



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

**INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS
AGRÍCOLAS**

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

**ABSORCIÓN DE PLOMO Y CRECIMIENTO DE
Parkinsonia aculeata L. INOCULADA CON
HONGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES**

MANUEL ARTURO GONZÁLEZ VILLALOBOS

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2018



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALIAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACION

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe Manuel Arturo González Villalobos, Alumno (a) de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor Tomás Martínez Trinidad, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis Absorción de plomo y crecimiento de Parkinsonia aculeata L. inculada con hongos micorrízicos arbusculares

y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, El Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio. de Texcoco, Edo. de México, a 23 de Noviembre de 2018

Firma del
Alumno (a)

Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada: **Absorción de plomo y crecimiento de *Parkinsonia aculeata* L. inoculada con hongos micorrízicos arbusculares**, realizada por el alumno: **Manuel Arturo González Villalobos** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
CIENCIAS FORESTALES

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



Dr. Tomás Martínez Trinidad

ASESOR



Dr. Alejandro Alarcón

ASESORA



Dra. Francisca Ofelia Plascencia Escalante

Montecillo, Texcoco, Estado de México, diciembre de 2018

ABSORCIÓN DE PLOMO Y CRECIMIENTO DE *Parkinsonia aculeata* L. INOCULADA CON HONGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES

Manuel Arturo González-Villalobos, M. en C.
Colegio de Postgraduados, 2018

RESUMEN

Se evaluó el efecto del Pb en la germinación y crecimiento de plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. y su potencial de fitorremediación al inocularla con *Rhizophagus intraradices* en sustrato contaminado con Pb. El primer ensayo estudió el efecto de dos compuestos de Pb en la germinación de semillas y el crecimiento temprano de plántulas de *P. aculeata* en condiciones controladas e invernadero. En condiciones controladas, las soluciones de $PbCl_2$ o de $Pb(NO_3)_2$, inhibieron significativamente la germinación, y el peso seco del vástago y radícula. En invernadero, los compuestos de Pb inhibieron el crecimiento de radícula, pero solo el $Pb(NO_3)_2$ redujo significativamente el peso seco de la misma; así, el efecto del Pb difiere con base en el compuesto de Pb utilizado, siendo más tóxico el $Pb(NO_3)_2$ que el $PbCl_2$. La inhibición que ocasionan ambos compuestos de Pb fue más pronunciada en condiciones controladas que en invernadero. El segundo estudio evaluó el crecimiento y la capacidad de absorción de Pb por *P. aculeata* al ser inoculada con *R. intraradices*, y expuesta a las siguientes concentraciones de Pb [$Pb(NO_3)_2$]: 0, 40, 80, 160, 320, 640 mg L⁻¹. *R. intraradices* favoreció el crecimiento y el peso seco de la parte aérea, pero redujo el crecimiento de raíz. Los niveles de Pb aplicado ni la inoculación micorrízica no tuvieron efecto en el rendimiento cuántico máximo del PSII y en el rendimiento fotosintético. Las concentraciones de Pb no afectaron la colonización micorrízica; pero *R. intraradices* favoreció la absorción del Pb en raíz, y su translocación a la parte aérea; además, mejoró la absorción de P por las plantas.

Palabras clave: Palo verde, Metal pesado, HMA, Contaminación, Fitorremediación.

LEAD UPTAKE AND GROWTH OF *Parkinsonia aculeata* L. INOCULATED WITH ARBUSCULAR MYCORRHIZAL FUNGI

Manuel Arturo González-Villalobos, M. en C.
Colegio de Postgraduados, 2018

ABSTRACT

The effect of Pb was evaluated on the germination and growth of seedlings of *Parkinsonia aculeata* L. and its phytoremediation potential was evaluated when inoculated with *Rhizophagus intraradices* in substrate contaminated with Pb. The first trial studied the effect of two Pb compounds on seed germination and early growth of *P. aculeata* seedlings under controlled conditions and greenhouse. Under controlled conditions, PbCl₂ or Pb(NO₃)₂ solutions significantly inhibited germination, and the dry weight of the stem and radicle. In the greenhouse, the Pb compounds inhibited the radicle growth, but only the Pb (NO₃)₂ significantly reduced the dry weight thereof; thus, the effect of Pb differs based on the Pb compound used, being Pb (NO₃)₂ more toxic than PbCl₂. The inhibition caused by both Pb compounds was more pronounced under controlled conditions than in the greenhouse. The second study evaluated the growth and absorption capacity of Pb by *P. aculeata* when inoculated with *R. intraradices*, and exposed to the following concentrations of Pb [Pb(NO₃)₂]: 0, 40, 80, 160, 320, 640 mg L⁻¹. *R. intraradices* favored growth and dry weight of the aboveground mass, but reduced root growth. The levels of Pb applied and the mycorrhizal inoculation had no effect on the maximum quantum yield of the PSII and on the photosynthetic performance. Pb concentrations did not affect mycorrhizal colonization; but *R. intraradices* favored the absorption of Pb in root, and its translocation to the aboveground tissues; in addition, it improved the absorption of P by the plants.

