

ACUMULACIÓN DE PLOMO EN *Ricinus communis*

Susana Astrid López-García

Instituto Tecnológico Superior de Naranjos,
Área de ciencias básica
Veracruz, México

Georgina Martínez-Reséndiz

Intituto Tecnológico Superior de Misantla,
División de Estudios de Posgrado e
Investigación, Tecnológico Nacional de
México
Veracruz, México

Heriberto Esteban-Benito

Instituto Tecnológico Superior de Naranjos,
Área de ciencias básica
Veracruz, México

Luis Felipe Juárez-Santillán

Univerisdad Tecnológica de Gutiérrez
Zamora, Área académica de
Agrobiotecnología, Campus Gutiérrez
Zamora
Veracruz, México

All content in this magazine is licensed under a Creative Commons Attribution License. Attribution-Non-Commercial-Non-Derivatives 4.0 International (CC BY-NC-ND 4.0).



Resumen: *Ricinus communis* es una especie vegetal que se desarrolla fácilmente, esta facilidad le permite ser una planta que puede presentar potencial en proceso de fitorremediación. En este trabajo se realizó la propagación de *Ricinus communis* con la finalidad de determinar el potencial de acumulación de plomo (Pb). Se utilizaron nueve recipientes, cada uno con 315.0 g de sustrato (suelo-agrolita 50/50), sembrando tres semillas escarificadas, el sustrato se humedeció con medio MS modificado, se evaluó pH y Eh en sustrato, mientras que en planta se cuantificó Pb y clorofila. Una vez germinadas las semillas se adicionó Pb a diferentes concentraciones (315.86 ppm, 121.96 ppm) y un control (0 ppm); al mes de desarrollo de las plantas, estas se retiraron y cuantificó Pb en tallo, hoja y raíz, los resultados mostraron que el órgano de mayor acumulación fue la raíz para ambos tratamientos. La concentración de Pb en la raíz fue de 4.56 mg Pb/g para el tratamiento de 315.86 ppm y de 2.13 mg Pb/g para el tratamiento de 121.96 ppm. Esta planta puede ser clasificada como tolerante de acuerdo con la concentración de Pb en sus órganos. El *Factor de Translocación* (FT) fue < 1 para las dos concentraciones de Pb, debido a que *Ricinus communis* acumula principalmente al Pb en raíz. En cuanto a la clorofila *b*, las concentraciones fueron mayores en los tratamientos con plomo, respecto del control; mientras que la concentración de clorofila *a* fue mayor en el tratamiento control, seguida del tratamiento de 315.86 ppm de Pb. Esta planta puede ser empleada en procesos de rizofiltración.

Palabras clave: *Ricinus communis*, fitorremediación, plomo, metales pesados y suelo

INTRODUCCIÓN

Las metalofitas son plantas que tienen la capacidad de sobrevivir en suelos mineralizados. Tales especies son divididas en dos grupos i) pseudometalofitas las cuales pueden crecer tanto en sitios contaminados como no contaminados y ii) las metalofitas que son especies de plantas que han desarrollado los mecanismos fisiológicos para resistir, tolerar y sobrevivir en suelos con altos niveles de metales y, por ello, son endémicas de suelos con afloramientos naturales de minerales metálicos (Becerril et al., 2007). Los residuos procedentes de la minería constituyen un ambiente hostil para las plantas, ya que presentan concentraciones elevadas de metales y deficiencias de nutrientes. Dentro de los metales más tóxicos se encuentra el plomo (Pb), su presencia en el ambiente se debe principalmente a las actividades mineras, prácticas agronómicas y el uso de aguas residuales para riego. Existen algunos procesos para la remoción de Pb, entre los cuales destacan los fisicoquímicos, ya que presentan una eficiente remoción del metal, sin embargo, sus costos son elevados. Una alternativa es la fitorremediación, la cual se define como el uso de plantas para degradar, contener o estabilizar un contaminante, se destaca por ser una tecnología limpia, estéticamente agradable, dependiente de la energía solar, se puede realizar *in situ*, es decir sin necesidad de transportar el suelo o sustrato contaminado, es de bajo coste, permite su aplicación, tanto a suelos como a aguas, sólo requiere prácticas agronómicas convencionales, actúa positivamente sobre el suelo, mejorando sus propiedades físicas y químicas (Salt et al., 1998).

