

## Evaluación de la Capacidad Extractora de Arsénico de *Ricinus communis* L. Evaluation of the Arsenic Extraction Capacity of *Ricinus communis* L.

Sandra Patricia Maciel-Torres<sup>1</sup> , María del Rosario Jacobo-Salcedo<sup>2</sup> ,  
Uriel Figueroa-Viramontes<sup>3</sup> , Aurelio Pedroza-Sandoval<sup>1</sup> ,  
Ricardo Trejo-Calzada<sup>1</sup> y Tomas Rivas-García<sup>4\*</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma Chapingo, Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas. Carretera Gómez Palacio-Chihuahua km 40. 35230 Bermejillo, Durango, México; (S.P.M.T.), (A.P.S.), (R.T.C.).

<sup>2</sup> Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Relación Agua Suelo Planta Instituto, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Margen Derecho Canal de Sacramento km 6.5, Parque Industrial II. 35140 Gómez Palacio, Durango, México; (M.R.J.S.).

<sup>3</sup> Agribiotech México. C. Alberto N. Swain No. 220, Cd Industrial. 27019 Torreón, Coahuila, México; (U.F.V.).

<sup>4</sup> CONAHCYT-Universidad Autónoma Chapingo. Carretera Federal México-Texcoco km 38.5, Chapingo 56230 Texcoco, Estado de México, México; (T.R.G.).

\* Autor para correspondencia: tomas.rivas@conahcyt.mx

### RESUMEN

La higuera (*Ricinus communis* L.) es una planta que tiene diferentes beneficios, como la producción de biodiesel y la biorremediación de suelo. Debido a lo anterior, se evaluó la capacidad de la higuera para extraer arsénico (As). Para ello, se realizó un diseño experimental de bloques al azar con cuatro repeticiones. Los tratamientos evaluados consistieron en dos tipos de biosólidos (biosólidos de lagunas de oxidación (BLO) y biosólidos de lodos activados (BLA) y cuatro dosis de As (0, 25, 50, 100 mg kg<sup>-1</sup>), bajo condiciones de invernadero. La concentración de As se determinó por espectrometría de masas por plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). A partir de la cuantificación de As se estimó el factor de translocación (FT) y el factor de bioacumulación (FB). El contenido de nitrógeno (N) total se cuantificó por el método de combustión. El fósforo (P) se analizó por colorimetría por el método de metavanadato, y el contenido de potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe) y zinc (Zn) que se cuantificaron por absorción atómica. Para porcentaje de aceite en la semilla se utilizó el método Soxhlet. La altura de planta y el peso seco de biomasa no variaron por efecto de tratamiento ( $P \leq 0.05$ ). El Factor de translocación (FT) y el Factor de bioconcentración (FBC) registraron rangos de 0.20 - 0.63 y 0.28 - 0.75, respectivamente. Las dosis aplicadas de As no afectaron la biomasa y absorción de nutrientes en la planta de higuera, lo cual indica que esta especie vegetal es tolerante a la toxicidad con potencial productivo en suelos contaminados con este elemento, en concentraciones hasta de 100 mg kg<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** contaminación ambiental, fitorremediación, elementos tóxicos.

### SUMMARY

The castor plant (*Ricinus communis* L.) is a plant that has different benefits, such as the production of biodiesel and soil bioremediation. Due to the above, the castor plant's ability to extract arsenic (As) was evaluated. For this, a randomized block experimental design with four repetitions was carried out. The evaluated treatments consisted of two types of biosolids (oxidation lagoon biosolids (BLO) and activated sludge biosolids (BLA) and four doses of As (0, 25, 50, 100 mg kg<sup>-1</sup>), under greenhouse conditions. As concentration was determined by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). From the quantification of As, the translocation factor (TF) and the bioaccumulation factor (FB) were estimated. The total nitrogen (N) content was quantified by the combustion method. Phosphorus (P) was analyzed by colorimetry



#### Cita recomendada:

Maciel-Torres, S. P., Jacobo-Salcedo, M. R., Figueroa-Viramontes, U., Pedroza-Sandoval, A., Trejo-Calzada, R., & Rivas-García, T. (2024). Evaluación de la Capacidad Extractora de Arsénico de *Ricinus communis* L. *Terra Latinoamericana*, 42, 1-10. e1836. <https://doi.org/10.28940/terra.v42i0.1836>

Recibido: 25 de septiembre de 2023.

Aceptado: 22 de enero de 2024.

Artículo. Volumen 42.

Marzo de 2024.

Editor de Sección:

Dr. Juan José Reyes Pérez



**Copyright:** © 2024 by the authors.

Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC ND) License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

using the metavanadate method, and the content of potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), copper (Cu), manganese (Mn), iron (Fe) and zinc (Zn) was quantified by atomic absorption. For percentage of oil The Soxhlet method was used in the seed. The plant height and the dry weight of biomass did not vary due to the treatment effect ( $P \leq 0.05$ ). The Translocation Factor (TF) and the Bioconcentration Factor (BCF) registered ranges of 0.20 - 0.63 and 0.28 - 0.75, respectively. The applied doses of As did not affect the biomass and nutrient absorption in the castor plant, which indicates that this plant species is tolerant to toxicity with productive potential in soils contaminated with this element, in concentrations up to 100 mg kg<sup>-1</sup>.

**Index words:** environmental contamination, phytoremediation, toxic elements.

## INTRODUCCIÓN

Los elementos con potencial tóxico (EPT) pueden causar daños en la salud humana y al medio ambiente, ya que son absorbidos por las plantas, y a través de la cadena alimenticia son transferidos a las personas y animales, lo cual puede constituir un factor de riesgo para el desarrollo carcinogénesis (Calderon *et al.* 2023).

