfa, and wheat in this district (Vázquez-Alarcón et al., 2001). However, to date, no studies have been conducted on the bioaccumulation of Pb in native species of the Mezquital Valley.

Hyperaccumulator plants are species capable of concentrating metals or metalloids in their plant organs at concentrations higher than those observed in most plants (Deng et al., 2018). These species have developed specialized mechanisms, such as modification of cell walls, secretion of substances that immobilize metals in the soil, and activation of intracellular processes (such as chelation and sequestration of metals in vacuoles). Additionally, they employ membrane transporters and activate the expression of genes related to specific proteins (Kumar & Prasad, 2018). These plants also establish symbiotic interactions with arbuscular mycorrhizal fungi and rhizospheric microorganisms,

Introducción

Las actividades agrícolas, comerciales e industriales generan contaminación ambiental. A nivel mundial, la contaminación relacionada con las actividades agrícolas se asocia con el uso y manejo inadecuado de agroquímicos (Kabata-Pendias & Szteke, 2015). En países en desarrollo, este problema se agrava por el uso de aguas residuales no tratadas en la producción agrícola (Bijekar et al., 2022), lo que introduce metales pesados (como el Pb) al suelo y a los cultivos. Esto representa un riesgo significativo para la salud pública, ya que los contaminantes pueden ingresar a la cadena alimenticia y llegar al consumo humano (Khalid et al., 2018).

En México, el uso de aguas residuales en la agricultura es una práctica histórica, impulsada por la necesidad de aprovechar dichos recursos hídricos, especialmente en zonas con escasez de agua (Hernández-Acosta & Lara-Herrera, 2019). La primera región en adoptar esta práctica fue el Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo, donde la irrigación con aguas residuales inició en 1912 (Acosta-Zamorano et al., 2013). Esta región es la más extensa en México y Latinoamérica dedicada a este tipo de riego, con una superficie aproximada de 90 000 ha distribuidas en los distritos de riego (DR) 003 Tula, 100 Alfajayucan y 112 Ajacuba (Siebe et al., 2016). El agua utilizada proviene del área metropolitana de la Ciudad de México y contiene una alta carga de contaminantes orgánicos e inorgánicos, como metales pesados no degradables que tienden a bioaccumularse, lo cual provoca problemas ambientales severos debido a su toxicidad (Ponce-Lira et al., 2020).

Guédron et al. (2014) reportaron que las aguas residuales utilizadas en el DR-003 presentan concentraciones disueltas de Pb que superan entre dos y cinco veces los límites permisibles para agua potable. Este elemento es altamente tóxico y tiende a bioaccumularse en las plantas, lo que representa un riesgo para la salud humana (Ali et al., 2022). En dicho distrito se ha documentado la bioacumulación de Pb en cultivos como maíz, alfalfa y trigo (Vázquez-Alarcón et al., 2001). Sin embargo, hasta la fecha, no existen estudios sobre la bioacumulación de Pb en especies nativas del Valle del Mezquital.

Las plantas hiperacumuladoras son especies capaces de concentrar metales o metaloides en sus órganos vegetales en concentraciones superiores a las observadas en la mayoría de las plantas (Deng et al., 2018). Estas especies han desarrollado mecanismos especializados, como la modificación de las paredes celulares, la secreción de sustancias que inmovilizan metales en el suelo y la activación de procesos intracelulares (como la quelación y el secuestro de metales en vacuolas). Adicionalmente, emplean transportadores de membrana y activan la expresión de genes

which increase nutrient bioavailability and reduce metal toxicity, allowing them to thrive under adverse conditions (Skuzza et al., 2022).

In arid and semi-arid zones, the Fabaceae family stands out for its ability to tolerate extreme conditions and accumulate heavy metals. Within this family, the genus *Prosopis* presents remarkable potential for phytoremediation. In Mexico, mesquite (*Prosopis laevigata*) is a native species of environments with high temperatures, saline soils, and low nutrient availability. In addition to its ecological value, it has economic and social relevance, as it is used as a source of firewood, a living barrier, and food through the harvesting of its fruit (Bernal-Ramírez et al., 2019). Previous studies have demonstrated its capacity to accumulate Pb and Ni, as well as to hyperaccumulate Cu and Cd (Muro-González et al., 2020). However, most research has focused on seedlings grown under controlled conditions, leaving a gap in knowledge about its behavior in established individuals exposed to contaminants for long periods (Tovar-Sánchez et al., 2023).

In this context, mesquite represents a species with high potential to mitigate the risks associated with the agricultural use of wastewater, due to its ability to extract and accumulate Pb in its tissues. This characteristic not only contributes to reducing the concentration of this metal in the agricultural environment but also positions mesquite as a useful tool among phytoremediation strategies aimed at the recovery of contaminated soils. Therefore, the objective of this study was to determine the bioconcentration of Pb in mesquite trees established in soils irrigated with wastewater, to identify their phytoextraction capacity.

Materials and methods

Study area

The research was conducted in the municipality of Tezontepec de Aldama, Hidalgo, Mexico, in the Mezquital Valley region (20° 11' 33" N and 99° 16' 21" W, at 2007 m a. s. l.). This area is surrounded by hills and mountains composed of volcanic and calcareous sedimentary rocks (Lesser et al., 2018). The climate is semi-arid, with temperatures ranging from 9 to 39.5 °C. The rainy season is from May to October, while the dry season extends from November to April, with an annual rainfall of 400 to 700 mm (National Institute of Statistics and Geography [INEGI], 2017).

The study area was delimited using the ArcGis 10.6 cartographic analysis program (Esri, 2018) and two field tours, where the surface irrigated with wastewater with the least obstruction from population and infrastructure was selected. The study area covered

relacionados con proteínas específicas (Kumar & Prasad, 2018). Estas plantas también establecen interacciones simbióticas con hongos micorrízicos arbusculares y microorganismos rizosféricos, los cuales incrementan la biodisponibilidad de nutrientes y reducen la toxicidad de los metales, permitiéndoles prosperar en condiciones adversas (Skuzza et al., 2022).

En zonas áridas y semiáridas, la familia Fabaceae destaca por su capacidad para tolerar condiciones extremas y acumular metales pesados. Dentro de esta familia, el género *Prosopis* presenta un notable potencial para la fitorremediación. En México, el mezquite (*Prosopis laevigata*) es una especie nativa de ambientes con temperaturas elevadas, suelos salinos y baja disponibilidad de nutrientes. Además de su valor ecológico, posee relevancia económica y social, ya que se utiliza como fuente de leña, barrera viva y alimento por el aprovechamiento de sus frutos (Bernal-Ramírez et al., 2019). Estudios previos han demostrado su capacidad para acumular Pb y Ni, así como para hiperacumular Cu y Cd (Muro-González et al., 2020). No obstante, la mayoría de las investigaciones se han centrado en plántulas cultivadas bajo condiciones controladas, lo que deja un vacío de conocimiento sobre su comportamiento en individuos establecidos y expuestos a contaminantes durante largos periodos (Tovar-Sánchez et al., 2023).