La fitorremediación hace uso de diferentes variantes tales como: la fitoextracción involucra el uso de plantas para facilitar la remoción de metales en el suelo (Kumar et al., 1995); en la rizofiltración el agua

contaminada pasa a través de las raíces y el contaminante se absorbe y lo concentran en ellas; la fitovolatilización es utilizada para compuestos orgánicos, estos entran a través de la raíces y son emitidos a la atmósfera en forma de dióxido de carbono y agua; la fitoestabilización se basa en la estabilización de residuos y previene la exposición vía viento, agua o erosión y suministro de control hidráulico, el cual suprime la migración vertical de los contaminantes hacia las aguas subterráneas; finalmente la fitodegradación consiste en la degradación de los contaminantes en moléculas más simples las cuales posteriormente son incorporadas al metabolismo de la planta (Ali et al. 2013). Para que una planta pueda ser empleada en procesos de fitorremediación debe cumplir con ciertas características: i) alta producción de biomasa (Xu *et al.*, 2006), ii) presentar factores de translocación superiores a uno específicamente para procesos de fitoextracción ii) factor de bioacumulación superior a uno (Min *et al.*, 2007) y iv) acumular concentraciones inusuales de algún contaminante en este caso metales tóxicos. Una concentración normal de Pb es de 10 mg kg⁻¹, para considerar a una planta acumuladora ésta debe presentar concentraciones superiores a las normales sin presentar efectos de daño alguno y para clasificarla como hiperacumuladora debe presentar más de 1,000 mg Pb kg⁻¹ (Kidd *et al.*, 2007) en sus órganos aéreos. Hasta 1989 se conocían cinco especies de plantas hiperacumuladoras: *Auopmeria martima*, *Thlaspi rotundifolium*, *Thlaspi alpestre*, *Alyssum wlfenianum* y *Polycarpaea synandra* (Baker y Brooks, 1989).

La propagación de este tipo de plantas es importante, ya que a partir de esto se podrán generar individuos resistentes a la presencia de algún contaminante. Con base en la información anterior, se propuso como objetivo, estandarizar las

técnicas metodológicas para la obtención de individuos de *Ricinus cummunis* resistentes a Pb. *Ricinus communis* es una planta silvestre con buen desarrollo de biomasa, con un sistema extenso de raíces, rápido crecimiento, capacidad de crecer en una amplia gama de condiciones geográficas (Martínez-Jurado, 2009) y se ha demostrado que es una especie metalofita. Resulta interesante generar individuos resistentes de esta especie al Pb, con la finalidad de emplearlos en procesos de fitorremediación.

METODOLOGÍA

El experimento se llevó a cabo en la Universidad Tecnológica de Gutiérrez Zamora. Las semillas (30) se escarificaron mecánicamente y se desinfectaron con hipoclorito de sodio al 30% por 10 minutos (Martínez- Jurado, 2009), después se sembraron en envases con sustrato (suelo-agrolita 50/50, 315.0 g), el sustrato fue humedeciendo con medio MS modificado. Se hizo un tratamiento control y se probaron dos concentraciones de Pb (121.96 ppm, 315.86 ppm), empleando como fuente de este elemento al Nitrato de Plomo (Merk) cada tratamiento con tres replicas y cada replica con tres semillas. Transcurrido un mes, las plantas fueron colectadas para determinar el potencial de acumulación de Pb en hoja, raíz y tallo; así como evaluar el contenido de clorofila *a* y *b* en hojas.

DETERMINACIÓN DE PH, EH Y CONSTRUCCIÓN DE DIAGRAMA DE POURBAIX

Las propiedades fisicoquímicas analizadas fueron; pH y potencial redox (E_h, Fernández *et al.*, 2006), estos dos parámetros permiten determinar el posible estado de oxidación del Pb. El Diagrama de Pourbaix y existencia predominio presentados en este documento se realizaron con la ayuda del programa

equilibrio químico (versión 3.2). El pH y E_h del sustrato fueron ubicados en este diagrama para conocer la especie de Pb que predominaba en el sustrato.