Algunos de los principales EPT son mercurio (Hg), cadmio (Cd), cromo (Cr), talio (Tl), plomo (Pb) y arsénico (As). En particular, el As es un metaloide presente en la corteza terrestre y de amplio uso en la industria (Rae, 2020). En el suelo puede incorporarse a partir de fuentes naturales, como erosión de rocas y actividad volcánica, así como por actividades antropogénicas, como el uso de plaguicidas, herbicidas, fertilizantes, minería y combustibles fósiles (Armienta, Villaseñor, Rodríguez, Ongley y Mango 2001; Srivastava, Ma, y Gonzaga, 2006). La contaminación del suelo con As puede causar la pérdida de cobertura vegetal y afecta a los cuerpos de agua, además contribuye en la entrada de As en la cadena alimenticia (Rae, 2020; Fatoki y Badmus, 2022).

En algunas regiones agrícolas de México que hacen uso de agua de riego a partir de mantos acuíferos sobreexplotados, el problema de la contaminación de los suelos con sales y EPT es un problema frecuente. La Comarca Lagunera de los Estados de Durango y Coahuila, México, es una región agrícola con problemas de contaminación de suelos por el uso intensivo del agua a partir de pozos profundos con altas concentraciones de As (Rosas, Belmont, Armienta y Baez, 1999; Cueto-Wong, Reta, Gonzalez, Orona y Estrada, 2005; Azpilcueta, Pedroza, Sánchez, Jacobo y Trejo 2017; Mahlkecht *et al.*, 2023).

Existen métodos para la remediación de suelos contaminados por dichos elementos, algunos utilizan las propiedades físicas y químicas de los contaminantes o del medio contaminado para transformar, separar o inmovilizar el contaminante (Dermont *et al.*, 2008). Otros, como los métodos biológicos o biorremediación, aprovechan el potencial metabólico de los organismos vivos como bacterias, hongos y plantas (Gadd, 2010).

Dentro de los métodos biológicos se encuentra la fitorremediación, que es el uso de plantas con capacidad de extraer contaminantes del agua y el suelo y bioacumularlos en diversas partes como raíz, tallo, hojas, flores, frutos (Gavrilescu, 2022). En particular, este método tiene la ventaja de ser económico y sin riesgo para el ambiente, además, mejora la arquitectura del paisaje (Baudhdh y Singh 2012). Por otro lado, una limitante es que este tipo de plantas generan poca biomasa y son de bajo valor económico, especialmente, aquellas clasificadas como hiperacumuladoras (Linger, Müssing, Fischer y Kobert, 2002; Chen, Lai, y Juang, 2012). Derivado de lo anterior, se ha sugerido la investigación de especies con alto valor económico para ser utilizadas como fitorremediadores, por ejemplo, plantas oleaginosas, las cuales permiten atender dos problemas globales; el consumo de combustibles fósiles y la contaminación del suelo (Reyes *et al.*, 2016).

La higuera (*Ricinus communis* L.) es una especie de la familia Euphorbiaceae, de alto valor económico y se clasifica como una planta oleaginosa. El contenido de aceite de la semilla de *R. communis* puede alcanzar 64.5% en peso seco (González-Chávez, Ruiz, Carrillo y Ríos, 2015). Tiene la capacidad de adaptarse a condiciones de salinidad, sequía, heladas y no requiere condiciones edáficas especiales (Baudhdh y Singh, 2012). Además, es un cultivo de amplio uso industrial que no entra en el ciclo alimentario (Rajkumar y Freitas 2008). Estas razones la colocan como buena candidata para ser una planta fitorremediadora. Además, de forma potencial tolera y extrae EPT como cadmio (Cd) (Baudhdh y Singh, 2012) y níquel (Ni) (Adhikari y Kumar, 2012).

Por otra parte, se estima un consumo mundial de fertilizantes (N + P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> + K<sub>2</sub>O) para el 2026 de 202.1 millones de toneladas. Esto aumenta su valor comercial lo cual se traduce en altos costos de producción (IFA 2022). Por ello, se busca que la fertilización de suelos sea mediante el reciclaje de nutrientes que provienen de materiales de desecho, como los biosólidos, debido a que son ricos en nutrimentos.

Existe evidencia que dicha planta acumula As en sus tejidos cuando es sometida a altas concentraciones del As. Sin embargo, son pocos los estudios sobre la capacidad de esta especie para extraer As cuando se emplean biosólidos como abonos. Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue evaluar la tolerancia y la capacidad de bioabsorción de As por las plantas de higuera en presencia de biosólidos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en las instalaciones del Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera (CENID-RASPA), del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), ubicado en la Cd. de Gómez Palacio, Durango (25° 35' 21.85" N, 103° 27' 9.65" O y 1100 m de altitud). El clima de esta región es BWhw, que se caracteriza por ser muy seco o desértico, semicálido con invierno fresco, y precipitación media anual de 240 mm, la temperatura media anual a la sombra es de 25 °C, con rangos de -1 °C a 44 °C (Santamaría-César, Reta, Chávez, Cueto y Romero, 2006).

### Condiciones del Experimento

El experimento se estableció en macetas de plástico de 24 L de capacidad en invernadero. Se utilizó riego controlado a un nivel de humedad entre 50-60%, para ello se calculó la pérdida de agua mediante tanque evaporímetro. Dicha agua fue de pozo, la cual tenía una concentración promedio de As de 0.25 mg L<sup>-1</sup>. Las semillas de higuera utilizadas fueron la variedad K 8SS. El suelo empleado se caracterizó de acuerdo al NOM 021 SEMARNAT 2000 (SEMARNAT, 2002). Este, mostró una textura franco-arenosa, pH de 8.7, conductividad eléctrica de 0.66 dS m<sup>-1</sup> y concentración de nitrógeno inorgánico de 49.2 mg kg<sup>-1</sup>.