Key words: Mexican paloverde, Heavy metal, HMA, Pollution, Phytoremediation.

AGRADECIMIENTOS

Al Colegio de Posgraduados en Ciencias Agrícolas por brindarme el apoyo y las herramientas para realizar mis estudios de Maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por brindarme el financiamiento brindado para mi desarrollo personal y el de esta investigación.

Al Dr. Tomás Martínez Trinidad por ser un gran guía, por su interés y su paciencia.

Al Dr. Alejandro Alarcón por su apoyo constante en todo momento.

A la Dra. Fransisca Ofelia Plascencia Escalante por su apoyo y consejos para hacerme ver hasta los más mínimos detalles.

A la Dra. Libia Iris Trejo Téllez por su gran apoyo y amistad.

Al Dr. Juan Almaraz por su ayuda en todo momento.

Al Dr. Miguel Ángel López López por revisar mi tesis como sinodal y por su gran apoyo.

A la Dra. Teresita de Jesus Ruíz Anchondo, por sembrar en mí la semilla de la investigación.

Y a todas las personas que me apoyaron les agradezco de corazón.

DEDICATORIA

A mis padres, Azucena y Arturo

Por su esfuerzo en ayudarnos a mis hermanas y a mí a salir adelante. Los quiero mucho.

A mi esposa, Annahi

Por estar conmigo, por su amistad y su apoyo en cada momento. Te amo.

A mi bebé, Azucena

Por la motivación que me inspiras, y desde que naciste, toda mi vida es dedicada para ti.

A mis hermanas, Mónica y Jessica

Por apoyarme, por sus palabras de aliento para no claudicar.

A mi tío Alberto y mi primo “el chinito”

Por ser un gran apoyo, para que yo estuviera aquí, en el Colegio de Postgraduados.

A mis amigos

Noemi Escamilla, Maestra Esther, David Calderón, Alejandro Hernández, Juan Pablo

Montoya, Irving Jiménez, Agustin Ramírez, Adrian Hernández.

Y a todas las personas que me han apoyado.

CONTENIDO

RESUMEN	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE CUADROS	x
LISTA DE FIGURAS	xi
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
LITERATURA CITADA.....	4
OBJETIVOS.....	7
Objetivo general	7
Objetivos particulares.....	7
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA: CONTAMINACIÓN POR PLOMO, IMPLICACIONES AMBIENTALES Y LA FITORREMEDIACIÓN ASISTIDA POR HMA.....	8
Contaminación de metales y metaloides en México	8
Generalidades del Pb.....	11
Alternativas de recuperación de sitios contaminados de Pb.....	13
Fitorremediación de suelos contaminados con Pb.....	15
Absorción, transporte y detoxificación del Pb en plantas	16
Toxicidad del Pb en plantas.....	18
Potencial de <i>Parkinsonia aculeata</i> L. para recuperar sitios contaminados.....	20
Generalidades de los hongos micorrízicos arbusculares (HMA)	22
Mecanismos involucrados de los HMA en la tolerancia de las plantas	24
LITERATURA CITADA.....	26
CAPÍTULO I. TOXICIDAD DEL PLOMO EN LA GERMINACIÓN DE SEMILLAS Y CRECIMIENTO DE PLÁNTULAS DE <i>Parkinsonia aculeata</i> L.	36
1.1 RESUMEN	36
1.2 ABSTRACT	37
1.3 INTRODUCCIÓN.....	38
1.4 MATERIALES Y MÉTODOS	40
1.4.1 Imbibición e incubación de semillas en solución con Pb.....	40
1.4.2 Siembra de las semillas	42
1.4.3 Cosecha de las plántulas y mediciones	42
1.4.4 Análisis estadístico.....	43
1.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	43

1.5.1 Efecto del Pb en la imbibición de semillas	43
1.5.2 Efecto del Pb en la germinación de las semillas	44
1.5.3 Efecto del Pb en el crecimiento de las plántulas	46
1.6 CONCLUSIONES.....	48
1.7 LITERATURA CITADA.....	49
CAPÍTULO II. CRECIMIENTO Y ABSORCIÓN DE PLOMO POR <i>Parkinsonia aculeata</i> L. INOCULADA CON <i>Rhizophagus intraradices</i>	53
2.1 RESUMEN	53
2.2 ABSTRACT	54
2.3 INTRODUCCIÓN.....	55
2.4 MATERIALES Y MÉTODOS	58
2.4.1 Producción de plántula e inoculación con <i>Rhizophagus intraradices</i>	58
2.4.2 Trasplante y aplicación de tratamientos	59
2.4.3 Cosecha de las plántulas y mediciones	59
2.4.4 Análisis estadístico.....	61
2.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	62
2.5.1 Crecimiento y rendimiento de materia seca	62
2.5.2 Fluorescencia de clorofila	65
2.5.3 Colonización micorrízica	67
2.5.4 Absorción y translocación de Pb y nutrientes.....	68
2.6 CONCLUSIONES.....	74
2.7 LITERATURA CITADA.....	75
CONCLUSIONES GENERALES	82