DETERMINACIÓN DE PB EN PLANTA

Para la digestión de las muestras se utilizó un equipo de microondas modelo MarsX (CEM, EUA). Los métodos empleados para la digestión para el sustrato y la planta fue el EPA 3051 y EPA 3052 respectivamente (EPA, 1995a, b). Las muestras digeridas fueron aforadas a 50 mL con una solución de HNO_3 al 3% preparada con agua desionizada, finalmente la cuantificación de Pb se hizo en un espectrofotómetro de absorción atómica (Varian 880).

DETERMINACIÓN DEL FACTOR DE TRANSLOCACIÓN

El factor de translocación (FT) fue calculado relacionando la concentración del metal en en los órganos aéreos entre la concentración del metal en la raíz (Ecuación 1, Deng *et al.*, 2004).

$$TF = \frac{[Pb \text{ en } \text{órganos aéreos}]}{[Pb \text{ en raíz}]} \quad (1)$$

DETERMINACIÓN DE CLOROFILA EN HOJAS DE RICINUS COMMUNIS

Se determinó la concentración de clorofila a y b de acuerdo al método de Martín y Castañeda, (2016). Una vez cosechadas las plantas de cada tratamiento se tomaron 0.5 g de hoja. Los tejidos se cortaron en trozos pequeños, se colocaron dentro de matraces volumétricos de 25 ml y se aforaron con acetona al 80%. Los matraces permanecieron por 24 horas, en oscuridad y agitación constante. Para la medición de clorofila a y b se utilizó un espectrofotómetro marca Thermo SPECTROINIC, HEMIOF. Las longitudes de onda que se utilizaron para medir clorofila a

y b fueron 645 y 663 nm, respectivamente. Se tomó como blanco para ambas longitudes de onda acetona al 80%.

La cantidad de los dos tipos clorofila en las hojas fue calculada por las siguientes ecuaciones (Maclachalam y Zalik 1963):

$$Ca = \frac{(12.3 D_{663} - 0.86 D_{645}) V}{(d) (1000) (P)} \quad (2)$$

$$Cb = \frac{(19.3 D_{663} - 3.6 D_{645}) V}{(d) (1000) (P)} \quad (3)$$

Donde C_a es la concentración de clorofila a ($mg \cdot g^{-1}$ PF), C_b la concentración de clorofila b ($mg \cdot g^{-1}$ PF), D es la densidad óptica de la longitud de onda indicada, V es el volumen final (ml), P es el peso de las hojas (g) y d es la distancia que recorre la luz, de su fuente a la muestra (1cm).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN PLOMO EN SUSTRATO

En la figura 1, se representa el diagrama de Pourbaix, en él, se intersecan los valores de pH y E_h de cada tratamiento (Control: pH = 6.5, E_h = 0.04 volts; T1: pH = 5.7, E_h = 0.055 volts; T2: pH = 5.5, E_h = 0.056 volts). Cuando se presentan valores de pH ácido la gran mayoría de metales tiende a oxidarse y por lo tanto presentan una mayor solubilidad. Para el Pb, se ha reportado que a un pH superior a 6.1 el y cuando el E_h sea superior a 1.3 volts $Pb(OH)_n^{2-n}$ está de forma insoluble (Burriel *et al.*, 1994) la especie que predomina es Pb^{2+} . En sustratos ácidos se produce una competencia entre los iones H^+ y los cationes metálicos por los sitios de intercambio, a valores de pH ácido se produce desorción de los metales, por lo que aumenta su concentración en la solución del suelo y por lo tanto también incrementa la biodisponibilidad (Alloway, 1995, Saha *et al.* 2017, Dotaniya *et al.* 2017). Con base en los resultados obtenidos de pH, E_h y el diagrama de Pourbaix (Figura 2) se confirma que el Pb se encuentra como Pb^{2+} . Este dato permite

inferir que el Pb adicionado está totalmente soluble y disponible para la planta.