Los tratamientos evaluados fueron el resultado de la combinación de dos tipos de biosólidos y cuatro dosis de As, dando un total de ocho tratamientos. Dichos tratamientos fueron asignados de forma aleatoria a las unidades experimentales (maceta con 30 kg de suelo con una planta de *R. communis*) bajo un diseño experimental en bloques al azar con cuatro repeticiones cada uno.

Los biosólidos utilizados se recolectaron de dos plantas de tratamiento de agua residual ubicadas en Gómez Palacio, Durango, México. Los tipos de biosólidos fueron: biosólidos de lagunas de oxidación (BLO) y biosólidos de lodos activados (BLA), (Cuadro 1). La fuente de As que se utilizó fue Arsenito de Sodio (NaAsO<sub>2</sub>) y las dosis empleadas fueron: 0, 25, 50 y 100 mg kg<sup>-1</sup>. Previo a la siembra, el As se adicionó al suelo y se mezcló con los biosólidos respectivos para su homogenización. Ambos biosólidos se aplicaron como fuente de suministro de nutrientes, en forma principal nitrógeno, en una relación de concentración de 200 kg ha<sup>-1</sup> (considerando un 40% de eficiencia por tratarse de un suelo arenoso).

El suelo empleado en el establecimiento del experimento se solarizó durante 15 días previos a la siembra, posteriormente se pesó. La siembra se realizó en suelo húmedo a capacidad de campo (CC) y se colocaron 3 semillas en cada maceta. Al alcanzar una altura de 20 a 25 cm se conservó una planta por maceta. El riego se aplicó de acuerdo a las condiciones de evaporación evaluadas y la demanda hídrica de las plantas.

La cosecha se realizó a los 107 días después de la siembra. Las plantas se fraccionaron en los diferentes órganos: raíz, tallo, hoja y semilla. Las muestras se lavaron con agua destilada para eliminar posibles contaminantes, después se secaron en un espacio abierto luego en una estufa de aire forzado a 65 °C, hasta llegar a peso constante. Las plantas secas se molieron en un molino Thomas Wiley, modelo Mini-Mill, con tamiz integrado de 1 mm de abertura.

La concentración de As en cada órgano de la planta se determinó utilizando 0.5 g de muestra, las cuales fueron digeridas con HNO<sub>3</sub> de alta pureza, en microondas con un sistema cerrado de viales de teflón XP-1500 PLUS (MARS X 7, Marca CEM). El contenido de As se determinó por espectrometría masas por plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, Nexion7, Perkin Elmer) siguiendo las especificaciones del fabricante. Como protocolo de calidad se montaron muestras por triplicado y blancos, así como muestras de concentración conocida para evaluar el porcentaje de recuperación, el cual fue de 96.8±1.89%. A partir de la cuantificación de As se estimó el factor de translocación (FT) y el factor de bioacumulación (FB), de acuerdo con las fórmulas empleadas por Melo, Costa, Guilherme, Faquin y Nascimento (2009):

$$FT = [As]_{\text{brote}} / [As]_{\text{raíz}} \quad (1)$$

$$FB = [As]_{\text{brote}} / [As]_{\text{aplicado}} \quad (2)$$

**Cuadro 1. Características químicas y biológicas de los biosólidos usados en el experimento.**  
**Table 1. Chemical and biological characteristics of the biosolids used in the experiment.**

Parámetro	BLO	BLA
pH	7.56	7.53
Conductividad Eléctrica (CE dS m <sup>-1</sup> )	2.53	3.65
Materia Orgánica (MO%)	38.01	56.83
Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK, %)	1.23	2.24
Fosforo (P, %)	0.58	1.60
Potasio (K, %)	0.46	1.45
Sodio (Na, %)	0.14	0.45
Calcio (Ca, %)	5.18	4.58
Magnesio (Mg, %)	0.51	0.17
Cobre (Cu, mg kg <sup>-1</sup> )	184.43	130.60
Hierro (Fe, mg kg <sup>-1</sup> )	4269.5	3579.16
Zinc (Zn, mg kg <sup>-1</sup> )	732.26	955.70
Manganeso (Mn, mg kg <sup>-1</sup> )	283.93	148.00
Plomo (Pb, mg kg <sup>-1</sup> )	134.6	78.93
Cadmio (Cd, mg kg <sup>-1</sup> )	6.40	9.23
Arsénico (As, mg kg <sup>-1</sup> )	17.3	12.6
Coliformes (NMP/4gST)	46000	24000
Salmonella (NMP/4gST)	2400	1100
Huevos de helminto (h/4gST)	5	4

BLO = biosólidos lagunas de oxidación; BLA = biosólidos lodos activados; NMP = número más probable; ST = sólidos totales; h = huevos.  
 BLO = biosolids oxidation ponds; BLA = biosolids activated sludge; MPN = most probable number; TS = total solids; h = eggs.

El análisis nutrimental se realizó en hojas. El contenido de N total por el método de combustión, en un analizador elemental (TruSpec CHN, LECO). El P fue medido por colorimetría por el método de metavanadato, y el contenido de K, Ca, Mg, Cu, Mn, Fe y Zn se cuantificaron por absorción atómica (AAAnalyst 700, marca Perkin Elmer) a partir de una digestión ácida y empleando una solución de óxido de lantano (La<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) al 5% como estabilizador para Ca y Mg (Isaac y Kerber, 1971; Wang *et al.*, 2008).