En este contexto, el mezquite representa una especie con alto potencial para mitigar los riesgos asociados al uso agrícola de aguas residuales debido a su capacidad para extraer y acumular Pb en sus tejidos. Esta característica no solo contribuye a reducir la concentración de este metal en el entorno agrícola, sino que también posiciona al mezquite como una herramienta útil entre las estrategias de fitorremediación orientadas a la recuperación de suelos contaminados. Por ello, el objetivo del presente trabajo fue determinar la bioconcentración de Pb en árboles de mezquite establecidos en suelos irrigados con aguas residuales, con el fin de identificar su capacidad fitoextractora.

Materiales y métodos

Área de estudio

La investigación se realizó en el municipio de Tezontepec de Aldama, Hidalgo, México, en la región del Valle del Mezquital (20° 11' 33" N y 99° 16' 21" O, a 2007 m s. n. m.). Esta zona se encuentra rodeada por colinas y montañas conformadas por rocas sedimentarias volcánicas y calcáreas (Lesser et al., 2018). El clima es semiárido, con temperaturas que varían entre 9 y 39.5 °C. La temporada de lluvias es de mayo a octubre, mientras que la estación seca oscila de noviembre a abril, con una precipitación anual de 400 a 700 mm (Instituto Nacional de Estadística Geografía [INEGI], 2017).

37.3 ha (20° 13' 20.05" N and 99° 15' 19.9" W), located within the wastewater irrigation system of DR-100 Alfajayucan.

Soil and plant material sampling

Within the 37.3 hectares, 70 mesquite trees were recorded, from which 24 trees (30 %) were randomly selected to ensure population representativeness. Soil, root, leaf, and fruit samples were collected from each tree. Sampling was conducted in the summer of 2019. The samples were placed in brown paper bags and transported to the laboratory for analysis. A total of 96 samples were obtained: 24 soil samples and 72 plant material samples (roots, leaves, and fruit), corresponding to the 24 trees evaluated.

Soil sample analysis

Soil sample analysis was performed according to NOM-021-RECNAT-2000 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2002). The analyzed variables were: pH (method AS-02), electrical conductivity (EC) in 1:2 aqueous medium, texture (Bouyoucos method AS-09), cation exchange capacity (CEC) and exchangeable bases (Ca, Mg, Na and K) (method AS-13), organic matter (OM; Walkley and Black method AS-07), inorganic nitrogen (Ni; method AS-08) and extractable concentration of Pb (method AS-14, with DTPA 0.005 M). The determination of Pb was performed by atomic absorption spectrophotometry (SavantAA, GBC, Australia) from a calibration curve with a detection limit of 0-20 mg·kg⁻¹ (Amezcu-Ávila et al., 2020).

Analysis of plant samples

Plant samples of roots, leaves, and fruits were washed with distilled water. Roots and leaves were oven-dried at 60 °C, while fruits were left to dry at room temperature. Once dry, the materials were ground. 0.5 g of each sample was weighed and placed in 30 mL Kjeldahl flasks. Five milliliters of the diacid mixture (80 % HCl and 20 % HClO₄) were added to each flask, the mixture was shaken and heated on a hot plate at 300 °C until gas emission was observed, at which point 1 mL of 30 % hydrogen peroxide was added. This procedure was repeated until the mixture became cloudy or until a total of 5 mL of hydrogen peroxide had been added. The samples were then cooled for 24 h, diluted with distilled water, filtered, and brought to a final volume of 50 mL. The quantification of Pb was determined by atomic absorption spectrophotometry (Amezcu-Ávila et al., 2020).

Pb bioconcentration and translocation factors

The bioconcentration factor (BCF) was calculated as the ratio between the Pb concentration in plant tissues

El área de estudio se delimitó con el programa de análisis cartográfico ArcGis 10.6 (Esri, 2018) y dos recorridos de campo, donde se seleccionó la superficie irrigada con aguas residuales con la menor obstrucción de población e infraestructura. La superficie de estudio abarcó 37.3 ha (20° 13' 20.05" N y 99° 15' 19.9" O), localizadas dentro del sistema de riego con aguas residuales del DR-100 Alfajayucan.

Muestreo de suelo y material vegetal

Dentro de las 37.3 ha se registraron 70 árboles de mezquite, de los cuales se seleccionaron aleatoriamente 24 árboles (30 %), lo cual garantizó la representatividad de la población. De cada individuo se recolectaron muestras de suelo, raíces, hojas y frutos. El muestreo se realizó en verano de 2019. Las muestras se colocaron en bolsas de papel estraza y se trasladaron al laboratorio para su análisis. En total, se obtuvieron 96 muestras: 24 de suelo y 72 de material vegetal (raíces, hojas y frutos), correspondientes a los 24 árboles evaluados.

Análisis de las muestras de suelo

El análisis de las muestras de suelo se realizó conforme a la NOM-021-RECNAT-2000 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2002). Se determinó pH (método AS-02), conductividad eléctrica (CE) en medio acuoso 1:2, textura (método de Bouyoucos AS-09), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y bases intercambiables (Ca, Mg, Na y K) (método AS-13), materia orgánica (MO; método de Walkley y Black AS-07), nitrógeno inorgánico (Ni; método AS-08) y concentración extractable de Pb (método AS-14, con DTPA 0.005 M). La determinación de Pb se realizó por espectrofotometría de absorción atómica (SavantAA, GBC, Australia) a partir de una curva de calibración con límite de detección de 0-20 mg·kg⁻¹ (Amezcu-Ávila et al., 2020).