PLOMO EN PLANTA

En la tabla 1, se muestran los resultados de la concentración de Pb en los diferentes órganos de *Ricinus communis*, los cuales indican que la mayor concentración de Pb se presenta en la raíz (4.56 mg Pb/g para el tratamiento de 315.86 ppm y 2.13 mg Pb/g para el tratamiento de 121.96 ppm). Las plantas, dependiendo del órgano en el cual acumulen a los metales tóxicos, es la estrategia que presentan, algunas especies vegetales basan su resistencia debido a una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea, otras prefieren acumular el metal en hoja o tallo en una forma no tóxica. La estrategia de exclusión es más característica de especies sensibles y tolerantes a los metales, mientras que la acumulación es más común de especies que aparecen siempre en suelos contaminados o metalíferos (Barceló *et al.*, 2003). Por los datos aquí reportados, se puede decir que *Ricinus communis*, presenta una estrategia de exclusión ante el Pb, ya sea para evitar un daño por toxicidad en partes aéreas, o porque en la raíz estabiliza a este elemento, formando complejos metálicos estables menos tóxicos con quelantes (como fitoquelatinas, ácidos orgánicos, aminoácidos o fenoles de tipo flavonoides) o secuestrando al metal desde zonas con un metabolismo activo (citoplasma) hacia el interior de vacuolas o en la pared celular, donde no puedan ocasionar efectos adversos (Vázquez *et al.*, 2006).

Las fuentes de Pb disponible para las plantas son el suelo y los aerosoles. Estudios sobre absorción de Pb por plantas han demostrado que la raíz tiene la capacidad de acumular cantidades importantes de este elemento y que simultáneamente existe una gran restricción para translocarlo a órganos aéreos (Kushwaha *et al.* 2018), lo cual

concuerta con los resultados en este estudio y confirmando que, en efecto la raíz acumula la mayor cantidad de Pb, mientras que tallo y hoja presenta menor cantidad.

EL FT permite determinar si el metal pasa a órganos aéreos o permanece en raíz (Bhatti *et al.*, 2018). Según Chandra *et al.*, 2018, reporta que a medida que se acumula mayor proporción (95%) de Pb en raíz, el FT es menor a 1 y por lo tanto una pequeña cantidad (5%) es translocada a órganos aéreo (Kiran y Prasad, 2017). Los sitios de intercambio en raíces ayudan a que el Pb se pueda unir extracelularmente, esto permite que este elemento se encuentre en raíz debido a los grupos carboxilo del ácido glucorónico y galacturónico, presentes en el mucilago de la pared celular, propiciando una restricción al transporte apoplástico a las partes aéreas (Inoue *et al.*, 2013).

El Pb se mueve predominantemente vía apoplasto en la raíz y es acumulado cerca de la endodermis. La endodermis actúa como una barrera parcial para el movimiento del Pb entre la raíz y los órganos aéreos. Esto podría ser una de las razones por las cuales se reportan grandes acumulaciones de Pb en raíz, comparado con órganos aéreos (Kushwaha *et al.*, 2018). Por otro lado, cuando Pb está presente en formas solubles en soluciones nutritivas, las raíces de las plantas son capaces de tomar grandes cantidades de este metal, la tasa aumenta con la concentración cada vez mayor en las soluciones y con el tiempo.

El contenido de Pb en los diferentes órganos de las plantas tiende a decrecer en el siguiente orden: raíz > hojas > tallo > flores > semillas (Sharma y Dubey 2005), lo cual concuerda con lo reportado en el presente estudio.

El FT para ambos tratamientos fue menor a uno, lo que confirma nuevamente que *Ricinus communis* presenta una estrategia de exclusión ante el Pb, por lo que es apta para el proceso de rizofiltración.