El porcentaje de aceite en la semilla se determinó con el método Soxhlet. La extracción se realizó en una muestra de 5.0 g de semilla, empleando 200 mL de etanol como solvente por un tiempo de cuatro horas (Danlami Arsad y Zaini, 2015).

Los datos fueron analizados con el paquete estadístico SPSS versión 18 (IBM SPSS Statistics, 2009), mediante análisis de varianza, comparación múltiple de medias por la prueba de Tukey, análisis de regresión y análisis de Correlación de Pearson.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Producción de Biomasa

El peso seco de hoja, tallo, raíz, y la producción de biomasa en las plantas de higuera no mostraron diferencia ( $P > 0.05$ ). Lo cual, indica que tanto la concentración de arsénico como el tipo de biosólidos no afectaron el desarrollo de la planta en comparación con el testigo (Cuadro 2). Hubo diferencias ( $P = 0.038$ ) en el rendimiento de aceite entre el tratamiento testigo y el tratamiento con BLA y 25 mg kg<sup>-1</sup> de AS; dicho tratamiento incremento el rendimiento de aceite en 33.2% con respecto al rendimiento del tratamiento testigo.

**Cuadro 2. Medias de los pesos secos y rendimiento de aceite de las plantas de higuera expuestas a diferentes dosis de As y tipos de biosólidos.**  
**Table 2. Mean dry weights and oil yields of fig plants exposed to different doses of As and types of biosolids.**

Descripción	Dosis As	PS Hoja ns	PS Tallo ns	PS Raíz ns	Biomasa ns	Rendimiento
	mg kg <sup>-1</sup>	g planta <sup>-1</sup>				%
0	0	8.39±1.65	4.52±1.23	1.92±0.92	16.33±2.18	30.51±6.87 b
	0	11.19±4.1	6.22±1.88	4.82±2.87	18.69±5.18	35.83±2.83 ab
	25	11.1±1.92	5.33±0.98	3.76±1.65	18.69±2.18	32.9±1.59 ab
	50	15.16±1.29	6.86±1.57	3.72±1.3	22.41±1.66	31.58±8.13 ab
	100	11.89±7.37	4.38±3.11	2.78±1.77	17.9±10.33	32.09±1.86 ab
BLO	0	12.03±1.86	5.84±1.97	3.3±1.24	19.35±3.34	37.9±3.05 ab
	25	11.88±2.52	7.79±4.16	4.92±2.91	19.37±7.49	40.64±4.24 a
	50	10.57±2.7	4.81±2.14	3.17±1.14	16.1±4.85	35.89±0.91 ab
	100	13.13±2.81	5.93±1.92	3.14±1.14	19.57±4.58	33.51±0.91 ab

PS = peso Seco; BLO = biosólidos lagunas de oxidación; BLA = biosólidos lodos activados; ns = las diferencias entre los valores no fueron estadísticamente significativa. PS = dry weight; BLO = biosolids oxidation lagoons; BLA = biosolids activated sludge; ns = differences between values were not statistically significant.

La biomasa de un cultivo es un factor esencial para evaluar los niveles de tolerancia a elementos tóxicos (Yeboah et al., 2020). Al respecto, metales como el Cd, Cu y Zn en cantidades excesivas se ha encontrado que afectan la producción de biomasa de higuera (Wang, Zhao, Guo y Zhou, 2016). Diversas investigaciones han reportado plantas sensibles y tolerantes a dichos elementos. Aquellas resistentes, desarrollan mecanismos de defensa en la presencia de elementos tóxicos, por ejemplo, al Arsénico. (Singh, Jha, Misra y Sharma, 2019; Singh, Misra y Sharma, 2021a) atribuyen dicha tolerancia a la inducción de la defensa antioxidante, ya que incrementó la actividad de las enzimas Super Oxido Dismutasa (SOD) y Glutatión Peroxidasa (GPX), las cuales están relacionadas con la mitigación del estrés oxidativo. Los estudios sugieren que la variedad K8SS pudiera tener un alta actividad de las enzimas SOD y GPX debido a que su biomasa no fue afectada sugiriendo tolerancia.

### Extracción de Arsénico

La combinación de biosólidos con As a concentraciones de 25, 50 y 100 mg kg<sup>-1</sup> incrementó la extracción de As en hoja, tallo y raíz en planta de higuera. Al respecto, en raíz se encontró la mayor concentración de As (Cuadro 3). Se ha demostrado que genotipos de higuera son tolerantes a As, ya que llevan a cabo estrategias para combatir la toxicidad por arsénico como la quelación y la compartimentación de As en vacuolas de células de las raíces. Con ello, se tiene como resultado una menor acumulación de As en las hojas (Singh, Misra y Sharma 2021b). En nuestro estudio, la mayor acumulación de arsénico fue en las raíces, lo cual sugiere que esta variedad desarrollo dichas estrategias.

La respuesta de la concentración de As en la hoja, tallo y raíz fue cuadrática. En la hoja se alcanza el máximo a los 100 mg kg<sup>-1</sup> de As en el suelo (Figura 1A), en tanto que en tallo y raíz no se alcanzó el máximo con el rango de concentraciones empleadas en este estudio (Figura 1B y 1C).

En forma general la combinación de BLA más As tuvo mayor extracción de este metaloide hacia los diferentes órganos de la higuera (hoja, tallo y raíz) en comparación con la combinación de BLO más As (Figura 1). Estudios indican que al incrementar las concentraciones de fosforo disminuyen la absorción de As (Smith, Naidu y Alston, 2002; Saldaña-Robles et al., 2018), lo cual difiere con nuestros resultados, ya que encontramos que los BLA aportaron un mayor porcentaje de P en comparación con los BLO (Cuadro 1), esto está relacionado con la especiación del As utilizado en nuestro estudio, que fue arsenito y en los estudios comparativos se utilizó arsenato.