Análisis de las muestras vegetales

Las muestras vegetales de raíces, hojas y frutos se lavaron con agua destilada. Las raíces y hojas se secaron en estufa a 60 °C, mientras que los frutos se dejaron secar a temperatura ambiente. Una vez secos, los materiales se molieron. De cada muestra se pesaron 0.5 g y se colocaron en matraces Kjeldahl de 30 mL. A cada matraz se le agregaron 5 mL de la mezcla diácida (HCl 80 % y HClO₄ 20 %), se agitaron y se calentaron en una parrilla eléctrica a 300 °C hasta observar la emisión de gases, momento en el que se agregó 1 mL de peróxido de hidrógeno al 30 %. Este procedimiento se repitió hasta que la mezcla adquirió un color transparente turbio o hasta adicionar un total de 5 mL de peróxido de hidrógeno. Posteriormente, las muestras se dejaron enfriar durante 24 h, se diluyeron con agua destilada, se filtraron y se aforaron a 50 mL. La cuantificación de Pb

(roots, leaves, or fruits) and the Pb concentration in the soil. The translocation factor (TF), on the other hand, was determined as the ratio between the Pb concentration in the aerial parts (leaves and fruits) and the Pb concentration in the roots (Ali et al., 2013).

$$BCF = \frac{C_{harvested\ tissue}}{C_{soil}} \quad (1)$$

$$TF = \frac{C_{aerial\ part}}{C_{root}} \quad (2)$$

Statistical analysis

Statistical analysis was performed using the R software (R Development Core Team, 2019). Measures of central tendency and dispersion (minimum, maximum, mean, median, range, and coefficient of variation) were calculated for all variables. Data normality was assessed using normal probability plots and the Shapiro-Wilk test. Additionally, Spearman's rank correlation coefficient was estimated between Pb concentration in the soil and in different plant organs (root, leaf, and fruit).

Since the data did not follow normal distribution, the Kruskal-Wallis test was applied to identify significant differences in Pb concentrations among plant organs. Subsequently, paired comparisons (root-leaf, leaf-fruit, and root-fruit) were performed using the Mann-Whitney test, with significance correction.

Results and discussion

Characterization and concentration of Pb in soils

The measures of central tendency and dispersion of the physical and chemical variables of the evaluated soils are shown in Table 1. The mean pH was 7.6, corresponding to a neutral to slightly alkaline value (7.15 - 8.48) according to NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002). In the Mezquital Valley, Siebe et al. (2016) reported a neutral pH (7.3) in soils with 102 years of irrigation with wastewater, which indicates that this type of irrigation does not significantly modify this variable. The pH observed in this study, after 47 years of irrigation with wastewater, reinforces the stability of the pH under these conditions. This stability is attributed to the alkaline nature of the soil, resulting from the presence of calcareous materials characteristic of the arid regions of Mexico (Ortiz-Solorio, 2019).

The mean EC was 0.42 dS·m⁻¹, classifying the soil as negligible to slightly saline (0.22–1.42 dS·m⁻¹), according to NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) (Table 1). The results indicated that irrigation with wastewater did not generate salinity in the soils where mesquite trees grow. Soto-González et al. (2021) indicate that

se determinó mediante espectrofotometría de absorción atómica (Amezcuá-Ávila et al., 2020).

Factores de bioconcentración y translocación de Pb

El factor de bioconcentración (FBC) se calculó como la relación entre la concentración de Pb en los tejidos vegetales (raíces, hojas o frutos) y la concentración de Pb en el suelo. Por su parte, el factor de translocación (FT) se determinó como la relación entre la concentración de Pb de la parte aérea (hojas y frutos) y la concentración de Pb en raíz (Ali et al., 2013):

$$FBC = \frac{C_{tejido\ cosechado}}{C_{suelo}} \quad (1)$$

$$FT = \frac{C_{parte\ aérea}}{C_{raíz}} \quad (2)$$

Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó con el programa R (R Development Core Team, 2019). Se calcularon medidas de tendencia central y dispersión (mínimo, máximo, media, mediana, rango y coeficiente de variación) para todas las variables. La normalidad de los datos se evaluó mediante gráficos de probabilidad normal y la prueba de Shapiro-Wilk. Además, se estimó la correlación de Spearman entre la concentración de Pb en el suelo y en los distintos órganos vegetales (raíz, hoja y fruto).

Dado que los datos no siguieron una distribución normal, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para identificar diferencias significativas en las concentraciones de Pb entre los órganos vegetales. Posteriormente, se realizaron comparaciones pareadas (raíz-hoja, hoja-fruto y raíz-fruto) mediante la prueba de Mann-Whitney, con corrección de significancia.

Resultados y discusión

Caracterización y concentración de Pb en los suelos

Las medidas de tendencia central y dispersión de las variables físicas y químicas de los suelos evaluados se muestran en el Cuadro 1. El pH medio fue de 7.6, correspondiente a un valor neutro a ligeramente alcalino (7.15 - 8.48) de acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002). En el Valle del Mezquital, Siebe et al. (2016) reportaron un pH neutro (7.3) en suelos con 102 años de riego con aguas residuales, lo cual indica que este tipo de riego no modifica significativamente dicha variable. El pH observado en el presente estudio, con 47 años de riego con aguas residuales, refuerza la estabilidad del pH bajo estas condiciones. Dicha estabilidad se atribuye a la naturaleza alcalina del suelo, resultado de la presencia de materiales calcáreos característicos de las regiones áridas de México (Ortiz-Solorio, 2019).

Table 1. Measures of central tendency and dispersion of the variables evaluated in soils irrigated with wastewater in the Mezquital Valley, Mexico.**Cuadro 1. Medidas de tendencia central y dispersión de las variables evaluadas en suelos irrigados con aguas residuales en el Valle del Mezquital, México.**

Variable	Mean/Media	Min-Max	Standard/ Norma	Value/ Valor	Interpretation/ Interpretación
pH	7.6	7.15 - 8.48	NOM-021	7.4 - 8.5	Neutral - slightly alkaline/ Neutro - ligeramente alcalino
EC (dS·m ⁻¹)/ CE (dS·m ⁻¹)	0.42	0.22 - 1.42		<1.0	Negligible - slightly salty/ Despreciable - ligeramente salino
Clay (%)/ Arcilla (%)	18.66	5.24 - 41.24		NA	NA
Silt (%)/ Limo (%)	15.5	2.00 - 24.00		NA	NA
Sand (%)/ Arena (%)	65.8	36.76 - 88.76		NA	NA
OM (%)/ MO (%)	1.28	0.67 - 2.51		0.6 - 1.5	Low-medium/ Bajo - medio
CEC (cmol·kg ⁻¹)/ CIC (cmol·kg ⁻¹)	14.18	9.13 - 22.77		5 - 15	Low-medium/ Bajo - medio
Ca (cmol·kg ⁻¹)	9.54	6.14 - 13.48		5 - 10	Medium - high/ Media - alto
Mg (cmol·kg ⁻¹)	2.51	1.35 - 4.49		1.3 - 3.0	Medium - high/ Media - alto
K (cmol·kg ⁻¹)	0.08	0.03 - 0.16		<0.2	Very low/ Muy baja
Inorganic N (mg·kg ⁻¹)/ N inorgánico (mg·kg ⁻¹)	33.97	21.72 - 63.62		20 - 40	Medium - very high/ Medio - muy alto
Soil Pb (mg·kg ⁻¹)/ Pb del suelo (mg·kg ⁻¹)	1.99	0.28 - 12.37	USEPA	400	NA
			MAPA	300	NA
			NOM-021	100 - 300	Dangerous/ Peligroso