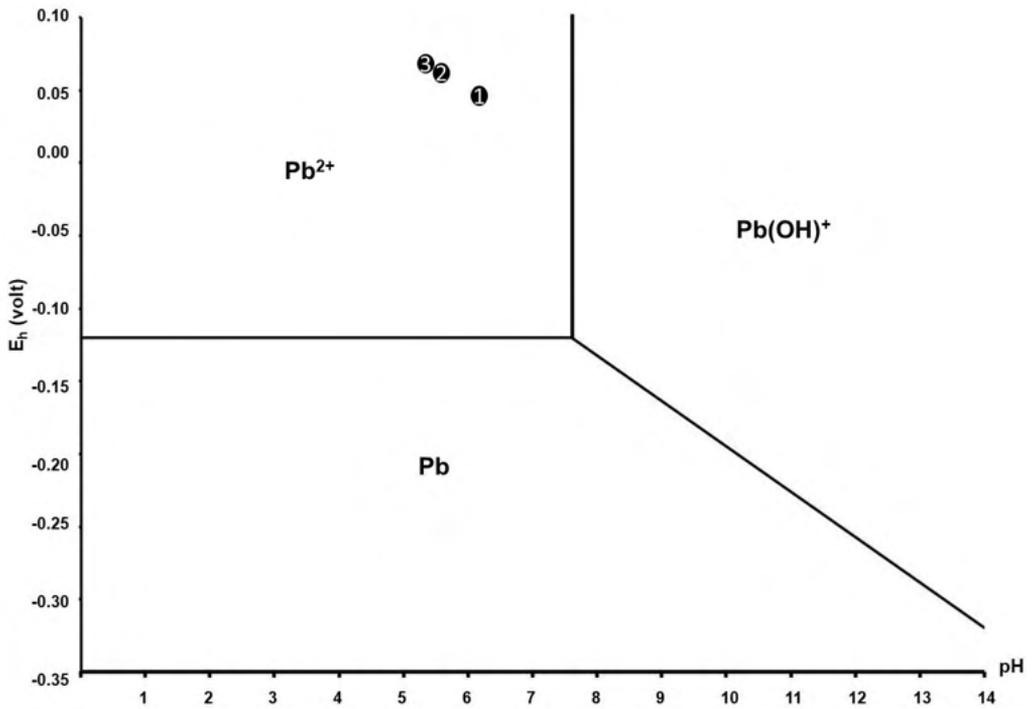


Figura 1. Diagrama de Pourbaix

Tratamiento	hoja	Tallo	Raíz	FT
	[mg Pb/g de planta seca]			
Control	nd	nd	nd	
121.96 ppm Pb	nd	0.212 (0.02)	2.13 (0.10)	0.10
315.86 ppm Pb	0.19 (0.01)	0.160 (0.02)	4.56 (0.18)	0.08

Tabla 1. Concentración de Pb en cada órgano en *Ricinus communis*

Tratamiento	Clorofila b	Clorofila a
	mg g ⁻¹ PF	
Control	1.49	2.11
121.96 ppm Pb	1.54	1.54
315.86 ppm Pb	1.54	1.78

Tabla 2. Concentración de clorofila en hojas de *Ricinus communis*

CLOROFILA EN PLANTA

En la tabla 2, se pueden ver las concentraciones de clorofilas. En los tratamientos de 121.96 ppm y 315.86 ppm de Pb, la concentración de clorofila *b* es la misma (1.54 mg g⁻¹ PF), siendo está ligeramente mayor a la que presenta el experimento control. En cuanto a la clorofila *a*, ésta tiende a disminuir a 121.96 ppm de Pb, pero aumenta un poco en 315.86 ppm de Pb, sin ser este valor superior al del experimento control. Estudios han reportado que los metales pesados pueden sustituir al Mg en la molécula de clorofila, lo que imposibilita la captación de fotones, generando como consecuencia una disminución en la actividad fotosintética. Un organismo expuesto a metales tóxico, puede presentar daño, el cual deberá compensar de alguna u otra forma, ya sea como una estrategia de exclusión (ya discutida con anterioridad), o permitiendo la entrada de alguna agente que le permita tolerar concentraciones consideradas tóxicas, en este estudio para poder evaluar el estrés de *Ricinus communis* se empleó como criterio el contenido de clorofila *a* y *b*. Sharma y Dubey, (2005) mencionaron que el Pb inhibe la síntesis de clorofila haciendo perjudicial la absorción de elementos esenciales como el Mg y Fe. Un aumento en la degradación de clorofila ocurre en plantas que crecen en suelo contaminado con Pb, debido a que aumenta la actividad de la enzima clorofilasea, si bien en este experimento se observa lo descrito por Sharma y Dubey (2005), es importante observar que a 315.86 ppb de Pb la concentración de clorofila tiende a incrementar, dato importante, que va un tanto en contra por lo descrito, esto pudo deberse muy probablemente por el tipo de sal que se empleó como fuente de Pb, ya que se empleó nitrato de Pb, la presencia de una mayor concentración de nitrógeno y por lo tanto una mayor asimilación del mismo, favoreció que