LISTA DE CUADROS

Cuadro 3.1. Concentración de Pb en el polvo de sitios contaminados de México, 2008-2009	10
Cuadro 3.2. Concentración de Pb en sangre de niños que viven en sitios contaminados de México, 2008-2009.....	11
Cuadro 4.1. Valores de pH y conductividad eléctrica (CE) de las soluciones de los compuestos de Pb utilizados	41
Cuadro 4.2. Efecto de $PbCl_2$ en condiciones de condiciones controladas e invernadero en la germinación de las semillas y crecimiento de las plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L.	45
Cuadro 4.3. Efecto de $Pb(NO_3)_2$ en condiciones de condiciones controladas e invernadero en la germinación de las semillas y crecimiento de las plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L	46
Cuadro 5.1. Valores de significancia del ANOVA de los efectos del Pb y HMA en los parámetros de crecimiento, Rendimiento cuántico máximo del PSII (Fv/Fm) e índice de rendimiento fotosintético (PI), concentración de Pb y nutrimentos en los tejidos de plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L. inoculadas y no inoculadas con <i>Rhizophagus intraradices</i> expuestas por 18 semanas a ante seis concentraciones de Pb.....	63
Cuadro 5.2. Rendimiento cuántico máximo del PSII (Fv/Fm) e índice de rendimiento fotosintético (PI) de las plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L. inoculadas y no inoculadas con <i>Rhizophagus intraradices</i> expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb.	66
Cuadro 5.3. Características químicas de la arena al finalizar el experimento.....	71
Cuadro 5.4. Concentración de N, Ca, Mg en raíz y parte aérea (hojas y tallo) de plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L. inoculadas y no inoculadas con <i>Rhizophagus intraradices</i> y expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb.	74

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Mapa en el que se integran las clases de mayor concentración de los metales pesados en el polvo urbano de Ensenada, Baja California	9
Figura 3.2. Comparación de diferentes métodos de remediación del suelo	14
Figura 3.2. Mecanismos implicados en la fitorremediación de metales y metaloides en suelos	16
Figura 3.4. Países y estados de los Estados Unidos donde se tiene registro de la presencia de <i>P. aculeata</i> L.....	21
Figura 3.5. Mecanismos involucrados en la tolerancia de metales y metaloides por plantas micorrizadas y su contribución a la fitorremediación	25
Figura 5.1. Incremento en diámetro de plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L. inoculadas y no inoculadas con <i>Rhizophagus intraradices</i> expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb.	64
Figura 5.2. Pesos seco de la parte aérea de plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L. inoculadas y no inoculadas con <i>Rhizophagus intraradices</i> expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb.	64
Figura 5.3. Pesos seco de las raíces de plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L. inoculadas y no inoculadas con <i>Rhizophagus intraradices</i> expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb.	65
Figura 5.4. Concentración de Pb en la raíz de plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L. inoculadas y no inoculadas con <i>Rhizophagus intraradices</i> expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb.	69
Figura 5.5. Concentración de Pb en la parte aérea de plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L. inoculadas y no inoculadas con <i>Rhizophagus intraradices</i> expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb.	70
Figura 5.6. Concentración de P en la raíz de las plántulas de <i>Parkinsonia aculeata</i> L. inoculadas y no inoculadas con <i>Rhizophagus intraradices</i> expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb	71

Figura 5.7. Concentración de P en la parte aérea de la plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb 72

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los metales y metaloides entre ellos el Pb son elementos que se encuentran presentes de manera natural en todos los ecosistemas del planeta, frecuentemente, formando compuestos o minerales insolubles con biodisponibilidad limitada (Claudio *et al.*, 2002; Casas-Fernández y Sordo, 2006; Wuana y Okieimen, 2011). Sin embargo las alteraciones en los ciclos geoquímicos ocasionadas por las actividades humanas (Alloway, 2013; Grd *et al.*, 2012; Aslam *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2014), han contribuido al aumento de estos elementos y a su disponibilidad en la biosfera, causando un serio problema en los ecosistemas puesto que estos elementos no están sujetos a procesos de biodegradación, a diferencia de los contaminantes orgánicos, por lo que tienden a acumularse en el suelo (Bansod *et al.*, 2017; Ghattas *et al.* 2017). Este aumento en las concentraciones y biodisponibilidad son perjudiciales para la mayoría de los seres vivos, especialmente para los seres humanos (Shah *et al.* 2010; Jaishankar *et al.* 2014; Carocci *et al.*, 2016), ya que las partículas que pueden ser suspendidas en el aire y agua y ser inhaladas e ingeridas con facilidad (Jaishankar *et al.*, 2014; Shah *et al.*, 2010), o entrar en la cadena trófica mediante los alimentos cultivados en áreas contaminadas (Rahman *et al.*, 2014).

