

## POTENCIAL DEL ARBUSTO *Lantana camara* L. (VERBENACEAE) PARA LA FITOESTABILIZACIÓN Y VOLATILIZACIÓN DE MERCURIO

Potential of the shrub *Lantana camara* L. (Verbenaceae) for the phytostabilization and volatilization of mercury

Carlos NARVÁEZ ROMERO, Carolina KALINHOFF ROJAS\* y Aminaél SÁNCHEZ RODRÍGUEZ

Universidad Técnica Particular de Loja, calle Marcelino Champagnat s/n, San Cayetano Alto, C.P. 1101608, Loja, Ecuador.

\*Autor para correspondencia: [cgkalinhoff@utpl.edu.ec](mailto:cgkalinhoff@utpl.edu.ec)

(Recibido: agosto de 2022; aceptado: abril de 2023)

Palabras clave: Hg, contaminación, bioacumulación, translocación, fitovolatilización.

### RESUMEN

El mercurio (Hg) es el metal pesado más dañino para los seres vivos debido a su alta toxicidad, persistencia y bioacumulación en la trama trófica. *Lantana camara* se ha considerado como una especie promisoría para la fitorremediación de distintos metales, pero su respuesta al Hg no ha sido caracterizada. El objetivo de este estudio fue evaluar la efectividad de *L. camara* para bioacumular, translocar y volatilizar Hg en suelos contaminados artificialmente (1.0 y 8.0 mg/kg de Hg). Luego de dos meses de tratamiento se midió el peso seco y se cuantificó el Hg presente en tallos, raíces, hojas y atmósfera mediante espectroscopía de absorción atómica. El Hg volatilizado fue capturado en cámaras herméticas con flujo de aire continuo, conectadas a una solución trampa (KMnO<sub>4</sub> al 5 % disuelto en H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). El factor de translocación fue < 1 y el factor de bioacumulación fue > 1 en ambos tratamientos. Los valores de Hg° volatilizados en alto mercurio indican que aproximadamente 7.1 µg/g planta/día pueden ser liberados a la atmósfera. Nuestros resultados indican que *L. camara* acumula Hg principalmente en la raíz, mostrando potencial para la fitoestabilización, pero las tasas de volatilización observadas apuntan hacia un uso más restringido de esta especie en estrategias de fitorremediación.

Key words: Hg, pollution, bioaccumulation, translocation, phytovolatilization.

### ABSTRACT

Mercury (Hg) is the most harmful heavy metal for living beings due to its high toxicity, persistence, and bioaugmentation in the food web. *Lantana camara* has been considered promising for the phytoremediation of different metals, but its response to Hg has not been characterized. The objective of this study was to evaluate the effectiveness of *L. camara* to bioaccumulate, translocate, and volatilize Hg in artificially contaminated soils (1.0 and 8.0 mg/kg Hg). After two months of treatment, the dry weight was measured and the Hg present in stems, roots, leaves, and atmosphere was quantified using atomic absorption spectroscopy. The volatilized Hg was captured in hermetic chambers with continuous airflow, connected to a trap solution (5 % KMnO<sub>4</sub> dissolved in H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). The translocation factor was < 1, and the bioaccumulation factor was > 1 in

both treatments. The Hg<sup>0</sup> values volatilized in high mercury indicate that approximately 7.1 µg/g plant/day can be released into the atmosphere. Our results indicate that *L. camara* accumulates Hg mainly in the root, showing potential for phytostabilization, but the observed volatilization rates point towards a more restricted use of this species in phytoremediation strategies.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental por metales pesados se produce principalmente por un mal manejo de los desechos de la minería (Covarrubias y Peña-Cabriales 2017). En el caso particular de la minería del oro a pequeña escala (MOAPE), el Hg se utiliza de forma clandestina e inadecuada (Ramírez-Morales et al. 2019). El Hg es un metal pesado volátil que se encuentra presente de manera natural en el suelo a bajas concentraciones (entre 0.01 y 0.2 mg/kg; Adriano 2001), pero su consumo en la MOAPE (1.0 a 2.0 g de Hg por gramo de oro producido) contribuye en gran medida al aumento de la concentración y circulación de este metal en la biosfera (Swain et al. 2007). El Hg es un xenobiótico, porque todas sus formas químicas son exógenas al metabolismo de los seres vivos, y se encuentra catalogado conjuntamente con el plomo, cadmio, arsénico y cromo, como uno de los metales más tóxicos (Wu et al. 2018). Ninguna de las formas químicas del Hg es inocua; una vez en el ambiente, el Hg<sup>0</sup> se oxida a Hg iónico, el cual se deposita eficientemente en el suelo y/o agua y es posteriormente convertido en metilmercurio (MeHg) por bacterias anaeróbicas (Le Jeune et al. 2012). El MeHg es altamente tóxico y posee un alto poder de biomagnificación en las tramas tróficas (Hutchison y Atwood 2003), de allí la importancia de desarrollo de biotecnologías para disminuir la concentración de Hg en suelos y aguas.