El valor de los factores de translocación (FT) y bioacumulación (FB) se muestran en el Cuadro 4. El FT fue inferior a uno, lo cual indica que en la higuera bajo estudio el As almacenado raíz no se traslocó a la parte aérea de la planta (Mellem, Baijnath y Odhav, 2012). No obstante, el factor de bioacumulación fue superior a uno en raíz. Esto es particularmente importante si tomamos en cuenta que la producción de biomasa y rendimiento de aceite no se afectaron en presencia de As, esto indica que la higuera es una planta tolerante a este metaloide.

**Cuadro 3. Concentración media de As en los diferentes órganos de la planta de higuera adicionada con biosólidos y diferentes concentraciones de As.****Table 3. Average concentration of As in the different organs of the fig plant added with biosolids and different concentrations of As.**

Descripción	Dosis As	Hoja	Tallo	Raíz	Suelo
----- mg kg <sup>-1</sup> -----					
Testigo	0	3.07±0.85 d	0.972±0.57 e	11.48±2.36 e	9.210±0.60 e
	0	3.28±1.04 d	0.667±0.53 e	19.92±2.36 de	10.18±0.70 e
	25	6.96±1.02 c	8.379±2.49 d	47.76±9.95 c	14.49±0.60 d
	50	22.58±1.41 ab	19.67±3.28 cd	100.54±14.3b	24.57±1.72 c
	100	25.68±2.19 ab	39.93±1.57 a	103.76±16.2b	44.17±3.06 a
BLO	0	6.63±1.56 c	1.33±0.41 e	21.54±2.55 de	9.17±0.51 e
	25	18.77±3.09 b	8.38±.59 bc	70.15±8.87 c	15.89±0.94 d
	50	22.58±3.71 ab	22.23±2.79 abc	105.45±15.7b	24.79±5.22 c
BLA	100	30.75±1.78 a	27.73±5.41 ab	210.32±23.5 a	35.81±0.72 b