Existen diversas técnicas que ayudan a la recuperación de sitios contaminados con metales y metaloides (Yao *et al.*, 2012; Khalid *et al.*, 2017); sin embargo, la mayoría de estos procedimientos caros, son poco eficientes, y afectan de manera irreversible las propiedades del suelo y a su biota (Giripunje *et al.*, 2015). La recuperación de suelos contaminados representa un reto tecnológico, tanto para las industrias como para las instituciones gubernamentales (Qu *et al.*, 2016). Dentro de los principales métodos para la recuperación de sitios contaminados está el método físico, el cual su principal objetivo es remover o

confinar dichos contaminantes, evitando su dispersión y disminuyendo el impacto que tienen en el ambiente (Khalid *et al.*, 2017). Por otro lado, el método químico sirve para alterar la movilidad y la disponibilidad de estos elementos (Shahid *et al.*, 2014; Martínez *et al.*, 2014; Camenzuli *et al.*, 2015; Soares *et al.*, 2015). Finalmente, el método biológico aprovecha ciertas características de algunos seres vivos como plantas, microorganismos o la asociación de ambos, para remover o contener dichos elementos en sus tejidos (Khalid *et al.*, 2017).

El método biológico presenta algunas limitantes debido a que la mayoría de las plantas, pueden presentar cierto grado de toxicidad a metales pesados (Sędzik *et al.*, 2015). Los niveles tóxicos de Pb afectan los procesos de la planta desde una etapa inicial, ya que este elemento reacciona con las biomoléculas e interfieren con el metabolismo celular (Gopal y Rizvi, 2008; Han *et al.*, 2013) lo cual puede inhibir la germinación de las semillas comprometiendo su establecimiento en sitios contaminados (Lamhamdi *et al.*, 2011). Otro efecto en las plantas por las altas concentraciones de Pb es un desbalance nutricional provocado por la reducción en la absorción y transporte de nutrimentos (Kupper *et al.*, 1996), ocasionando una inhibición en la síntesis de clorofila y en consecuencia en la fotosíntesis (Gopal y Rizvi, 2008). Otro de los efectos más conocidos provocados por el Pb es el estrés oxidativo que es provocado por las especies reactivas de oxígeno (EROs) ocasionando una disfunción metabólica irreparable y muerte celular (Pourrut *et al.*, 2011; Malar *et al.*, 2014).

Debido a las limitantes que presentan la mayoría de las plantas para tolerar la toxicidad provocada por el Pb, se ha buscado mejorar las estrategias de fitorremediación existentes, mediante la identificación y selección de especies tolerantes a las altas concentraciones de Pb, como lo han demostrado ser las especies pertenecientes a la familia Fabaceae (Noguez-Inesta *et al.*, 2017). Estas especies presentan un rápido crecimiento y

confinar altas concentraciones de Pb en sus tejidos, sin que exista la presencia de toxicidad (Pulford y Watson, 2003; Pajević *et al.*, 2016). Otra característica importante en estas estrategias de fitorremediación es el uso de especies nativas/endémicas adaptadas a los factores edafoclimáticos (principalmente a la sequía y salinidad) y hacer más eficiente esta práctica (Ginocchio y Santibáñez, 2009).

Parkinsonia aculeata L. es una especie leñosa de la familia Fabaceae que se distribuye de manera nativa en la mayor parte del continente americano (Hawkins *et al.*, 2007), es una especie que presenta una gran elasticidad fenotípica, que ha permitido una distribución en un extenso rango de condiciones áridas como tropicales (van Klinken *et al.*, 2009). Ha sido usada para reforestar áreas degradadas (Chaer *et al.*, 2011) e incluso en ambientes urbanos ya que presenta bajos requerimientos nutrimentales y es tolerante a la sequía (Schuch y Kelly, 2008). La escasa información que existe de esta especie en cuanto a tolerancia de metales ha mostrado que es moderadamente tolerante al Cr, Cd y Pb (Zhao *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2009; Shahid *et al.*, 1999).

Esta especie vegetal forma asociación con hongos micorrízicos arbusculares (Ragupathy y Mahadevan, 1993; Frioni *et al.*, 1998; Frioni *et al.*, 1998; Verma y Verma, 2017); los cuales son reconocidos por mejorar la tolerancia de las plantas para hacer frente al estrés que pueden ocasionar los factores abióticos, como es el caso de las altas concentraciones de metales y metaloides en el suelo (Schneider *et al.* 2017) contribuyendo a la recuperación de sitios contaminados. Por lo tanto, esta especie tiene potencial para ser utilizada en la recuperación de suelos contaminados con altos niveles de Pb; sin embargo, aún falta información al respecto. El presente trabajo evaluó el efecto del Pb en la germinación, crecimiento, y la capacidad de fitorremediación de *P. aculeata* en asociación con *Rhizophagus intraradices* en condiciones de contaminación con Pb.