Concentraciones mayores a 5 mg/kg de Hg son muy tóxicas para la mayoría de las plantas (Kabata-Pendias y Pendias 2010). La toxicidad, acumulación y distribución del Hg en los distintos órganos vegetales puede variar entre especies de plantas expuestas a concentraciones similares del metal (Patra y Sharma 2000). Las plantas tolerantes e hiperacumuladoras son las únicas que pueden almacenar altas concentraciones de metales en raíces y vástagos sin presentar signos de toxicidad (Kramer 2010), pero los umbrales para el Hg aún no se encuentran claramente establecidos (Liu et al. 2020).

Las plantas hiperacumuladoras son las más demandadas en tecnologías de fitorremediación, una técnica ecológica de bajo costo para la absorción

e inmovilización de contaminantes en suelos y/o aguas en la cual se utilizan plantas o algas (Raskin et al. 1997).

La eficiencia de una planta para los diferentes tipos de fitorremediación (fitodegradación, fitofiltración, fitoextracción, fitoestabilización o fitovolatilización) depende principalmente de la tolerancia y productividad de cada especie y de la concentración del xenobiótico (Nedjimi 2021). Para catalogar una planta como hiperacumuladora se utilizan índices como el factor de bioacumulación (FBA = concentración del metal en vástago/concentración del metal en el suelo) (Brooks 1998) y el factor de translocación (FT = concentración del metal en el vástago/concentración del metal en la raíz) (Conesa et al. 2006), los cuales deben estar por encima de 1.0. Además, la biomasa del vástago no debe disminuir notablemente ante la exposición al metal.

*Lantana camara* L. es una especie de la familia Verbenaceae originaria de las regiones tropicales y templadas de Centroamérica y Sudamérica y ha sido introducida/naturalizada como planta ornamental en la mayoría de los países del mundo (Day et al. 2003). Aunque se encuentra entre las 100 especies exóticas invasoras más dañinas a nivel global (Sharma et al. 2005), *L. camara* es considerada una de las plantas más importantes para la investigación fitoquímica, ya que produce cantidades óptimas de metabolitos potencialmente útiles para el descubrimiento de nuevas drogas y con distintas actividades biológicas (Verma 2018). El éxito ecológico de *L. camara*, se debe principalmente a cuatro factores: alta capacidad para rebrotar luego del fuego y el pastoreo, productividad sostenida en suelos empobrecidos, buena atracción de polinizadores y dispersores y alelopatía (Negi et al. 2019).

En numerosas investigaciones, *L. camara* ha sido catalogada como una especie promisoría para la fitorremediación de metales. Su cultivo con enmiendas orgánicas disminuyó el contenido de Pb en suelos entre 45 y 88 % y aumentó el recuento de bacterias resistentes a metales pesados, mostrando potencial para la fitoextracción y para la fitoestabilización (Jusselme et al. 2013, Alaribe y Agamuthu 2015). Desde 2016 hubo un incremento en el interés por la tolerancia a metales de esta especie en distintos

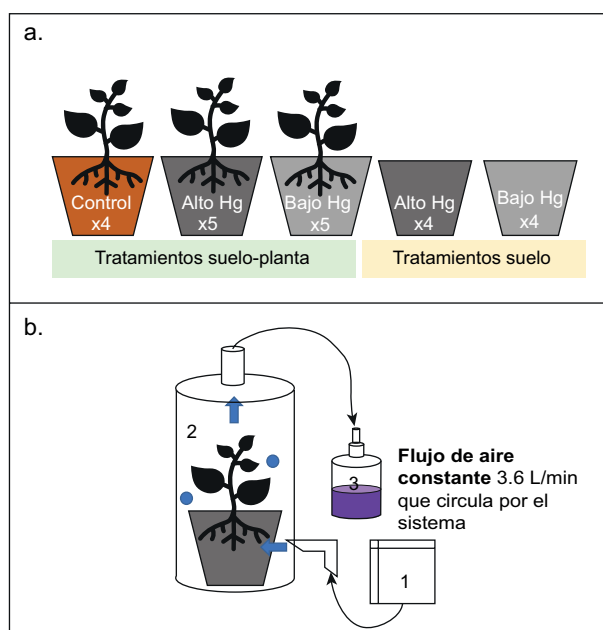
países. En India, se observó una alta capacidad para la fitoextracción de Fe, Mn, Cu, Pb, Cr, Ni y Cd en plantas colonizadoras naturales de un vertedero de cenizas (Pandey et al. 2016). En Jordania, cayos cultivados de esta especie sobrevivieron al 100 % luego de ser expuestos al Pb, Cr y Cd (Tahamouni et al. 2020). En China, *L. camara* también exhibió hiperacumulación, mantenimiento de biomasa y ausencia de daños foliares ante la exposición a Cd (Liu et al. 2019), así como almacenaje en paredes celulares y fitodegradación de Pb, Zn y Cd (Xie et al. 2021). En relaves mineros de Ghana, el factor de bioacumulación del vástago para Zn, Cu, Ti y As fue de 3.0, 1.0, 0.6 y 0.03, respectivamente (Mensah et al. 2021). En Tanzania, la concentración de Cd en raíces alcanzó niveles de hiperacumulación (68.61 mg/kg) en plantas de *L. camara* que colonizaron naturalmente pasivos ambientales de minas de oro (Kahangwa et al. 2021).