el contenido de clorofila no se haya visto tan afectado con en el experimento de 121.96 ppb de Pb. En las plantas se pueden diferenciar dos tipos de estrés: a) eu-estrés es un estrés activador y estimulante y un elemento positivo para el desarrollo de la planta y b) dis-estrés es un estrés severo y real que causa daño, por lo tanto, tiene un efecto negativo sobre la planta y su desarrollo. Un estrés suave puede activar el metabolismo celular, incrementar la actividad fisiológica de una planta, y no causar ningún efecto dañino aún a largo plazo. En cualquier caso, uno debe considerar que el estrés es un tema dependiente de la dosis. En función de la dosis se puede presentar la transición de eu-estrés a dis-estrés, esto dependerá de la especie vegetal y del tipo de agente estresante aplicado y de la predisposición de la planta, esto es la condición de crecimiento y vitalidad antes de que el agente de estrés comience a actuar (Agathokleous et al. 2019; Vázquez-Hernández et al. 2019).

CONCLUSIONES

De acuerdo a los diagramas de Pourbaix, fases condesadas y existencia de predominio, el Pb se encuentra como Pb²⁺.

Se logró propagar a *Ricinus communis* bajo condiciones fitotóxicas de Pb.

Ricinus communis puede ser clasificada como tolerante de acuerdo a la concentración de Pb en sus órganos y ser empleada para el proceso de rizofiltración.