LITERATURA CITADA

- Alloway B. (2013) Heavy metals in soils. Springer. Dordrecht, Netherlands 11-50 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Aslam J., S. Khan and S. Khan, (2013) Heavy metals contamination in roadside soil near different traffic signals in Dubai, United Arab Emirates. *Journal of Saudi Chemical Society* 17: 315-319, <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2011.04.015>
- Bansod B., T. Kumar, R. Thakur, S. Rana and I. Singh (2017) A review on various electrochemical techniques for heavy metal ions detection with different sensing platforms. *Biosensors and Bioelectronics* 94:443-455, <https://doi.org/10.1016/j.bios.2017.03.031>
- Camenzuli D., D. Gore and S. Stark (2015) Immobilisation of metals in contaminated landfill material using orthophosphate and silica amendments: A pilot study. *International Journal of Environmental Pollution and Remediation* 3:27-32, [phttps://doi.org/10.11159/ijepr.2015.004](https://doi.org/10.11159/ijepr.2015.004)
- Carocci A, A. Catalano, G. Lauria, M. Sinicropi and G. Genchi (2015) Lead Toxicity, Antioxidant Defense and Environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 238:45-67, https://doi.org/10.1007/398_2015_5003
- Casas-Fernández J. and J. Sordo (2006) Lead: Chemistry, Analytical Aspects, Environmental Impact and Health Effects. Elsevier Academic Press. Amsterdam, Nederland. 17-38 p. <https://doi.org/10.1016/B978-044452945-9/50002-6>
- Chaer G., A. Resende, E. Campello, S. de Faria and R. Boddey (2011) Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. *Tree Physiology* 31:139-149, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq116>
- Claudio E., H. Godwin and J. Magyar (2002) Fundamental coordination chemistry, environmental chemistry, and biochemistry of lead (II). *Progress in Inorganic Chemistry* 51:1-144, <https://doi.org/10.1002/0471267287.ch1>
- Frioni L., H. Minasian and R. Volfovicz (1999) Arbuscular mycorrhizae and ectomycorrhizae in native tree legumes in Uruguay. *Forest Ecology and Management* 115:41-47, <https://doi.org/10.1007/BF00208920>
- Ghattas A., F. Fischer, A. Wick and T. Ternes (2017) Anaerobic biodegradation of (emerging) organic contaminants in the aquatic environment. *Water Research* 116:268-295, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.001>
- Ginocchio R. y C. Santibáñez (2009) Fitoestabilización de depósitos de relaves: una tecnología basada en el uso de plantas distinta de la forestación. *Ambiente forestal* 4: 13- 21.
- Gopal R. and A. Rizvi (2008) Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. *Chemosphere* 70:1539-1544, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.08.043>
- Grd D., J. Dobsa, V. Simunic-Meznaric and T. Tompic (2012) Analysis of Heavy Metals Concentration in Wastewater along Highways in Croatia. *Journal of Computing and Information Technology* 20:209–215, <https://doi.org/10.2498/iti.2012.0462>
- Han Y., L. Wang, X. Zhang, H. Korpelainen and C. Li (2013) Sexual differences in photosynthetic activity, ultrastructure and phytoremediation potential of *Populus cathayana* exposed to lead and drought. *Tree Physiology* 33:1043-1060, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpt086>

- Hawkins J., N. Boutaoui, K. Cheung, R. D. van Klinken and C. Hughes (2007) Intercontinental dispersal prior to human translocation revealed in a cryptogenic invasive tree. *New Phytologist*, 175:575-587, <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02125.x>
- Jaishankar M., T. Tseten, N. Anbalagan, B. Mathew and K. Beeregowda (2014) Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology* 7:118-120, <https://dx.doi.org/10.2478%2Fintox-2014-0009>
- Khalid S., M. Shahid, N. Niazi, B. Murtaza, I. Bibi and C. Dumat (2017) A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration* 182: 247-268, <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>
- Kupper H., F. Kupper and M. Spiller (1996) Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example of water plants. *Journal of Experimental Botany* 47:259-266, <https://doi.org/10.1093/jxb/47.2.259>
- Lamhamdi M., A. Bakrim, A. Aarab, R. Lafont and F. Sayah (2011) Lead phytotoxicity on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination and seedlings growth. *Comptes Rendus Biologies* 334:118-126, <https://doi.org/10.1016/j.crv.2010.12.006>
- Malar S., S. Shivendra-Vikram, P. Favas and V. Perumal (2014) Lead heavy metal toxicity induced changes on growth and antioxidative enzymes level in water hyacinths [*Eichhornia crassipes* (Mart.)]. *Botanical Studies* 55:54, <https://doi.org/10.1186/s40529-014-0054-6>.
- Martinez R., M. Beazley and P. Sobczyk (2014) Phosphate-mediated remediation of metals and radionuclides. *Advances in Ecology* 2014:1-14, <https://doi.org/10.1155/2014/786929>
- Noguez-Inesta A., A. López-Sánchez, R. Carrillo-González y M. C. González-Chávez (2017) Uso de leguminosas (Fabaceas) en fitorremediación. *Agroproductividad* 10:57-62.
- Pajević S., M. Boriše, N. Nikolić, D. D. Arsenov, S. Orlović and M. Župunski (2016) Phytoextraction of heavy metals by fast-growing trees: a review. In: Ansari A., Gill S., Gill R., Lanza G., Newman L. (eds) *Phytoremediation*. Springer, Cham, 29-64. https://doi.org/10.1007/978-3-319-40148-5_2
- Pourrut B., M. Shahid, C. Dumat, P. Winterton and E. Pinelli (2011) Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, pp.113-136, https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9860-6_4
- Pulford I. and C. Watso (2003) Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Environment International* 29:529-540, [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6)
- Ragupathy S. and A. Mahadevan (1993) Distribution of vesicular-arbuscular mycorrhizae in the plants and rhizosphere soils of the tropical plains, Tamil Nadu, India. *Mycorrhiza* 3:123-136, <https://doi.org/10.1007/BF00208920>
- Rahman M., S. Reichman, R. Lim and R. Naidu (2014) Heavy metals in Australian grown and imported rice and vegetables on sale in Australia: Health hazard. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 100:53-60, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.11.024>
- Schneider J., J. Bundschuh and C. Araujo (2017) Arbuscular mycorrhizal fungi-assisted phytoremediation of a lead-contaminated site. *Science of The Total Environment* 572:86-97, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.185>
- Schuch U. and J. Kelly (2008) Palo verde trees for the urban landscape. *Aridus* 20:1-8. <https://cals.arizona.edu/desertlegumeprogram/pdf/aridus20-1.pdf>