De acuerdo con lo anteriormente expuesto, *L. camara* ha sido caracterizada principalmente con relación a su respuesta al Zn, Ni, Cu, Pb, Cd, Cr, Ti y As, pero no hay información respecto a su potencial de fitorremediación de Hg. Con la finalidad de profundizar en la caracterización de *L. camara* como planta promisoría para la fitorremediación, se evaluó la relación entre bioacumulación y volatilización de Hg en plantas, ante concentraciones bajas y altas de Hg inorgánico ( $\text{HgCl}_2$ ). El objetivo de este estudio fue evaluar la efectividad de *L. camara* para bioacumular, translocar y volatilizar Hg, en suelos contaminados artificialmente.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Aclimatación de plantas y establecimiento de contaminación artificial con Hg

Individuos adultos de *L. camara* con altura promedio de 15 cm y cinco meses de edad, previamente cultivados en macetas con suelo y arena estéril en relación 1:1, fueron contaminadas con Hg en forma de  $\text{HgCl}_2$  diluido en solución Hoagland, de acuerdo con los siguientes tratamientos: 1) riego con alto nivel de Hg: 8.0 mg/L; 2) riego con bajo nivel de Hg: 1.0 mg/L, y 3) riego con solución Hoagland: 0.0 mg/L de Hg (plantas libres de Hg, tratamiento testigo). Se utilizaron macetas con suelo solo (sin planta) como t de volatilización del suelo, tanto en alta como en baja concentración de mercurio. Los tratamientos y números de réplicas por tratamiento se muestran en la **figura 1a**. En la aplicación del riego con el tratamiento correspondiente se mantuvo el suelo a



**Fig. 1.** Diseño experimental y sistema de volatilización. (a) Tratamientos y número de réplicas del experimento. Testigo: riego con solución Hoagland con 0.0 mg/L de Hg (plantas libres de mercurio). Alto Hg: nivel alto de Hg, riego con 8.0 mg/L de  $\text{HgCl}_2$ . Bajo Hg: nivel bajo de Hg, riego con 1.0 mg/L de  $\text{HgCl}_2$ . (b) Compartimientos del sistema de volatilización: (1) motor aireador para acuario, (2) cámara de volatilización acrílica hermética para lavado de gases de 35.34 L con uno de los tratamientos y (3) solución trampa oxidante (color morado) de  $\text{KMnO}_4$  al 5 % disuelto en  $2\text{NH}_2\text{SO}_4$  1 M. Las flechas muestran la dirección del flujo de aire.

capacidad de campo con la finalidad de garantizar la disponibilidad de la solución Hoagland con y sin Hg durante todo el experimento. La pérdida de solución por lixiviación se minimizó mediante el control del peso de las macetas para mantener el suelo a capacidad de campo. Las características físicas y químicas del suelo utilizado fueron las siguientes (mg/kg): Hg total y soluble < 0.1, P total = 743.6, P soluble = 10.6, N total = 391.8. El pH fue moderadamente ácido (5.53). El experimento se llevó a cabo en un invernadero con valores promedio de temperatura del aire de 24 °C, humedad relativa del aire de 75 % y 16 horas de luz.

### Mediciones de volatilización de Hg en suelos y plantas

Después de dos meses de riego con los distintos tratamientos, las macetas plantadas (tratamientos suelo-planta) y no plantadas (tratamientos suelo) fueron colocadas individualmente dentro de cámaras acrílicas herméticas para lavado de gases de 35.34 L,

construidas de acuerdo con Moreno et al. (2005) con algunas modificaciones (Figs. 1b y 2). En estas cámaras se capturó el Hg<sup>0</sup> volatilizado mediante un sistema de flujo de aire continuo aplicado a la cámara (3.6 L/min). Luego de circular por la cámara, el aire ingresaba a una solución trampa oxidante de 50 mL de KMnO<sub>4</sub> al 5 % disuelto en 2NH<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1M. Se recolectaron 10 mL de solución trampa cada 24 h, iniciando a las 08:00 horas y reemplazando la solución trampa a las 08:00 horas del día siguiente para medir la siguiente réplica. Este procedimiento se realizó una vez para cada réplica de cada tratamiento. Las soluciones trampa fueron refrigeradas a 4 °C hasta la cuantificación del Hg por espectroscopia de absorción atómica. La volatilización de Hg de las plantas de cada tratamiento fue calculada mediante la relación:

$$\text{Volatilización de la planta} = \text{volatilización total} - \text{volatilización del suelo} \quad (1)$$



Fig. 2. Cámaras de volatilización con el sistema de flujo continuo de aire conducido a una solución trampa captadora del mercurio elemental. El estanco o sellado de las cámaras acrílicas se reforzó añadiendo petrolato a las juntas de las tapas y adicionando una base y un marco sujetador de madera unidos por cordeles.

### Mediciones de biomasa y preparación de muestras

Al finalizar las mediciones de volatilización de Hg se determinó el peso seco de hojas, tallos y raíces, llevando cada fracción a peso constante en estufa a 60 °C. Las fracciones secas fueron pulverizadas dos veces en un molinillo eléctrico compacto Hamilton-Proctor E160B, para la posterior digestión y cuantificación de la concentración de Hg.