REFERENCIAS

- Agathokleous, E, Kitao, M., Calabrese, EJ (2019). Hormesis: a compelling platform for sophisticated plant science. *Trends Plant Sci*, 24 (4), 318-327.
- Ali, H, Khan, E, Sajad, MA (2013). Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, 91, 869-888.
- Alloway, BJ (1995). Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional. 2nd edition. England, London, 224-240 pp.
- Baker, AJM, Brooks, RR (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1, 81-126.
- Barceló, J, Poschenrieder, C (2003). Phytoremediation: principles and perspectives. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona. *Contributions to Sci*, 2003, 3, 333-344.
- Becerril, JM, Barrutia, O, García-Plazaola, JI, Hernández, A, Olano, JM, Garbisu, C (2007). Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistemas*, 16, 50-55.
- Bhatti, KH, Anwar, S, Nawaz, K, Hussain, K, Siddiqi, E, Usmansharif, R, Talat, A, Khalid, A (2018). Effect of exogenous application of glycinebetaine on wheat (*Triticum aestivum* L.) under heavy metal stress. *Middle East Journal of Scientific Research*, 14, 130-137.
- Burriel, MF, Lucena, CF, Arribas, JS, Hernández, MJ (1994). *Química analítica cualitativa*. Paraninfo. 15ª edición. España. 1012, 1027 pp.
- Chandra, R, Kumar, V, Tripathi, S., Sharma, P (2018). Heavy metal phytoextraction potential of native weeds and grasses from endocrine-disrupting chemicals rich complex distillery sludge and their histological observations during in-situ phytoremediation. *Ecol Eng*, 111, 143-156.
- Deng, H, Ye, ZH, Wong, MH (2004). Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plants species thriving in metal-contaminated sites in China. *Env. Pollut*, 132, 29-40.
- Dotaniya, ML, Rajendiran, S, Coumar, MV, Meena, VD, Saha, JK, Kundu, S, Kumar, A, Patra, A. K (2017). Interactive effect of cadmium and zinc on chromium uptake in spinach grown on Vertisol of Central India. *Intl J Environ Sci Tech*, 15, 441-448.
- EPA (1995a) Method 3051: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludge, soils, and oils: in test methods for evaluating solid waste, 3rd edition, U.S. Environmental Protection Agency (Ed) Washington, DC.
- EPA (1995b) Method 3052: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices: in test methods for evaluating solid waste, 3rd edition, U.S. Environmental Protection Agency (Ed). Washington, DC.
- Fernández LLC, Rojas AGN, Ramírez IEM, Zegarra MGH, Uribe HR, Reyes AJR, Flores HD, Arce OFD (2006) *Manual de técnicas de análisis de suelo aplicadas a la remediación de sitios contaminados*. SEMARNAT, INE, IMP. México, DF. 19-27, 57-65 pp.
- Inoue H, Fukuoka D, Tatai Y, Kamachi H, Hayatsu M, Ono M, Suzuki S (2013) Properties of lead deposits in cell walls of radish (*Raphanus sativus*) roots. *J Plant Res.*, 126, 51-61.
- Kidd PS, Castro CB, Leston MG, Monterroso C (2007) Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum* L. *Ecosistemas*. 2, 26-43.
- Kiran BR, Prasad MNV (2017) Responses of *Ricinus communis* L. (castor bean, phytoremediation crop) seedlings to lead (Pb) toxicity in hydroponics. *Selcuk J Agri Food Sci.*, 31, 73-80.
- Kumar PBAN, Dushenkov V, Motto H, Raskin I (1995) Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ Sci and Technol.* 5, 1232-1238.

Kushwaha A, Hans N, Kumar S, Rani R (2018) A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies. *Ecotox Environ Safet* 147,1035-1045.

MacLachlan, S y Zalik, S, (1963). Plastid structure chlorophyll concentration and free amino acid composition of a chlorophyll mutant barley. *Can. J. Bot.*, 41, 1053-1061.

Martín, JF y Castañeda, J (2016) Análisis de la clorofila de *Spinacia oleracea* y cuantificación de albumina de espaguete utilizando espectrofotometría. *UGCiencia*, 22, 99-109.

Martínez-Jurado A (2009) Acumulación de cromo en *Ricinus communis* L. y *Reseda luteola* L. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. pp.36,38.

Min Y, Boqing T, Meizhen T, Aoyama I (2007) Accumulation and uptake of manganese in a hyperaccumulator *Phytolacca americana*. *Miner. Eng.* 20, 188-190.

Saha JK, Rajendiran S, Coumar MV, Dotaniya ML, Kundu S, Patra AK (2017) Soil pollution-an emerging threat to agriculture. Springer.

Salt DE, Blaylock M, Kumar NPBA, Dushenkov V, Ensley BD, Chet I, Raskin I (1998) Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, 13, 468-474.

Sharma, P y Dubey, RS (2005). Lead toxicity in plants. *Braz. J. Plant Physiol.* 17, 35-52.

Vázquez, S, Goldsbrough, P, Carpena, RO (2006). Assessing the relative contributions of phytochelatinases and the cell wall to cadmium resistance in white lupin. *Physiologia Plantarum*. 128, 3, 487-495.

Vázquez-Hernández M, Parola-Contreras I, Montoya-Gómez L, Torres-Pacheco I, Schwarz D, Guevara-González R (2019) Eustressors: Chemical and physical stress factors used to enhance vegetables production. *Sci Hortic-Amsterdam* 250, 223-229.

Xu XH, Shi JY, Chen YX, Xue SG, Wu B, Huang YY (2006) An investigation of cellular distribution of manganese in hyperaccumulator plant *Phytolacca acinosa* Roxb. using SRXRF analysis. *J. Environ. Sci.* 18, 746-751.