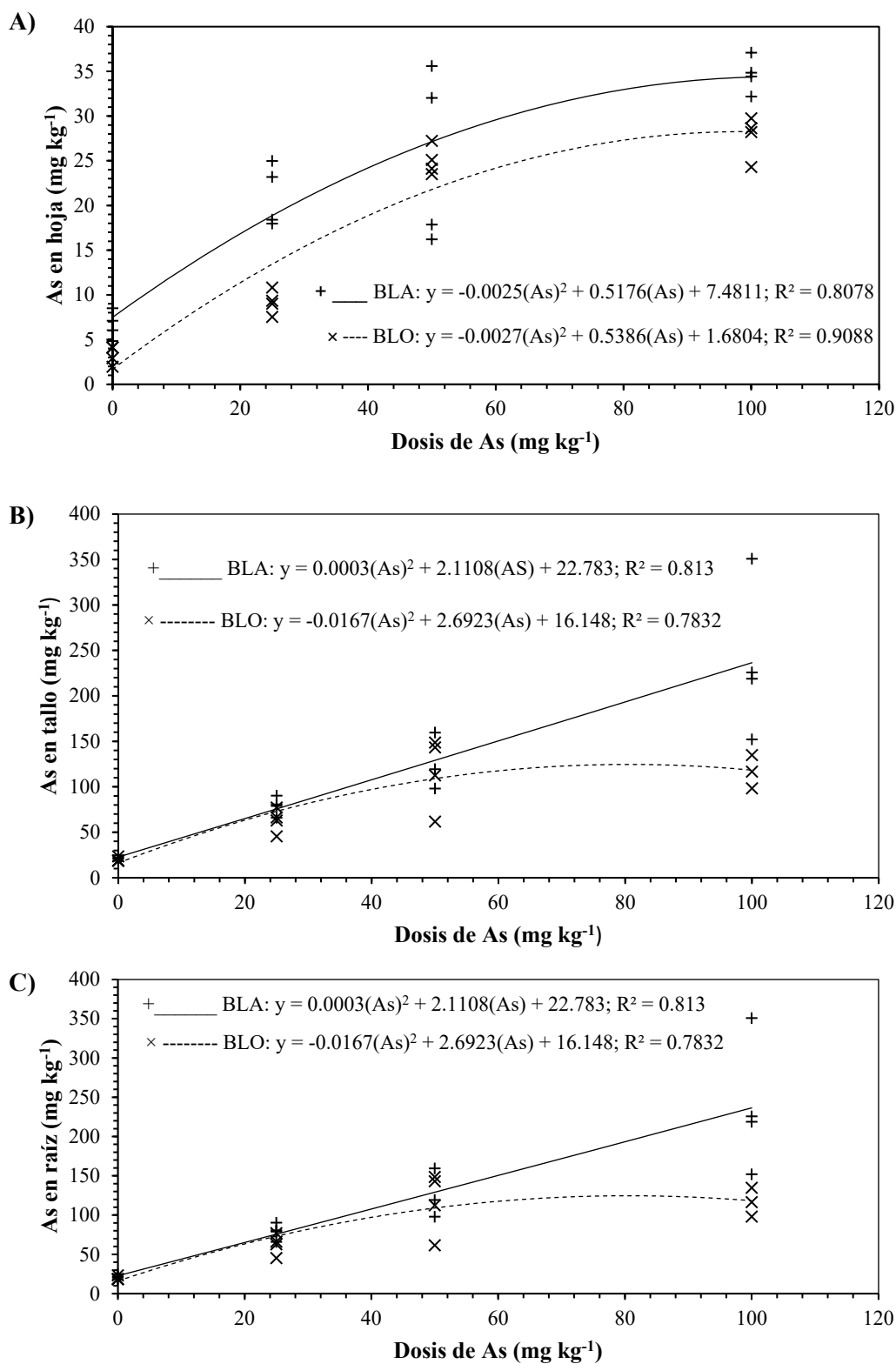
### Concentración Foliar de Nutrientes

En el Cuadro 5 se muestran las concentraciones de los macro y micronutrientes en respuesta a diferentes dosis de As y biosólidos. En este se observó un incremento de P, K, Zn y Mn en los tratamientos donde se utilizó BLO. Por otra parte, P, K, Ca, Mn y Zn mostraron diferencias por efecto de las dosis. Un estudio demostró que los niveles elevados de Cd y Pb afectan absorción de Ca, Cu, Fe, Mg, Mn y Zn en la raíz y el brote de higuera (Costa *et al.*, 2012). A sí mismo, altas concentraciones de Ni afectan la absorción de minerales en plantas de higuera (Baudh, K., & Singh, 2015). Por otra parte, concentraciones de 5000 mg L<sup>-1</sup> de As no afectó la absorción Ca, Cu, N, P, Mn y Zn en higuera (Melo *et al.*, 2009).

Las plantas necesitan nutrientes minerales para facilitar su crecimiento y desarrollo. La capacidad de las plantas para absorber estos nutrientes puede verse afectada cuando crecen en suelos contaminados por metales o metaloides (Yeboah *et al.*, 2020; Samanta y Roychoudhury, 2022) como se observó en nuestro estudio, cuando se incrementó las dosis de As disminuyó la concentración de P, K, Ca, Mg y Zn. A pesar de lo anterior, la mayoría de los nutrientes, con excepción de P, Mg y Cu fueron superiores al valor promedio para un adecuado crecimiento de plantas (Marschner, 2012).

**Cuadro 4. Factor de Translocación y Bioacumulación de As en plantas de higuera adicionadas con biosólidos y diferentes concentraciones de As.****Table 4. Translocation and bioaccumulation factor of As in fig plants added with biosolids and different concentrations of As.**

Descripción	Dosis As	Factor de Translocación	Factor de Bioacumulación	
			Parte aérea	Raíz
mg kg <sup>-1</sup>				
BLO	0	0.20	---	---
	25	0.33	0.28	1.91
	50	0.45	0.43	2.01
	100	0.63	0.26	1.08
	0	0.38	---	---
BLA	25	0.46	0.75	2.81
	50	0.43	0.45	2.11
	100	0.30	0.31	2.10



**Figura 1. Concentración de As en hoja, tallo y raíz en los tratamientos probados.**  
**Figure 1. As concentration in leaf, stem and root in the tested treatments.**

**Cuadro 5. Medias y diferencias significativas de macro y micronutrientes en las hojas de higuera en respuesta a dosis As y Biosólidos De Lagunas de Oxidación (BLO) Y Biosólidos de Lodos Activados (BLA).****Table 5. Means and significant differences of macro and micronutrients in fig leaves in response to As and Biosolids from Oxidation Lagoons (BLO) and Biosolids from Activated Sludge (BLA).**

Descripción	Dosis As	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Zn	Mn
	mg kg <sup>-1</sup>	----- % -----			----- mg kg <sup>-1</sup> -----					
BLO	0	2.03	0.18	2.93	1.08	0.21	4.35	540.7	99.9	239.8
	25	2.24	0.22	2.71	1.75	0.25	3.35	476.4	86.5	372.3
	50	2.25	0.15	2.59	1.26	0.12	4.6	307.3	102.9	396.7
	100	1.95	0.12	2.51	1.02	0.12	4.48	595.3	65.2	368.9
Promedio		2.12	0.17 A	2.69 A	1.28	0.18	4.20	479.9	88.6 A	344.4 A
Coef. de correlación (r)		-0.161	-0.404	-0.546*	-0.209	-0.589*	0.169	0.09	-0.582*	0.253
BLA	0	2.18	0.17	2.73	1.29	0.18	6.08	432	110.9	147.8
	25	2.16	0.13	2.6	1.29	0.22	4.83	389.6	86.8	126.3
	50	2.15	0.08	1.93	0.98	0.12	4.88	345.8	52.3	102.8
	100	2.61	0.06	1.64	0.71	0.05	4.23	250	31.4	37.3
Promedio		2.28	0.11 B	2.23 B	1.07	0.14	5.01	354.4	70.4 B	103.6 B
Coef. de correlación (r)		0.380	-0.728**	-0.628**	-0.832**	-0.640**	-0.359	-0.412	-0.829**	-0.721*
Tratamiento		ns	**	**	ns	ns	ns	ns	**	**
Dosis		ns	*	*	**	**	ns	ns	**	ns
Tratamiento x dosis		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns
Valor promedio adecuado en plantas <sup>†</sup>		1.5	0.2	1.0	0.5	0.2	6	100	20	50

r = coeficiente de correlación de Pearson; ns = diferencias no significativas; \*  $P \leq 0.05$  y \*\*  $P \leq 0.01$ . <sup>†</sup> Marschner (2012), valor promedio para un adecuado crecimiento de plantas.  
 r = Pearson correlation coefficient; ns = nonsignificant differences; \*  $P \leq 0.05$  and \*\*  $P \leq 0.01$ . <sup>†</sup> Marschner (2012), average value for adequate plant growth.