### Determinación de Hg en tejidos vegetales y solución trampa

Muestras molidas de ~ 0.2 g se digirieron durante dos horas con una mezcla de HCl y HNO<sub>3</sub> en proporción de 3:1 (v/v) (agua regia) en un bloque

de calor abierto (Environmental express 54 Hot block SC154). Las muestras se diluyeron a 100 mL con HCl 0.1 M luego de alcanzar la temperatura ambiente y se filtraron con papel Whatman No. 1. La concentración de Hg total se determinó mediante la técnica de generación de hidruros acoplada a un equipo de absorción atómica (AA), con lámpara de descarga sin electrodos (Welna y Pohl 2017), utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin-Elmer, AANALYST 400). Se preparó una curva de calibración estándar de Hg (100, 200 y 300 µg/L) en 10 mL de una mezcla ácida que contenía HNO<sub>3</sub> al 1.5 % por triplicado. Simultáneamente se analizaron dos muestras en blanco para estimar la contaminación metálica de fondo proveniente del proceso de digestión. Para cada muestra se añadieron 10 mL de una mezcla ácida de HNO<sub>3</sub> al 1.5 % a 5 mL de la mezcla de digestión (por triplicado). El Hg se determinó utilizando una solución acuosa de NaBH<sub>4</sub> al 3 % (p/v) en una solución de NaOH al 1 % (p/v) recién preparada y filtrada como agente reductor. En todo el protocolo se utilizaron reactivos químicos de grado analítico y agua desionizada altamente purificada. La solución trampa obtenida de cada tratamiento de volatilización de Hg fue analizada directamente utilizando 1.0 mL de la solución trampa y 10.0 mL de solución reactivo (HNO<sub>3</sub> al 1.5 %).

### Cálculo de los parámetros para evaluar el potencial de fitorremediación

Para evaluar la capacidad de las plantas para transferir Hg del suelo a sus partes aéreas se calculó el FT como la relación entre la concentración de Hg en el vástago ( $C_{\text{vástago}}$ ) y en la raíz ( $C_{\text{raíz}}$ ) de la planta (Conesa et al. 2006):

$$FT = \frac{C_{\text{vástago}}}{C_{\text{raíz}}} \quad (2)$$

Para evaluar la capacidad de fitoextracción de Hg se calculó el FBA como la relación entre la concentración de Hg en el tejido vegetal ( $C_{\text{planta}}$ ) y el Hg en la solución de riego ( $C_{\text{sol. suelo}}$ ), de acuerdo con González y González-Chávez (2006):

$$FBA = \frac{C_{\text{planta}}}{C_{\text{sol. suelo}}} \quad (3)$$

### Análisis estadístico

El análisis estadístico de los datos se realizó mediante un análisis de varianza de una vía, utilizando el programa SPSS v. 21.0. La variable independiente fue la concentración de Hg con tres niveles del factor (0.0, 1.0 y 8.0 mg/L) y las variables dependientes

fueron: *i*) la concentración de Hg en los órganos de las plantas, *ii*) el Hg volatilizado y *iii*) los factores de bioacumulación y translocación.

## RESULTADOS

Los resultados mostraron que el peso seco de las plantas expuestas a baja y alta concentración de Hg no varió significativamente respecto al tratamiento testigo sin Hg (**Cuadro I**). Tampoco se observaron cambios evidentes de estrés en sus hojas (i.e., necrosis) durante los dos meses de duración del experimento. El efecto de los dos tratamientos sobre la concentración de Hg en la raíz fue mayor que el observado en el tallo y las hojas (**Cuadro II**). La concentración de Hg en raíces y hojas aumentó de dos a tres veces, mientras que en el tallo aumentó 11 veces con el incremento de la concentración de Hg (**Cuadro II**).

El factor de translocación fue de 0.3 cuando las plantas estuvieron expuestas a la menor concentración de Hg y 0.5 cuando se expusieron a la mayor

**CUADRO I.** PESO SECO (g) DE *Lantana camara* A LOS 60 DÍAS DE EXPOSICIÓN AL MERCURIO EN LA SOLUCIÓN DEL SUELO.

Órgano	Nivel bajo	Nivel alto	Testigo
Raíz	0.77 ± 0.42 <sup>a</sup>	0.34 ± 0.28 <sup>a</sup>	0.73 ± 0.13 <sup>a</sup>
Tallo	0.80 ± 0.07 <sup>a</sup>	1.08 ± 0.62 <sup>a</sup>	0.88 ± 0.20 <sup>a</sup>
Hoja	0.83 ± 0.28 <sup>a</sup>	0.74 ± 0.27 <sup>a</sup>	0.75 ± 0.06 <sup>a</sup>
Total	2.41 ± 0.41 <sup>a</sup>	2.16 ± 0.92 <sup>a</sup>	2.35 ± 0.30 <sup>a</sup>

Nivel bajo = 1.0 mg/L Hg, nivel alto = 8.0 mg/L Hg, testigo = 0.0 mg/L Hg. Se muestran promedios ± la desviación estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medias (p < 0.05).

**CUADRO II.** CONCENTRACIÓN DE Hg (mg/kg de peso seco) EN *Lantana camara* A LOS 60 DÍAS DE EXPOSICIÓN A ESTE ELEMENTO EN LA SOLUCIÓN DEL SUELO.