Min: minimum value; Max: maximum value; EC: electrical conductivity; OM: organic matter; CEC: cation exchange capacity; NA: not applicable; NOM-021-RECNAT-2000; USEPA: United States Environmental Protection Agency; MAPA: *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Spain.*

Min: valor mínimo; Max: valor máximo; CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; CIC: capacidad de intercambio catiónico; NA: no aplica; NOM-021-RECNAT-2000; USEPA: *United State Environmental Protection Agency*; MAPA: *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, España.*

this species tolerates up to 11.10 dS·m⁻¹, demonstrating its capacity to adapt to saline environments. Muñoz-Iniestra et al. (2017), on the other hand, recorded an EC of 1.57 dS·m⁻¹ in soils not irrigated with wastewater where mesquite grows, a value higher than that obtained in the present study. These results confirm the high resistance of mesquite to salinity and the electrical stability of the soil.

The soil texture showed an average of 18.66 % clay, 15.5 % silt, and 65.8 % sand (Table 1), which corresponds to the sandy loam class according to the soil texture triangle (Ortiz-Solorio, 2019). Similar results were reported by Carrillo-González et al. (2018) and Siebe et al. (2016), who documented clay concentrations of 18.3 and 23 %, respectively. A high sand content compared to clay limits the ability of plants to adsorb heavy metals from the soil (Keçeci et al., 2020).

La media de la CE fue de 0.42 dS·m⁻¹, lo que clasifica al suelo como despreciable a ligeramente salino (0.22-1.42 dS·m⁻¹), según la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) (Cuadro 1). Los resultados indicaron que el riego con aguas residuales no generó salinidad en los suelos donde crecen árboles de mezquite. Soto-González et al. (2021) señalan que esta especie tolera hasta 11.10 dS·m⁻¹, lo cual evidencia su capacidad de adaptación a ambientes salinos. Por su parte, Muñoz-Iniestra et al. (2017) registraron una CE de 1.57 dS·m⁻¹ en suelos no irrigados con aguas residuales donde se desarrolla el mezquite, valor superior al obtenido en el presente estudio. Estos resultados confirman la alta resistencia del mezquite a la salinidad y la estabilidad eléctrica del suelo.

La textura del suelo mostró una media de 18.66 % de arcilla, 15.5 % de limo y 65.8 % de arena (Cuadro 1), lo cual corresponde a la clase migajón arenosa

The organic matter (OM) content was 1.28 %, classified as low to medium (0.67–2.51 %) according to NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) (Table 1). This value, after 47 years of irrigation with wastewater, reveals persistently low OM concentrations, in contrast to previous studies conducted in the region. Carrillo-González et al. (2018) and Siebe et al. (2016) reported minimum values of 3.6 and 2.2 % OM, respectively, in soils irrigated with wastewater for more than 10 years. Similarly, Sánchez-Hernández et al. (2016) recorded low OM concentrations (0.27–1.23 %) in soils of DR-028, Tulancingo, Hidalgo, irrigated with wastewater. The differences detected can be attributed to the organic load of the irrigation water, the time and frequency of application, as well as the type of crop (corn, beans, and alfalfa).

The CEC showed a mean of 14.17 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, considered low to medium (9.13–22.77 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) according to NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) (Table 1). Carrillo-González et al. (2018) obtained similar values (9.44–22.88 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$), while Siebe et al. (2016) reported values between 16 and 30 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ in soils irrigated with wastewater for more than 100 years in the Mezquital Valley. These results indicate a limited capacity of the soil to retain and exchange cations, which suggests that if Pb is added through wastewater, it could be leached.

The mean K content was 0.08 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, Ca content was 9.54 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, and Mg content was 2.51 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, classified as very low for K and medium to high for Ca and Mg (Table 1). The low K concentration is associated with the sandy crumb texture, which favors cation leaching due to its low CEC and high permeability. In contrast, the high Ca and Mg contents are explained by the calcareous origin of the soil (Carrillo-González et al., 2018).

Inorganic nitrogen showed an average of 33.97 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, categorized as medium to very high (21.72–63.62 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) according to NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) (Table 1). These concentrations can be attributed to the nitrification of ammoniacal nitrogen incorporated through irrigation with wastewater (Siebe et al., 2016). The availability of inorganic N contributes to soil fertility, as it is one of the main sources of N available to plants.

Extractable Pb showed a mean of 1.99 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, with a range of 0.28 to 12.4 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. These values are below the maximum permissible limits for uncontaminated soils established by MAPA (1990), NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002), and USEPA (1993). Carrillo-González et al. (2018) obtained similar values in soils irrigated for 35 and 102 years (1.16 and 2.91 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively) with wastewater in the Mezquital Valley. Low Pb availability is associated with a neutral to slightly alkaline pH, sandy texture,

según el triángulo de texturas (Ortiz-Solorio, 2019). Resultados similares fueron reportados por Carrillo-González et al. (2018) y Siebe et al. (2016), quienes documentaron concentraciones de arcilla de 18.3 y 23 %, respectivamente. Un contenido elevado de arena en comparación con la arcilla limita la capacidad de las plantas para adsorber metales pesados del suelo (Keçeci et al., 2020).

El contenido de MO fue de 1.28 %, clasificado como bajo a medio (0.67–2.51 %) según la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) (Cuadro 1). Este valor, después de 47 años de riego con aguas residuales, revela concentraciones de MO persistentemente bajas, en contraste con estudios previos realizados en la región. Carrillo-González et al. (2018) y Siebe et al. (2016) reportaron valores mínimos de 3.6 y 2.2 % de MO, respectivamente, en suelos irrigados con aguas residuales durante más de 10 años. De forma similar, Sánchez-Hernández et al. (2016) registraron concentraciones bajas de MO (0.27 a 1.23 %) en suelos del DR-028, Tulancingo, Hidalgo, irrigados con aguas residuales. Las diferencias detectadas se pueden atribuir a la carga orgánica del agua de riego, al tiempo y a la frecuencia de aplicación, así como al tipo de cultivo (maíz, frijol y alfalfa).