## CONCLUSIONES

Bajo las condiciones experimentales del presente estudio, se concluye que la planta de higuera tiene capacidad fitoremediadora de As, debido a que mostró tolerancia a dicho metaloide, ya que la producción de biomasa y el rendimiento de aceite se mantuvieron en presencia de diferentes dosis de As. Lo cual podría ayudar para el aprovechamiento de suelos contaminados con dicho metaloide.

## DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

## CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

## DISPONIBILIDAD DE DATOS

No aplicable.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.



## FINANCIACIÓN

No aplicable.

## CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: U.F.V. Metodología: S.P.M.T. y U.F.V. Validación: M.R.J.S. y S.P.M.T. Análisis formal: S.P.M.T., U.F.V. y T.R.G. Investigación: S.P.M.T. Recursos: M.R.J.S. Curación de datos: P.M.T., U.F.V. y T.R.G. Escritura: preparación del borrador original, S.P.M.T.; escritura: revisión y edición, U.F.V., S.P.M.T., M.R.J.S., T.R.G., A.P.S. y R.T.C. Supervisión: A.P.S. y R.T.C. Administración del proyecto: M.R.J.S. Adquisición de fondos: M.R.J.S.

## AGRADECIMIENTOS

No aplicable.

## LITERATURA CITADA

- Adhikari, T., & Kumar, A. (2012). Phytoaccumulation and Tolerance of *Ricinus Communis* L. to Nickel. *International Journal of Phytoremediation*, 14, 481-492. <http://doi.org/10.1080/15226514.2011.604688>
- Armienta, M. A., Villaseñor, G., Rodríguez, R., Ongley, L. K., & Mango, H. (2001). The role of arsenic-bearing rocks in groundwater pollution at Zimapán Valley, México. *Environmental Geology*, 40, 571-581.
- Azpilcueta-Pérez, E. M., Pedroza-Sandoval, A., Sánchez-Cohen, I., Jacobo-Salcedo, R., & Trejo-Calzada, R. (2017). Calidad química del agua en un área agrícola de maíz forrajero (en la Comarca Lagunera, México). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(1), 75-83. <http://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.01.07>
- Baudh, K., & Singh, R. P. (2012). Growth, tolerance efficiency and phytoremediation potential of *Ricinus communis* (L.) and *Brassica juncea* (L.) in salinity and drought affected cadmium contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 85, 13-22. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.08.019>
- Baudh, K., & Singh, R. P. (2015). Assessment of metal uptake capacity of castor bean and mustard for phytoremediation of nickel from contaminated soil. *Bioremediation Journal*, 19(2), 124-138. <https://doi.org/10.1080/10889868.2014.979277>
- Calderon, R., García-Hernández, J., Palma, P., Leyva-Morales, J. B., Godoy, M., Zambrano-Soria, M., ... & Valenzuela, G. (2023). Heavy metals and metalloids in organic and conventional vegetables from Chile and Mexico: Implications for human health. *Journal of Food Composition and Analysis*, 123, 105527. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2023.105527>
- Chen, B., Lai, H., & Juang, K. (2012). Model evaluation of plant metal content and biomass yield for the phytoextraction of heavy metals by switchgrass. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 80, 393-400. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.04.011>
- Costa, E. T., Guilherme, L. R. G., de Melo, É. E. C., Ribeiro, B. T., dos Santos B. Inácio, E., da Costa Severiano, E., ... & Hale, B. A. (2012). Assessing the tolerance of castor bean to Cd and Pb for phytoremediation purposes. *Biological Trace Element Research*, 145, 93-100. <https://doi.org/10.1007/s12011-011-9164-0>
- Cueto-Wong, J. A., Reta-Sánchez, D. G., GonzalezCervantes, G., Orona-Castillo, I., & Estrada-Avalos, J. (2005). Características químicas de aguas de pozos profundos del acuífero de Villa Juárez. *Durango. Agrofaz*, 5, 869-874.
- Danlami, J. M., Arsad, A., & Zaini, M. A. A. (2015). Characterization and process optimization of castor oil (*Ricinus communis* L.) extracted by the soxhlet method using polar and non-polar solvents. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 47, 99-104. <http://doi.org/10.1016/j.jtice.2014.10.012>
- Dermont, G., Bergeron, G., Mercier, G., & Richer-Lafleche, M. (2008). Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications. *Journal of Hazardous Materials*, 152(1), 1-32.
- Fatoki, J. O., & Badmus, J. A. (2022). Arsenic as an environmental and human health antagonist: A review of its toxicity and disease initiation. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 5, 100052. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100052>
- Gadd, G. M. (2010). Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology*, 156(3), 609-643.
- Gavrilescu, M. (2022). Enhancing phytoremediation of soils polluted with heavy metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 74, 21-31.
- González-Chávez, M. C. A., Ruiz-Olivares, A., Carrillo-González, R., & Ríos-Leal, E. (2015). Crude oil and bioproducts of castor bean (*Ricinus communis* L.) plants established naturally on metal mine tailings. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(7), 2263-2272. <http://doi.org/10.1007/s13762-014-0622-z>
- IBM SPSS Statistics. (2009). *Statistical Package for the Social Sciences User's Guide. version 18*. Armonk, NY, USA: IBM Corp.
- IFA (International Fertilizer Industry Association). (2022) *Public Summary Medium-Term Fertilizer Outlook 2022 - 2026*. Paris, France: IFA.
- Isaac, R. A., & Kerber, J. D. (1971). Atomic absorption and flame photometry: Techniques and uses in soil, plant, and water analysis. In L. M. Walsh (Ed.). *Instrumental methods for analysis of soils and plant tissue* (pp. 17-37). Madison, WI, USA: Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/1971.instrumentalmethods.c2>
- Linger, P., Müssing, J., Fischer, H., & Kobert, J. (2002). Industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) growing on heavy metal contaminated soil: fibre quality and phytoremediation potential. *Industrial Crops and Products*, 16(1), 33-42.
- Mahlknecht, J., Aguilar-Barajas, I., Farias, P., Knappett, P. S., Torres-Martínez, J. A., Hoogesteger, J., ... & Mora, A. (2023). Hydrochemical controls on arsenic contamination and its health risks in the Comarca Lagunera region (Mexico): Implications of the scientific evidence for public health policy. *Science of the Total Environment*, 857, 159347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159347>
- Marschner, P. (2012). *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants* (3<sup>rd</sup> ed.). London, United Kingdom: Academic Press.
- Melo, E. E. C., Costa, E. T. S., Guilherme, L. R. G., Faquin, V., & Nascimento, C. W. A. (2009). Accumulation of arsenic and nutrients by castor bean plants grown on an As-enriched nutrient solution. *Journal of Hazardous Materials*, 168(1), 479-483. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.048>