Órgano	Nivel bajo	Nivel alto	Incremento
Raíz	130.1 ± 43.6 <sup>b</sup>	277.8 ± 121 <sup>a</sup>	2.1
Tallo	2.62 ± 2.96 <sup>b</sup>	28.86 ± 16.6 <sup>a</sup>	11.0
Hoja	30.3 ± 26.8 <sup>b</sup>	96.3 ± 19.7 <sup>a</sup>	3.2
Total	163.1 ± 64.1 <sup>b</sup>	402.9 ± 123.8 <sup>a</sup>	2.5

Nivel bajo = 1.0 mg/L Hg, nivel alto = 8.0 mg/L Hg, testigo = 0.0 mg/L Hg. Se muestran promedios ± la desviación estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medias (p < 0.05).

concentración (**Cuadro III**). En el tratamiento de baja concentración de Hg, el factor de bioacumulación del vástago fue de 23.9 y el de la raíz de 130, mientras que en el tratamiento con la concentración alta de Hg se observaron factores de bioacumulación de 15.6 y 34.7 en vástago y raíz, respectivamente (**Cuadro III**). El factor de bioacumulación de la raíz fue el único índice para el cual se observó una diferencia estadísticamente significativa entre los tratamientos con los niveles alto y bajo de Hg (**Cuadro III**).

**CUADRO III.** PARÁMETROS DE FITORREMEDIACIÓN DE *Lantana camara* A LOS 60 DÍAS DE EXPOSICIÓN AL Hg EN LA SOLUCIÓN DEL SUELO.

Parámetro	Nivel bajo	Nivel alto
FT (vástago:raíz)	0.3 ± 0.2 <sup>a</sup>	0.5 ± 0.3 <sup>a</sup>
FBA (vástago:suelo)	23.9 ± 27.0 <sup>a</sup>	15.6 ± 1.6 <sup>a</sup>
FBA (raíz:suelo)	130.1 ± 43.6 <sup>a</sup>	34.7 ± 15.1 <sup>b</sup>

Nivel bajo = 1.0 mg/L Hg, nivel alto = 8.0 mg/L Hg, testigo = 0.0 mg/L Hg. Se muestran promedios ± la desviación estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medias (p < 0.05).

FT: factor de translocación, FBA: factor de bioacumulación.

Los valores de volatilización de Hg de una planta completa (µg de Hg/planta completa/día) en los tratamientos con los niveles alto y bajo de Hg, no fueron estadísticamente distintos y se encontraron dentro del rango de 17.4 y 35.6 µg de Hg/planta completa/día (**Cuadro IV**). Por otro lado, los valores de volatilización por gramo de planta (µg de Hg/g de planta/día) fueron significativamente mayores en el tratamiento con el nivel alto de Hg, siendo de 7.1 µg la cantidad de Hg que podría emitirse a la atmosfera

**CUADRO IV.** MERCURIO VOLATILIZADO CADA 24 HORAS EN *Lantana camara* A LOS 60 DÍAS DE EXPOSICIÓN A ESTE ELEMENTO EN LA SOLUCIÓN DEL SUELO.

	Nivel bajo	Nivel alto
Hg <sup>o</sup> volatilizado (µg/g planta/día)	2.9 ± 1.8 <sup>b</sup>	7.1 ± 2.9 <sup>a</sup>
Hg <sup>o</sup> volatilizado (µg/planta completa/día)	17.4 ± 11.9 <sup>a</sup>	35.6 ± 20.0 <sup>a</sup>

Nivel bajo = 1.0 mg/L Hg, nivel alto = 8.0 mg/L Hg, testigo = 0.0 mg/L Hg. Se muestran promedios ± la desviación estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medias (p < 0.05).

por cada gramo de planta en un día, si la planta fuera expuesta a 8.0 mg/L de Hg en la solución del suelo (**Cuadro IV**).

## DISCUSIÓN

La concentración de Hg en los órganos vegetativos de *L. camara* mostró el siguiente patrón: raíz > hojas > tallo. Esta relación es respaldada por un FT < 1, el cual indica una menor efectividad para transferir el metal desde la raíz al vástago. A pesar de tener una baja eficiencia de translocación, *L. camara* tiene un FBA > 1 en el tallo y en la raíz. Además, el FBA fue dos veces más alto en la raíz respecto al tallo en el tratamiento con el nivel alto de Hg, lo cual indica que la raíz es el órgano que acumula más mercurio. Al comparar estos resultados con la literatura, se observa que *L. camara* supera la concentración de Hg en raíz reportada para fitorremediadoras potenciales de este metal como *Erato polymnioides* (3.56 mg/kg de Hg; Chamba et al. 2017) o *Jatropha curcas* (5.98 mg/kg de Hg; Marrugo-Negrete et al. 2016). Esta diferencia podría deberse a que las plantas de *L. camara* estuvieron expuestas de manera constante al Hg en la solución del suelo, mientras que *E. polymnioides* y *J. curcas* provinieron de suelos de MOAPE contaminados de forma heterogénea con Hg. Por otro lado, *Crupina vulgaris*, una planta presente en una mina antigua de cinabrio altamente contaminada (1709 mg/kg de Hg en el suelo), contenía 160 mg/kg de Hg en la raíz (Fernández-Martínez et al. 2015), un valor más cercano al reportado en el presente estudio para *L. camara* (130.1 y 277.8 mg/kg en los tratamientos con los niveles bajo y alto de Hg, respectivamente).