La CIC mostró una media de 14.17 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, considerada de baja a media (9.13–22.77 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) según la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) (Cuadro 1). Carrillo-González et al. (2018) obtuvieron valores similares (9.44–22.88 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$), mientras que Siebe et al. (2016) reportaron valores entre 16 y 30 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ en suelos irrigados con aguas residuales durante más de 100 años en el Valle del Mezquital. Estos resultados indican una limitada capacidad del suelo para retener e intercambiar cationes, lo cual sugiere que, en caso de aportarse Pb mediante las aguas residuales, este se podría lixiviar.

El contenido medio de K fue de 0.08 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, el de Ca de 9.54 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ y el de Mg de 2.51 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, clasificados como muy bajo para K, y de medio a alto para Ca y Mg (Cuadro 1). La baja concentración de K se asocia con la textura migajón arenosa, que favorece la lixiviación de cationes debido a su baja CIC y alta permeabilidad. En contraste, los altos contenidos de Ca y Mg se explican por el origen calcáreo del suelo (Carrillo-González et al., 2018).

El nitrógeno inorgánico presentó una media de 33.97 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, catalogada como media a muy alta (21.72–63.62 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) según la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) (Cuadro 1). Estas concentraciones se pueden atribuir a la nitrificación del nitrógeno amoniacal incorporado mediante el riego con aguas residuales (Siebe et al., 2016). La disponibilidad del N inorgánico contribuye a la fertilidad del suelo, ya que es una de las principales fuentes de N asimilable por las plantas.

low organic matter content, low cation exchange capacity (CEC), and high calcium concentration, as these conditions reduce its availability in the soil (Kabata-Pendias, 2011). Likewise, the Pb content in the water used for irrigation, the frequency and duration of irrigation with wastewater determine the concentration of extractable Pb in the soil.

Bioconcentration of Pb in mesquite trees

Lead levels averaged 79.61 mg·kg⁻¹ in the root, 21.4 mg·kg⁻¹ in the leaf, and 64.13 mg·kg⁻¹ in the fruit. In the absence of a Mexican standard for mesquite plant material, the European Union regulation was considered, which establishes a maximum limit of 0.2 mg·kg⁻¹ for legume fruits intended for human consumption (Reyes et al., 2016). The values obtained exceed this limit by 320 times, representing a potential health risk for the local population that consumes these fruits. Therefore, it is recommended to avoid their consumption until specific toxicological studies are conducted. In the Mezquital Valley, high concentrations of Pb have also been reported in crops such as corn (Ponce-Lira et al., 2022), wheat, oats, beans, tomatoes, chili peppers, alfalfa, and sunflowers (Ponce-Lira et al., 2020). Consumption of contaminated crops can cause toxic effects, especially in children and vulnerable populations (Angon et al., 2024).

Spearman's rank correlation coefficients between Pb in soil and root ($\rho = -0.06$; $p = 0.77$), soil and leaf ($\rho = 0.001$; $p = 0.99$), and soil and fruit ($\rho = 0.30$; $p = 0.14$) showed no significant associations ($p > 0.05$), suggesting that Pb accumulation in mesquite is not linearly dependent on its concentration in the soil. However, the high concentrations in root, leaf, and fruit confirm its accumulation capacity.

The coefficient of variation was higher in leaves (243 %) than in fruit (106 %) and roots (92 %), which could be attributed to differences in tree biomass, wastewater quality, and irrigation time and frequency. Ponce-Lira et al. (2020) indicate that irrigation depth and continuous irrigation can influence metal accumulation.

The Kruskal-Wallis test showed significant differences ($p < 0.05$) in Pb concentration among plant organs, while the Mann-Whitney test revealed significant differences ($p < 0.05$) between leaf and root and leaf and fruit, but not between root and fruit ($p > 0.05$), reflecting the mesquite's capacity to absorb and distribute Pb in its different organs. Buendía-González et al. (2012) found a greater accumulation of Pb in the roots of woody seedlings, and Muro-González et al. (2020) reported that mesquite bioconcentrates Pb in roots and leaves. Unlike these studies, the present investigation also detected a high concentration of Pb in the fruit, possibly due

El Pb extractable mostró una media de 1.99 mg·kg⁻¹, con un rango de 0.28 a 12.4 mg·kg⁻¹. Estos valores se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles para suelos no contaminados establecidos por la MAPA (1990), NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) y USEPA (1993). Carrillo-González et al. (2018) obtuvieron valores similares en suelos irrigados durante 35 y 102 años (1.16 y 2.91 mg·kg⁻¹, respectivamente) con aguas residuales en el Valle del Mezquital. La baja disponibilidad de Pb se asocia con un pH neutro a ligeramente alcalino, textura arenosa, bajo contenido de MO, baja CIC y alta concentración de Ca, ya que estas condiciones reducen su disponibilidad en el suelo (Kabata-Pendias, 2011). Asimismo, el contenido de Pb en el agua utilizada para el riego, la frecuencia y el tiempo de riego con aguas residuales determinan la concentración de Pb extractable en el suelo.

Bioconcentración de Pb en árboles de mezquite

El Pb presentó una media de 79.61 mg·kg⁻¹ en raíz, 21.4 mg·kg⁻¹ en hoja y 64.13 mg·kg⁻¹ en fruto. En ausencia de una norma mexicana para material vegetal de mezquite, se consideró la regulación de la Unión Europea, la cual establece un límite máximo de 0.2 mg·kg⁻¹ para frutos de leguminosas destinados al consumo humano (Reyes et al., 2016). En este sentido, los valores obtenidos superan dicho límite 320 veces, lo que representa un riesgo potencial para la salud de la población local que consume estos frutos. Por ello, se recomienda evitar su consumo hasta realizar estudios toxicológicos específicos. En el Valle del Mezquital también se han reportado concentraciones elevadas de Pb en cultivos como maíz (Ponce-Lira et al., 2022), trigo, avena, frijol, tomate, chile, alfalfa y girasol (Ponce-Lira et al., 2020). El consumo de cultivos contaminados puede causar efectos tóxicos, especialmente en niños y población vulnerable (Angon et al., 2024).

Los coeficientes de correlación de Spearman entre Pb en suelo y raíz ($\rho = -0.06$; $p = 0.77$), suelo y hoja ($\rho = 0.001$; $p = 0.99$), y suelo y fruto ($\rho = 0.30$; $p = 0.14$) no mostraron asociaciones significativas ($p > 0.05$), lo cual sugiere que la acumulación de Pb en el mezquite no depende linealmente de su concentración en el suelo. Sin embargo, las concentraciones elevadas en raíz, hoja y fruto confirman su capacidad acumuladora.