- Shah F. U. R., N. Ahmad, K. R. Masood, J. R. Peralta-Videa and F. D. Ahmad (2010) Heavy Metal Toxicity in Plants. *In: M. Ashraf, M. Ozturk, M. Ahmad (eds.). Plant Adaptation and Phytoremediation. Springer. Dordrecht, Netherlands. pp:71-97.*
- Shahid M., C. Dumat, B. Pourrut, M. Sabir and E. Pinelli (2014) Assessing the effect of metal speciation on lead toxicity to *Vicia faba* pigment contents. *Journal of Geochemical Exploration* 144:290-297, <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.01.003>
- Soares M., M. Quina and R. Quinta-Ferreira (2015) Immobilisation of lead and zinc in contaminated soil using compost derived from industrial eggshell. *Journal of Environmental Management* 164:137-145, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.042>
- van Klinken R. D., S.D. Campbell, T. A. Heard, J. McKenzie and N. March (2009) The biology of Australian weeds: 54. '*Parkinsonia aculeata*' L. *Plant Protection Quarterly* 24:100-117, <https://www.researchgate.net/publication/282722871>
- Verma P. and R. K. Verma (2017) Species diversity of arbuscular mycorrhizal (am) fungi in Dalli-Rajhara iron mine overburden dump of Chhattisgarh (Central India). *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences* 6:2766-2781, <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2017.604.320>
- Wuana R. and F. Okieimen (2011) Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology* 2011:1-20, <https://doi.org/10.5402/2011/402647>
- Yao Z., J. Li, H. Xie and C. Yu (2012) Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals. *Procedia Environmental Sciences* 16:722-729, <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.099>
- Zhang W., Y. Tong, H. Wang, L. Chen, L. Ou, X. Wang, G. Liu and Y. Zhu (2014) Emission of metals from pelletized and uncompressed biomass fuels combustion in rural household stoves in China. *Scientific Reports* 4:315-319, <https://doi.org/10.1038/srep05611>
- Zhao Y., J. Peralta-Videa, M. Lopez-Moreno, G. Saupe and J. Gardea-Torresdey (2011) Use of plasma-based spectroscopy and infrared microspectroscopy techniques to determine the uptake and effects of chromium(iii) and chromium(vi) on *Parkinsonia aculeata* L. *International Journal of Phytoremediation* 13:17-33, <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.568534>
- Zhao Y., M. L. Parsons, M. Lopez-Moreno, J. Peralta-Videa and J. Gardea-Torresdey (2009) Use of synchrotron- and plasma-based spectroscopic techniques to determine the uptake and biotransformation of chromium (III) and chromium (VI) by *Parkinsonia aculeata*. L. *Metallomics* 1:330–338, <https://doi.org/10.1039/b822927a>

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el efecto del Pb en la germinación, crecimiento temprano y la capacidad de fitorremediación de *Parkinsonia aculeata* L. en asociación con *Rhizophagus intraradices* en condiciones de contaminación con Pb.