Con base en los criterios disponibles para caracterizar la hiperacumulación de Hg en *L. camara*, esta especie cumple con dos de ellos: *i*) acumula y tolera la toxicidad del Hg sin necrosis, clorosis ni reducción de la biomasa y *ii*) presenta un FBA > 1 en el vástago. El tercer criterio correspondería a una concentración alta en el vástago, pero este umbral no se encuentra claramente establecido para el Hg (Liu et al. 2020). Luego de 60 días de exposición continual al Hg, *L. camara* alcanzó una concentración total de 402.9 mg/kg, con un 30 % en el vástago y un 70 % en la raíz. Las plantas que han sido caracterizadas con potencial para la fitorremediación de Hg son mayormente hierbas, y la única reportada con un FBA > 1 es *Axonopus compressus* en una región minera del sur de Ecuador (Liu et al. 2020). De acuerdo con los

resultados del presente estudio, *L. camara* podría considerarse una fitoestabilizadora potencial de Hg por su tendencia a acumular una mayor proporción de Hg en raíces, como se ha reportado en esta misma especie para Cr, Ni, Cd (Sahoo 2017), Pb (Arathi et al. 2021) y metaloides xenobióticos como el As (Kahangwa et al. 2021). Por otro lado, para otras 46 especies catalogadas como acumuladoras potenciales de Hg, la concentración en vástago siempre fue mayor que en raíz (Liu et al. 2020). Greger et al. (2005) reportaron mayores concentraciones de mercurio en los tejidos aéreos respecto a la raíz en *Trifolium repens* L., *Triticum aestivum* L., *Beta vulgaris* L., *Brassica napus* L., *Salix viminalis* L. y *Pisum sativum* L.

La fitovolatilización o capacidad de transpirar contaminantes es un criterio muy importante para caracterizar plantas promisorias para la fitorremediación del Hg. En este estudio, *L. camara* volatilizó una mayor cantidad de Hg<sup>0</sup> (35.6 µg de Hg/planta completa/día, con 8.0 mg/kg de Hg en la solución del suelo) que la reportada para otras especies como *Brasica juncea* (5.0 µg de Hg/planta completa/día, con 1.3-4.5 mg/kg de Hg en suelo) y *Zea mays* (2.4 µg de Hg/planta completa/día, con 4 mg/kg de Hg en suelo) (Moreno et al. 2005, Yu et al. 2010). Estas diferencias podrían deberse a condiciones experimentales distintas, ya que en nuestro estudio *L. camara* estuvo expuesta de manera continua al Hg en la solución del suelo por riego, mientras que en los ensayos con *Z. mays* y *B. juncea* se utilizó suelo previamente contaminado artificialmente y suelo proveniente de una mina, respectivamente.

Leonard et al. (1998) utilizaron un sistema de intercambio de gases para evaluar el balance de Hg acumulado y volatilizado en cinco especies de plantas y estimaron que aproximadamente el 70 % del total de Hg incorporado por las raíces llegó a la atmósfera por volatilización. Para tener un balance del Hg durante los 60 días del experimento con *L. camara*, a continuación estimamos el balance del Hg acumulado y volatilizado. Si *L. camara* volatilizó la cantidad diaria de Hg reportada en nuestro estudio (7.1 µg Hg/g de planta/día), la cantidad volatilizada de Hg durante los 60 días del experimento sería de 426 µg de Hg/g planta. En ese mismo periodo de tiempo, la planta acumuló 402.9 µg de Hg/g planta. Considerando estas estimaciones, estaríamos ante un escenario en que la concentración de Hg volatilizado y acumulado es muy cercana. De igual manera, en el tratamiento de baja concentración de Hg se proyecta un escenario similar (se volatilizarían 174 µg de Hg/g planta, mientras que se acumularían 163.1 µg

de Hg/g planta). Es posible que *L. camara* no volatilizara la misma cantidad de Hg por día durante todo el experimento y nuestra proyección esté sobrestimada; aun así, partiendo de un enfoque conservador, esta planta debería utilizarse en estrategias de fitorremediación en las cuales sea posible recuperar el Hg volatilizado.

Una de las propuestas para la fitorremediación de suelos contaminados con Hg es obtener plantas nativas o transgénicas con alta capacidad de volatilizar Hg en una forma menos tóxica para el ambiente. De acuerdo con nuestros resultados, *L. camara* tiene la capacidad de descontaminar un suelo mediante dos estrategias: fitoestabilización y fitovolatilización. Además, el Hg transferido por *L. camara* a la atmósfera llegaría a ésta como Hg<sup>0</sup>, una de las formas menos tóxicas del elemento. Aunque el Hg<sup>0</sup> que llega a la atmósfera evitaría la contaminación de aguas y su conversión en MeHg por la vida silvestre, contribuiría a la concentración atmosférica del metal. Por ello, una tecnología de fitorremediación basada en *L. camara* requiere un análisis de su impacto en la región antes de implementarse.