El coeficiente de variación fue mayor en hoja (243 %) que en fruto (106 %) y raíz (92 %), lo cual se podría atribuir a diferencias en la biomasa del árbol, la calidad del agua residual, el tiempo y la frecuencia del riego. Ponce-Lira et al. (2020) señalan que la lámina de riego y la irrigación continua pueden influir en la acumulación de metales.

La prueba de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) en la concentración de Pb entre

to the translocation of nutrients and metals through the xylem during fruit development. According to Kumar and Prasad (2018), Pb becomes immobilized in cell walls and vacuoles, which generates a “final accumulation” effect in the fruit.

The mean BCF was 102.86 (> 1), classifying mesquite as an accumulator species (González-Chávez et al., 2017). Buendía-González et al. (2010) reported an BCF of 43 in mesquite seedlings under *in vitro* conditions. The high Pb accumulation capacity in mesquite trees may be due to a combination of physiological factors (such as the species' tolerance mechanisms, cell wall modifications to immobilize metals, the activity of specific membrane transporters [Skuzza et al., 2022], biomass accumulation [Xu et al., 2023], and tree age) and environmental factors (such as exposure time [Trejo-Calzada et al., 2015], soil physical and chemical properties, wastewater quality, and interaction with rhizospheric microorganisms).

The average TF was 9.52 (> 1), classifying mesquite as a hyperaccumulator species (Covarrubias & Peña-Cabriales, 2017). Muro-González et al. (2020) obtained an TF of 0.75 in one-year-old mesquite plants grown in a greenhouse on mining tailings, indicating limited translocation in that environment. In contrast, the results of the present study, obtained in soils irrigated with wastewater, confirm the hyperaccumulator capacity of mesquite under these conditions.

The variation in heavy metal concentration among plant organs depends on the efficiency of transport processes and internal redistribution (Kabata-Pendias, 2011). Therefore, Pb translocation from the root to the shoot may be regulated by physiological mechanisms (metal mobility processes, as well as absorption and transport pathways), the plant species, and environmental conditions (Shi et al., 2022; Vrsaljko, 2023). This explains why in different environments, such as mine tailings and soils irrigated with wastewater, mesquite shows a different capacity to mobilize Pb to the leaves and fruit.

To our knowledge, this is the first study to report BCF and TF values for mesquite under natural irrigation conditions using wastewater. The results highlight the importance of investigating this species in its natural habitat under prolonged contamination. This is because the environmental conditions in the Mezquital Valley may have induced specific physiological mechanisms that favor Pb accumulation and translocation in this species.

Future research should address the physiological and molecular mechanisms that regulate Pb absorption, accumulation, and translocation in mesquite, as

órganos vegetales, mientras que la prueba de Mann-Whitney reveló diferencias significativas ($p < 0.05$) entre hoja-raíz y hoja-fruto, pero no entre raíz-fruto ($p > 0.05$), lo cual refleja la capacidad del mezquite para absorber y distribuir el Pb en sus distintos órganos. Buendía-González et al. (2012) encontraron una mayor acumulación de Pb en la raíz de plántulas leñosas, y Muro-González et al. (2020) reportaron que el mezquite bioconcentra Pb en raíces y hojas. A diferencia de estos trabajos, en la presente investigación también se detectó una elevada concentración de Pb en los frutos, posiblemente debido a la translocación de nutrientes y metales a través del xilema durante el desarrollo del fruto. De acuerdo con Kumar y Prasad (2018), el Pb se inmoviliza en paredes celulares y vacuolas, lo cual genera un efecto de “acumulación final” en los frutos.

La media del FBC fue de 102.86 (> 1), clasificando al mezquite como una especie acumuladora (González-Chávez et al., 2017). Buendía-González et al. (2010) reportaron un FBC de 43 en plántulas de mezquite en condiciones *in vitro*. Es posible que la alta capacidad de acumulación del Pb en árboles de mezquite se deba a la combinación de factores fisiológicos (como los mecanismos de tolerancia de esta especie, la modificación de las paredes celulares para inmovilizar metales, la actividad de transportadores de membrana específicos [Skuzza et al., 2022], la acumulación de biomasa [Xu et al., 2023] y la edad de los árboles) y ambientales (como el tiempo de exposición [Trejo-Calzada et al., 2015], las propiedades físicas y químicas del suelo, la calidad del agua residual y la interacción con microorganismos rizosféricos).

El FT promedio fue de 9.52 (> 1), clasificando al mezquite como una especie hiperacumuladora (Covarrubias & Peña-Cabriales, 2017). Muro-González et al. (2020) obtuvieron un FT de 0.75 en plantas de mezquite de un año cultivadas en invernadero sobre relaves mineros, lo cual indica una translocación limitada en ese ambiente. En contraste, los resultados del presente estudio, obtenidos en suelos irrigados con aguas residuales, confirman la capacidad hiperacumuladora del mezquite bajo estas condiciones.

La variación en la concentración de metales pesados entre los órganos vegetales depende de la eficiencia de los procesos de transporte y la redistribución interna (Kabata-Pendias, 2011). Por ello, la translocación del Pb desde la raíz hacia la parte aérea podría estar regulada por mecanismos fisiológicos (procesos de movilidad del metal, así como rutas de absorción y transporte), la especie vegetal y las condiciones ambientales (Shi et al., 2022; Vrsaljko, 2023). Esto explica por qué en ambientes diferentes, como relaves mineros y suelos irrigados con aguas residuales, el mezquite muestra una capacidad distinta para movilizar Pb hacia las hojas y los frutos.

well as symbiotic interactions with rhizospheric microorganisms, which could play a key role in heavy metal tolerance and accumulation. This is to establish the risks and impact of mesquite in contaminated environments.

Conclusions

The results showed that mesquite trees irrigated with wastewater exhibit a remarkable capacity to bioconcentrate Pb in their roots, leaves, and fruit. The accumulation of the metal showed a differential pattern, with significantly higher concentrations in the roots and fruit compared to the leaves. Both the bioconcentration factor and the translocation factor were greater than 1, demonstrating the efficiency of mesquite in absorbing Pb from the soil, translocating it to the aerial parts of the plant, and storing it in its tissues. These results confirm that mesquite acts as a phytoextractor of Pb, exhibiting characteristics typical of a hyperaccumulator species under the evaluated conditions. Consequently, it is considered a species of interest for the development of phytoremediation strategies at sites contaminated with heavy metals in Mexico.

Acknowledgments

The authors thank all citizens whose contributions made it possible to finance this research through the economic resources granted by the *Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación* (SECIHTI).