Objetivos particulares

- Determinar el efecto de dos fuentes de Pb [$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ y PbCl_2] en la germinación y crecimiento temprano de plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. en condiciones controladas e invernadero.
- Evaluar el potencial de *Parkinsonia aculeata* L. en asociación con *Rhizophagus intraradices* para la absorción de Pb en condiciones de contaminación con Pb.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA:
CONTAMINACIÓN POR PLOMO, IMPLICACIONES AMBIENTALES Y LA
FITORREMEDIACIÓN ASISTIDA POR HMA

Contaminación de metales y metaloides en México

Los metales y metaloides son elementos que se encuentran presentes en todos los ecosistemas del planeta, frecuentemente, formando compuestos o minerales insolubles (Wuana y Okieimen, 2011), sin embargo las alteraciones ocasionadas por las actividades humanas (Alloway, 2013; Grd *et al.*, 2012; Aslam *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2014), han contribuido al aumento de estos elementos y de su disponibilidad en la biosfera, causando un serio problema en los ecosistemas puesto que estos elementos no están sujetos a procesos de biodegradación, pero tienden a acumularse en el suelo (Bansod *et al.*, 2017; Ghattas *et al.* 2017). El aumento de dichas concentraciones puede ser perjudiciales para los microorganismos del suelo, plantas, animales y seres humanos (Jaishankar *et al.* 2014; Shah *et al.* 2010).

En México, el problema de contaminación con dichos elementos se ha convertido en una preocupación ya que amenaza la salud de su población, principalmente, aquella que habita en ciudades, debido a que existen múltiples fuentes de contaminación de estos elementos y contribuyen a la formación de polvo urbano con alto contenido de metales y metaloides (Rodríguez-Salazar *et al.*, 2010). Por ejemplo, la contaminación que se produce por el excesivo tránsito vehicular y emisiones industriales, como sucede en principales ciudades del país como en la Ciudad de México, Monterrey y Guadalajara (Rodríguez-Salazar *et al.* 2010; Orta-García *et al.* 2015; Aguilar *et al.* 2011). En otras ciudades, como Ensenada, también se han encontrado cantidades considerables de metales y metaloides, en

el polvo acumulado de la ciudad (Figura 3.1), debido a la actividad portuaria y al intenso tráfico vehicular en la zona (Cortés *et al.* 2017).

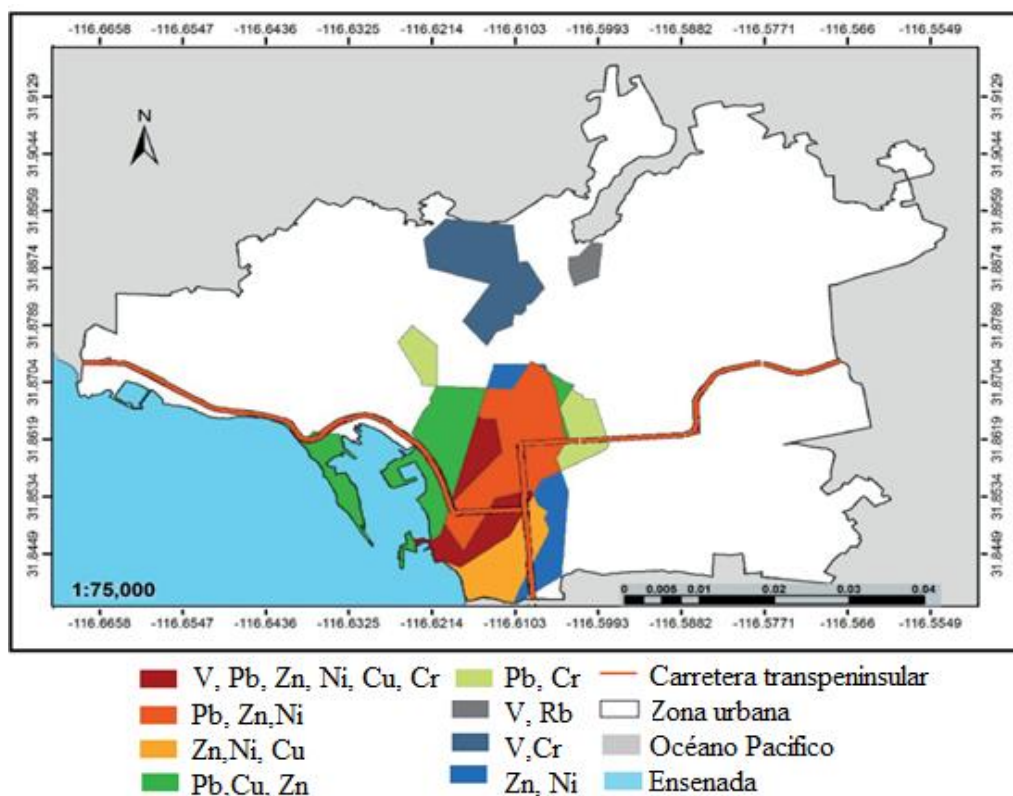


Figura 3.1. Mapa en el que se integran las clases de mayor concentración de los metales pesados en el polvo urbano de Ensenada, Baja California. Adaptada de Cortés *et al.* (2017).