## CONCLUSIONES

*L. camara* ha llamado la atención en los últimos años debido a su potencial para la fitorremediación de metales pesados en diferentes regiones del mundo. En este estudio se presenta evidencia de que *L. camara* acumula mayor cantidad de Hg en las raíces, seguido por las hojas y el tallo, sin mostrar cambios morfológicos indicativos de toxicidad tras ser expuesta a 8.0 mg/kg de Hg en la solución del suelo. Los índices de bioacumulación > 1 indican un alto potencial de acumulación, especialmente en las raíces. La concentración máxima de Hg observada por peso seco de planta fue de 402.9 mg/kg, de los cuales aproximadamente la mitad se bioacumuló en las raíces. Además, se observó que la cantidad de Hg<sup>0</sup> volatilizada por esta especie fue similar a la cantidad acumulada por la planta durante el mismo periodo de tiempo. Si bien *L. camara* tiene una alta capacidad de adaptación a áreas perturbadas por la minería, se requiere más investigación sobre su capacidad de fitovolatilización en diferentes tipos de suelos nativos con contaminación multimetálica. El presente estudio amplía el conocimiento sobre la respuesta de *L. camara* a metales pesados y resalta la importancia de incluir la fitovolatilización en la caracterización del potencial de plantas promisorias para la fitorremediación.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL) por apoyar esta investigación en el marco de la iniciativa UTPL SmartLand, programa de investigación PROY\_CCNN\_1138. Agradecemos también al Dr. Luis Vicente García Berfont<sup>†</sup> de la Universidad Central de Venezuela por asesorarnos en el diseño de los experimentos, y a la Maestría en Biología de la Conservación y Ecología Tropical de la UTPL, en especial al Dr. Ángel Raimundo Benítez Chávez.

## REFERENCIAS

- Adriano D.C. (2001). Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability, and risk of metals. 2da ed. Springer-Verlag, Nueva York, EUA, 867 pp. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>
- Alaribe F.O. y Agamuthu P. (2015). Assessment of phytoremediation potentials of *Lantana camara* in Pb impacted soil with organic waste additives. Ecological Engineering 83, 513-20. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.001>
- Arathi T., Rahna K.P., Sebastian D.P. y George S. (2021). Assessment of heavy metal and pesticide contamination in banana fields and development of phytoremediation system in Kozhikode District, Kerala, India. Nature Environment and Pollution Technology 20 (3), 1251-1256. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2021.v20i03.035>
- Brooks R.R. (1998). Plants that hyperaccumulate heavy metals. En: Plants and the chemical elements: Biochemistry, uptake, tolerance and toxicity (Fargo M.E., Ed.). CAB International, Wallingford, Reino Unido, 87-105. <https://doi.org/10.1002/9783527615919.ch4>
- Chamba I., Rosado D., Kalinhoff C., Thangaswamy S., Sánchez-Rodríguez A. y Gázquez M.J. (2017). *Erato polymnioides* – A novel Hg hyperaccumulator plant in Ecuadorian rainforest acid soils with potential of microbe-associated phytoremediation. Chemosphere 188, 633-641. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.160>
- Conesa H.M., Faz Á. y Arnaldos R. (2006). Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Unión mining district (SE Spain). Science of The Total Environment 366, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.008>
- Covarrubias S. y Peña-Cabriales 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>