End of English version

References / Referencias

- Acosta-Zamorano, D., Macías-Carranza, V., Mendoza-Espinosa, L., & Cabello-Pasini, A. (2013). Efecto de las aguas residuales tratadas sobre el crecimiento, fotosíntesis y rendimiento en vides tempranillo (*Vitis vinifera*) en Baja California, México. *Agrociencia*, 47(8), 753-766. <https://www.agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/1054>
- Ali, A. S., Bayih, A. A., & Gari, S. R. (2022). Meta-analysis of public health risks of lead accumulation in wastewater, irrigated soil, and crops nexus. *Frontiers Public Health*, 10, 977721. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.977721>
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>

Hasta donde se sabe, este es el primer estudio que reporta los valores de FBC y FT para mezquite bajo condiciones naturales de riego con aguas residuales. Los resultados destacan la importancia de investigar esta especie en su hábitat natural bajo condiciones de contaminación prolongada. Lo anterior debido a que es posible que las condiciones ambientales en el Valle del Mezquital hayan inducido mecanismos fisiológicos específicos que favorecen la acumulación y translocación de Pb en esta especie.

Futuras investigaciones deberían abordar los mecanismos fisiológicos y moleculares que regulan la absorción, acumulación y translocación del Pb en el mezquite, así como las interacciones simbióticas con microorganismos rizosféricos, los cuales podrían desempeñar un papel clave en la tolerancia y acumulación de metales pesados. Esto con la finalidad de establecer los riesgos y alcances del mezquite en ambientes contaminados.

Conclusiones

Los resultados evidenciaron que los árboles de mezquite irrigados con aguas residuales presentan una notable capacidad para bioconcentrar Pb en raíces, hojas y frutos. La acumulación del metal mostró un patrón diferencial, con concentraciones significativamente mayores en la raíz y el fruto en comparación con la hoja. Tanto el factor de bioconcentración como el factor de translocación fueron mayores que 1, lo que evidencia la eficiencia del mezquite para absorber Pb del suelo, translocarlo hacia la parte aérea y almacenarlo en sus tejidos. Estos resultados confirman que el mezquite actúa como fitoextractor del Pb, con características propias de una especie hiperacumuladora bajo las condiciones evaluadas. En consecuencia, se considera una especie de interés para el desarrollo de estrategias de fitorremediación en sitios contaminados con metales pesados en México.

Agradecimientos

Los autores agradecen a todos los ciudadanos que con sus aportaciones hicieron posible el financiamiento de la presente investigación a través de los recursos económicos otorgados mediante la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI).

Fin de la versión en español

- Amezcu-Ávila, A. V., Hernández-Acosta, E., & Díaz-Vargas, P. (2020). Fitorremediación de residuos de minas contaminados con metales pesados. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 7(1), 79-91. <https://www.reibci.org/publicados/2020/jul/3800112.pdf>
- Angon, P., Islam, M., Kc, S., Das, A., Anjum, N., Poudel, A., & Suchi, S. (2024). Sources, effects and present perspectives of heavy metals contamination: Soil, plants and human food chain. *Heliyon*, 10(7), e28357. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28357>
- Bernal-Ramírez, L. A., Zavala-Hurtado, J. A., Jiménez, M., Cano-Santana, Z., & Fornoni, J. (2019). Los microcosmos de *Prosopis laevigata* albergan una alta diversidad florística en el Valle de Zapotitlán, Puebla. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90, 1-12. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2662>
- Bijekar, S., Padariya, H. D., Yadav, V. K., Gacem, A., Hasan, M. A., Awwad, N. S., Yadav, K. K., Islam, S., Park, S., & Jeon, B. H. (2022). The state of the art and emerging trends in the wastewater treatment in developing nations. *Water*, 14(16), 2537. <https://doi.org/10.3390/w14162537>
- Buendía-González, L., Estrada-Zúñiga, M. E., Orozco-Villafuerte, J., Cruz-Sosa, F., & Vernon-Carter, E. J. (2012). Somatic embryogenesis of the heavy metal accumulator *Prosopis laevigata*. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, 108, 287-296. <https://doi.org/10.1007/s11240-011-0042-4>
- Buendía-González, L., Orozco-Villafuerte, J., Estrada-Zúñiga, M. E., Barrera-Díaz, C. E., Vernon-Carter, E. J., & Cruz-Sosa, F. (2010). *In vitro* lead and nickel accumulation in mesquite (*Prosopis laevigata*) seedlings. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 9(1), 1-9. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62016243001>
- Carrillo-González, R., Cerón-Lazcano, M., González-Chávez, M. C. Á., García-Cué, J. L., & Cruz-Díaz, J. (2018). Elementos traza introducidos con aguas residuales a suelos agrícolas se acumulan en las fracciones estables. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 9(6), 163-191. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-06-01>
- Covarrubias, S. A., & Peña-Cabriales, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7-21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- Deng, T., van der Ent, A., Tang, Y. T., Sterckeman, T., Echevarria, G., Morel, J. L., & Qiu, R. L. (2018). Nickel hyperaccumulation mechanisms: a review on the current state of knowledge. *Plant Soil*, 423, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3539-8>
- Esri (2018). *ArcGIS 10.6* [software]. Environmental Systems Research Institute.
- González-Chávez, M. C., Carrillo-González, R., & Sánchez-López, A. (2017). Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitorremediación de suelos. *Agro Productividad*, 10(4), 3-7. <https://www.revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/987>
- Guédron, S., Duwig, C., Prado, B. L., Point, D., Flores, M. G., & Siebe, C. (2014). (Methyl)Mercury, arsenic, and lead contamination of the world's largest wastewater irrigation system: the Mezquital Valley (Hidalgo State-Mexico). *Water, Air, & Soil Pollution*, 225, 2045. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2045-3>
- Hernández-Acosta, E., & Lara-Herrera, A. (2019). Uso de aguas residuales en la agricultura. Estudios de caso: Subcuenca del río Metztlán y DR028 Tulancingo, Hidalgo, México. In U. L. E. Padilla-Bernal, & A. Lara-Herrera (Eds.), *Sustentabilidad Ambiental y Gestión* (pp. 39-60). Universidad Juárez del Estado de Durango.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía (INEGI) (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2017*. México. https://www.inegi.org.mx/contenido/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2017/702825095093.pdf
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace Elements in Soils and Plants* (4th ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kabata-Pendias, A., & Szteke, B. (2015). *Trace Elements in Abiotic and Biotic Environments*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b18198>
- Keçeci, M., Usta, S., & Uygur, V. (2020). Lead adsorption in soils and the effect of soil properties: case study from Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 79(18), 416. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09156-3>
- Khalid, S., Shahid, M., Natasha, Bibi, I., Sarwar, T., Shah, A. H., & Niazi, N. K. (2018). A review of environmental contamination and health risk assessment of wastewater use for crop irrigation with a focus on low and high-income countries. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(5), 895. <https://doi.org/10.3390/ijerph15050895>
- Kumar, A., & Prasad, M. N. V. (2018). Plant-lead interactions: Transport, toxicity, tolerance, and detoxification mechanisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 166, 401-418. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.113>
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510-521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) (1990). *Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario*. España. <https://www.boe.es/eli/es/rd/1990/10/29/1310/con>
- Muñoz-Iniestra, D. J., Chávez-Mosqueda, M., Godínez-Álvarez, H. O., & Cuéllar-Arellano, N. A. (2017). Edaphic changes in fertility islands and their importance for performance of an ecosystem in the Tehuacán Valley, Puebla, Mexico. *Revista Terra Latinoamericana*, 35(2), 123-134. <https://doi.org/10.28940/terra.v35i2.142>
- Muro-González, D. A., Mussali-Galante, P., Valencia-Cuevas, L., Flores-Trujillo, K., & Tovar-Sánchez, E. (2020). Morphological, physiological, and genotoxic effects of heavy metal bioaccumulation in *Prosopis laevigata* reveal its potential for phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 40187-40204. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10026-5>
- Ortiz-Solorio, C. A. (2019). *Edafología*. Trillas.
- Ponce-Lira, B., Aguilar-Arteaga, K., & Díaz-Batalla, L. (2022). The role of tillage systems on the presence of heavy metals in corn grains. *Journal of Environmental Sciences and Natural Resources*, 8(22), 1-7. <https://doi.org/10.35429/jesn.2022.22.8.1.7>