- Mellem, J. J., Baijnath, H., & Odhav, B. (2012). Bioaccumulation of Cr, Hg, As, Pb, Cu and Ni with the ability for hyperaccumulation by *Amaranthus dubius*. *African Journal of Agricultural Research*, 7(4), 591-596. <https://doi.org/10.5897/ajar11.1486>
- Rae, I. D. (2020). Arsenic: its chemistry, its occurrence in the earth and its release into industry and the environment. *ChemTexts*, 6(4), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s40828-020-00118-7>
- Rajkumar, M., & Freitas, H. (2008). Influence of metal resistant-plant growth-promoting bacteria on the growth of *Ricinus communis* in soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere*, 71(5), 834-842. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.11.038>
- Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., & González, E. E. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66-77.
- Rosas, I., Belmont, R., Armienta, A., & Baez, A. (1999). Arsenic Concentrations in Water, Soil, Milk and Forage in Comarca Lagunera, Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*, 112, 133-149. <https://doi.org/10.1023/A:1005095900193>
- Santamaría-César, J., Reta-Sánchez, D., Chávez-González, J. F. J., Cueto-Wong, J. A., & Romero-Paredes, R. J. I. (2006). *Caracterización del medio físico en relación a cultivos forrajeros alternativos para la Comarca Lagunera. Libro Técnico No. 2*. Matamoros, Coahuila, México: INIFAP-CIRNOC-CELALA.
- Saldaña-Robles, A., Saldaña-Robles, N., Saldaña-Robles, A., Ana-Zanor, G., Ruiz-Aguilar, G. M., & Gutiérrez-Vaca, C. (2018). Efecto del fósforo en la acumulación de arsénico en cebada (*Hordeum vulgare* L.) por riego con agua contaminada. *Agrociencia*, 52(3), 407-418.
- Samanta, S., & Roychoudhury, A. (2022). Arsenic stress and mineral nutrition in plants. In V. Kumar, A. Kumar, Srivastava, & P. Suprasanna (Eds.). *Plant nutrition and food security in the era of climate change* (pp. 361-375). Cambridge, MA, USA: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822916-3.00002-0>
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021 SEMARNAT-2000 antes NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación*. D. F., México: SEGOB.
- Singh, R., Misra, A. N., & Sharma, P. (2021a). Effect of arsenate toxicity on antioxidant enzymes and expression of nicotianamine synthase in contrasting genotypes of bioenergy crop *Ricinus communis*. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 31421-31430. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12701-7>
- Singh, R., Misra, A. N., & Sharma, P. (2021b). Differential responses of thiol metabolism and genes involved in arsenic detoxification in tolerant and sensitive genotypes of bioenergy crop *Ricinus communis*. *Protoplasma*, 258, 391-401. <https://doi.org/10.1007/s00709-020-01577-y>
- Singh, R., Jha, A. B., Misra, A. N., & Sharma, P. (2019). Differential responses of growth, photosynthesis, oxidative stress, metals accumulation and NRAMP genes in contrasting *Ricinus communis* genotypes under arsenic stress. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 31166-31177.
- Smith, E., Naidu, R., & Alston, A. M. (2002). Chemistry of inorganic arsenic in soils: II. Effect of phosphorus, sodium, and calcium on arsenic sorption. *Journal of Environmental Quality*, 31(2), 557-563.
- Srivastava, M., Ma, L. Q., & Santos, J. A. G. (2006). Three new arsenic hyperaccumulating ferns. *Science of the Total Environment*, 364(1-3), 24-31. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.11.002>
- Wang, S., Zhao, Y., Guo, J., & Zhou, L. (2016). Effects of Cd, Cu and Zn on *Ricinus communis* L. Growth in single element or co-contaminated soils: Pot experiments. *Ecological Engineering*, 90, 347-351. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.044>
- Wang, X., Liu, Y., Zeng, G., Chai, L., Xiao, X., Song, X., & Min, Z. (2008). Pedological characteristics of Mn mine tailings and metal accumulation by native plants. *Chemosphere*, 72(9), 1260-1266. <http://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2008.05.001>
- Yeboah, A., Lu, J., Yang, T., Shi, Y., Amoanimaa-Dede, H., Boateng, K. G. A., & Yin, X. (2020). Assessment of castor plant (*Ricinus communis* L.) tolerance to heavy metal stress-a review. *Phyton*, 89(3), 453. <http://dx.doi.org/10.32604/phyton.2020.09267>