- Day M., Wiley C.J., Playford J. y Zalucki M.P. (2003). *Lantana*: Current management status and future prospects. ACIAR Monograph 102, Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia, 128 pp.
- Fernández-Martínez R., Larios R., Gómez-Pinilla I., Gómez-Mancebo B., López-Andrés S., Loredó J., Ordóñez A. y Rucandío I. (2015). Mercury accumulation and speciation in plants and soils from abandoned cinnabar mines. *Geoderma* 253, 30-38. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.04.005>
- González R.C. y González-Chávez M.C. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution* 144, 84-92. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.006>
- Greger M., Wang Y.D. y Neuschütz C. (2005). Absence of Hg transpiration by shoot after Hg uptake by roots of six terrestrial plant species. *Environmental Pollution* 134 (2), 201-208. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.08.007>
- Hutchison A.R. y Atwood D.A. (2003). Mercury pollution and remediation: The chemist's response to a global crisis. *Journal of Chemical Crystallography* 33, 631-645. <https://doi.org/10.1023/A:1024906212586>
- Jusselme M.D., Miambi E., Mora P., Diouf M. y Rouland-Lefèvre C. (2013). Increased lead availability and enzyme activities in root-adhering soil of *Lantana camara* during phytoextraction in the presence of earthworms. *Science of The Total Environment* 445-446, 101-109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.054>
- Kabata-Pendias A. y Pendias H. (2010) Trace elements in soils and plants. 4a ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, EUA, 548 pp. <https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kahangwa C.A., Nahonyo C.L., Sangu G. y Nassary E.K. (2021). Assessing phytoremediation potentials of selected plant species in restoration of environments contaminated by heavy metals in gold mining areas of Tanzania. *Heliyon* 7 (9), e07979. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07979>
- Kramer U. (2010) Metal hyperaccumulation in plants. *Annual Review of Plant Biology* 61, 517-534. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042809-112156>
- Le Jeune A.H., Bourdío F., Aldamman L., Perron T., Amyot M. y Pinel-Alloul B. (2012). Factors affecting methylmercury biomagnification by a widespread aquatic invertebrate predator, the phantom midge larvae *Chaoborus*. *Environmental Pollution* 165, 100-108. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.003>
- Leonard T.L., Taylor Jr. G.E., Gustin M.S. y Fernández G.C. (1998). Mercury and plants in contaminated soils: 1. Uptake, partitioning, and emission to the atmosphere. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17, 2063-2071. <https://doi.org/10.1002/etc.5620171024>
- Liu S., Ali S., Yang R., Tao J. y Ren B. (2019). A newly discovered Cd-hyperaccumulator *Lantana camara* L. *Journal of Hazardous Materials* 371, 233-242. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.016>
- Liu Z., Chen B., Wang L.A., Urbanovich O., Nagorskaya L., Li X. y Tang L. (2020). A review on phytoremediation of mercury contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials* 400, 123138. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123138>
- Marrugo-Negrete J., Marrugo-Madrid S., Pinedo-Hernández J., Durango-Hernández J. y Díez S. (2016). Screening of native plant species for phytoremediation potential at a Hg-contaminated mining site. *Science of The Total Environment* 542, 809-816. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.117>
- Mensah A.K., Marschner B., Antoniadis V., Stemm E., Shaheen S.M. y Rinklebe J. (2021). Human health risk via soil ingestion of potentially toxic elements and remediation potential of native plants near an abandoned mine spoil in Ghana. *Science of The Total Environment* 798, 149272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149272>
- Moreno F.N., Anderson C.W., Stewart R.B. y Robinson B.H. (2005). Mercury volatilisation and phytoextraction from base-metal mine tailings. *Environmental Pollution* 136 (2), 341-352. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.11.020>
- Nedjimi B. (2021). Phytoremediation: A sustainable environmental technology for heavy metals decontamination. *SN Applied Sciences* 3, 286. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04301-4>
- Negi G., Sharma S., Vishvakarma S.C., Samant S.S., Maikhuri R.K., Prasad R.C. y Palni L. (2019). Ecology and use of *Lantana camara* in India. *The Botanical Review* 85, 109-130. <https://doi.org/10.1007/s12229-019-09209-8>
- Pandey S.K., Bhattacharya T. y Chakraborty S. (2016). Metal phytoremediation potential of naturally growing plants on fly ash dumpsite of Patratu thermal power station, Jharkhand, India. *International Journal of Phytoremediation* 18 (1), 87-93. <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1064353>
- Patra M. y Sharma A. (2000). Mercury toxicity in plants. *The Botanical Review* 66, 379-422. <https://doi.org/10.1007/BF02868923>
- Ramírez-Morales D., Rodríguez-Artavia B., Sáenz-Vargas W., Sánchez-Gutiérrez R., Villalobos-González W. y Mora-Barrantes J.C. (2019). Minerías artesanales para la extracción de oro mediante el uso de mercurio: estado del arte del impacto ambiental en los medios agua, aire y suelo. *Tecnología en Marcha* 32 (3), 3-11. <https://doi.org/10.18845/tm.v32i3.4475>
- Raskin I., Smith R.D. y Salt D.E. (1997). Phytoremediation of metals: Using plants to remove pollutants from



- the environment. *Current Opinion in Biotechnology* 8 (2), 221-226. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(97\)80106-1](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(97)80106-1)
- Sahoo S. (2017). Phytoremediation potential of some native plants growing in the vicinity of sponge iron industry. *Pollution Research* 36 (2), 333-339.
- Sharma G.P., Raghubanshi A.S. y Singh J.S. (2005). *Lantana* invasion: An overview. *Weed Biology and Management* 5, 157-165. <https://doi.org/10.1111/j.1445-6664.2005.00178.x>
- Swain E.B., Jakus P.M., Rice G., Lupi F., Maxson P.A., Pacyna J.M., Penn A., Spiegel S.J. y Veiga M.M. (2007). Socioeconomic consequences of mercury use and pollution. *Ambio* 36 (1), 45-61. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[45:scomua\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[45:scomua]2.0.co;2)
- Tahtamouni R.W., Shibli R.A., Younes L.S., Abu-Mallouh S. y Al-Qudah T.S. (2020). Responses of *Lantana camara* Linn. callus cultures to heavy metals added to the culture media. *Jordan Journal of Biological Sciences* 13 (4), 551-557.
- Verma S. (2018). Medicinal potential of *Lantana camara*: Verbenaceae. *Journal of Drug Delivery and Therapeutics* 8 (4), 62-64. <https://doi.org/10.22270/jddt.v8i4.1771>
- Welna M. y Pohl P. (2017). Potential of the hydride generation technique coupled to inductively coupled plasma optical emission spectrometry for non-chromatographic As speciation. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 32, 1766-1779. <https://doi.org/10.1039/C7JA00107J>
- Wu W., Wang J., Yu Y., Jiang H., Liu N., Bi J. y Liu M. (2018). Optimizing critical source control of five priority-regulatory trace elements from industrial wastewater in China: Implications for health management. *Environmental Pollution* 235, 761-770. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.005>
- Xie Y.H., Zhang M.H., Xiong R., Li T., Pu Y.L., Xu X.X., Li F., Zhang S.R. y Jia Y.X. (2021). Study on the tolerance and detoxification mechanisms of *Lantana camara* under the combined stress of cadmium, lead and zinc. *Journal of Ecology and Rural Environment* 37 (9), 1209-1217. [10.19741/j.issn.1673-4831.2020.1027](https://doi.org/10.19741/j.issn.1673-4831.2020.1027)
- Yu Y., Zhang S. y Huang H. (2010). Behavior of mercury in a soil-plant system as affected by inoculation with the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae*. *Mycorrhiza* 20 (6), 407-414. <https://doi.org/10.1007/s00572-009-0296-4>