- Ponce-Lira, B., Serrano-Olvera, M., Rodríguez-Martínez, N., & Sánchez-Herrera, S. G. (2020). Polluted wastewater for irrigation in the Mezquital Valley, Mexico. In E. M. Otazo-Sánchez, A. E. Navarro-Frómata, & V. P. Singh (Eds.), *Water Availability and Management in Mexico* (pp. 215-231). https://doi.org/10.1007/978-3-030-24962-5_10
- R Development Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing* [software]. R Foundation for Statistical Computing. URL <https://www.R-project.org/>
- Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O., Díaz-Lagos, M., & González-Jiménez, E. E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66-77. <https://doi.org/10.19053/1900771X.v16.n2.2016.5447>
- Sánchez-Hernández, M. Á., Hernández-Acosta, E., Acevedo, D. C., Uribe-Gómez, M., Díaz-Vargas, P., & Lara-Bueno, A. (2016). Sistema agroforestal coquia-mezquite establecido en suelos del Distrito de Riego Tulancingo, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 16, 3207-3217. <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i16.390>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2002). *Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. SEMARNAT. <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>
- Shi, W., Li, J., Kan, D., Yu, W., Chen, X., Zhang, Y., Ma, C., Deng, S., Zhou, J., Fayyaz, P., & Luo, Z. B. (2022). Sulfur metabolism, organic acid accumulation and phytohormone regulation are crucial physiological processes modulating the different tolerance to Pb stress of two contrasting poplars. *Tree Physiology*, 42(9), 1799-1811. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpac033>
- Siebe, C., Chapela-Lara, M., Cayetano-Salazar, M., & Prado, B. (2016). Effects of more than 100 years of irrigation with Mexico City's wastewater in the Mezquital Valley (Mexico). In U. H. Hettiarachchi, & R. Ardakanian (Eds.), *Safe use of wastewater in agriculture: good practice examples* (pp. 121-137). United Nations University (UNU-FLORES). <https://collections.unu.edu/eserv/UNU:5764/SafeUseOfWastewaterInAgriculture.pdf>
- Skuzza, L., Szućko-Kociuba, I., Filip, E., & Bożek, I. (2022). Natural molecular mechanisms of plant hyperaccumulation and hypertolerance towards heavy metals. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(16), 9335. <https://doi.org/10.3390/ijms23169335>
- Soto-González, H. H., Peñuelas-Rubio, O., Argente-Martínez, L., Leyva-Ponce, A., Herrera-Andrade, M. H., Hasanuzzaman, M., González-Aguilera, J., & Eduardo-Teodoro, P. (2021). Salinity effects on water potential and the normalized difference vegetation index in four species of a saline semi-arid ecosystem. *PeerJ*, 9, e12297. <https://doi.org/10.7717/peerj.12297>
- Tovar-Sánchez, E., Concepción-Acosta, C. M., Sánchez-Reyes, A., Sánchez-Cruz, R., Folch-Mallol, J. L., & Mussali-Galante, P. (2023). *Aspergillus luchuensis*, an endophyte fungus from the metal hyperaccumulator plant *Prosopis laevigata*, promotes its growth and increases metal translocation. *Plants*, 12(6), 1338. <https://doi.org/10.3390/plants12061338>
- Trejo-Calzada, R., Pedroza-Sandoval, A., Reveles-Hernández, M., Ruiz-Torres, J., & Arreola-Avila, J. G. (2015). Especies vegetales de zonas áridas para la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados. In U. A. Moreno-Reséndez, J. L. Reyes-Carrillo, & C. Márquez-Hernández (Eds.), *Tópicos Selectos de Sustentabilidad: Un Reto Permanente* (pp. 87-104). Universidad Juárez del Estado de Durango. https://www.researchgate.net/publication/283031793_ESPECIES_VEGETALES_DE_ZONAS_ARIDAS_PARA_LA_FITORREMIACION_DE_SUELOS_CONTAMINADOS_CON_METALES_PESADOS
- United State Environmental Protection Agency (USEPA). (1993). *Standards for the use or disposal of sewage sludge; Final Rules*. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-02/documents/fr-2-19-1993-sewage-sludge.pdf>
- Vázquez-Alarcón, A., Justin-Cajuste, L., Siebe-Grabach, C., Alcántar-González, G., & de la Isla-de Bauer, M. L. (2001). Cadmio, níquel y plomo en agua residual, suelo y cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Agrociencia*, 35(3), 267-274. <https://www.redalyc.org/pdf/302/30200302.pdf>
- Vrsaljko, A. (2023). The dynamic of lead accumulation in the almond leaves and in the parts of the fruit. *Poljoprivreda*, 29(1), 35-42. <https://doi.org/10.18047/poljo.29.1.5>
- Xu, C., Liu, C., Li, Z., Zu, Y., & Wang, J. (2023). Response of growth and Pb accumulation characteristics of plants with intercropping *Arabis alpina-Zea mays* to exogenous oxalic acid. *International Journal of Phytoremediation*, 26(4), 472-480. <https://doi.org/10.1080/15226514.2023.2248268>