La contaminación por metales y metaloides no sólo se limita a la ciudad, sino también a las áreas circundantes de la mancha urbana, afectando cuerpos de agua como ríos, lagos y algunas costas del país (Alcalá-Jáuregui., 2014; Wakida *et al.*, 2007; Badillo-Camacho *et al.*, 2016; Pérez-Moreno *et al.*, 2016). Esta contaminación se puede atribuir al intemperismo natural, descargas de aguas residuales, actividades industriales, urbanas y agrícolas (Vázquez-Sauceda *et al.*, 2012; Alcalá-Jáuregui *et al.*, 2014), lo que ha contribuido a empobrecer la calidad de los alimentos (Mireles *et al.*, 2004; Valadez-Vega *et al.*, 2011), y del agua, incluso aquella destinada para el consumo humano (Wyatt *et al.*, 1998). Otro

ejemplo de la problemática de dicha contaminación en el país, es el que se está viviendo en algunas zonas urbanas aledañas a sitios contaminados por residuos de fundición y actividad minera, como es el caso de los estados de Chihuahua, San Luis Potosí y Tlaxcala. En estos lugares se encontró que los habitantes de dichas zonas (Cuadro 3.1), especialmente los niños, presentan altas concentraciones de Pb en la sangre (Cuadro 3.2), lo que puede traer consecuencias graves e incluso letales (Flores-Ramírez *et al.* 2012; Ornelas *et al.* 2007).

Cuando se habla de contaminación por metales y metaloides, por lo regular, se habla de una contaminación multimetálica y es difícil hablar de un solo elemento (Tóth *et al.*, 2016). Debido al perfil toxicológico del Pb, realizado por la Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades de los Estados Unidos, lo sitúa como el segundo elemento más tóxico, después del arsénico; esto basado en su frecuente presencia, toxicidad y exposición para los seres humanos (ATSDR, 2007; Pourrut *et al.*, 2011). Es por esto que el estudio de este elemento, en particular, ha ganado gran atención en el medio científico.

Cuadro 3.1. Concentración de Pb en el polvo de sitios contaminados de México, 2008-2009

Sitio	n	mg/kg				% > 400 [^]	% > 800 [^]
		Mediana	Percentil 25-75 %	Min	Max		
Ávalos, Chih.	36	1 499*	735-1,975	62	4,716	91	88
Morales, SLP	35	570‡	393-1,203	62	5,187	74	31
Cedral, SLP	49	263	193-578	98	4,225	34	14
Tenex., Tlax	11	1 126§	800-1,510	411	2,740	100	82

Entre junio de 2008 y diciembre de 2009, se colectaron muestras de polvo en cada uno de los sitios señalados en el cuadro. Los sitios tienen como característica diferentes fuentes de emisión de este metal. Los valores de Pb en polvo tuvieron diferencias estadísticamente significativas: * Ávalos vs Cedral ($p < 0.0001$); ‡Morales vs Cedral ($p < 0.05$); §Trinidad vs Cedral ($p < 0.001$). Los resultados están presentados como mediana con su percentil 25 y 75%, concentración mínima (Min) y máxima (Max) encontradas en las muestras. En las últimas dos columnas el porcentaje de muestras por arriba de los valores de referencia. [^]NOM- 147-SERMANAT/ SSA I-2004. Límite Máximo Permissible por tipo de uso de suelo agrícola/residencial/comercial: 400 mg/kg; Industrial 800 mg/kg Adaptado de: (Flores-Ramírez *et al.* 2012).

Cuadro 3.2. Concentración de Pb en sangre de niños que viven en sitios contaminados de México, 2008-2009.

Sitio	n	µg/dL		% > 5	% > 10	% > 20
		Mediana	Percentil 25-75 %			
Ávalos, Chih.	67	10.4‡	8.8-13.4	4.9-10.5	4.9-10.5	4.9-10.5
Morales, SLP	58	7.1*‡	4.9-10.5	4.4-8.7	4.4-8.7	4.4-8.7
Cedral, SLP	119	5.8*‡	4.4-8.7	14.8-25.0	14.8-25.0	14.8-25.0
Trinidad, Tlax.	72	19.2§	14.8-25.0	4.9-10.5	4.9-10.5	4.9-10.5

Entre junio de 2008 y diciembre de 2009, se colectaron muestras de sangre en niños de 4 a 9 años que nacieron en cada uno de los sitios señalados en el cuadro. Los sitios tienen como característica diferentes fuentes de emisión de este metal. Las muestras fueron estadísticamente significativas con: *Avalos; ‡ Trinidad, ambos casos $p < 0.0001$. Los resultados son presentados como mediana, percentil 25 y 75%. En las últimas columnas se presenta el porcentaje de niños por arriba de los respectivos valores de referencia. Adaptado de: (Flores-Ramírez *et al.* 2012)

Generalidades del Pb

El Pb es un elemento químico que pertenece al grupo 14 y periodo 6 de la tabla periódica, está representado con el número atómico 82 y un peso molecular de 207.2 (Haynes *et al.*, 2015). El Pb al ser un metal presenta las siguientes características físicas: lustro metálico, brillo en las caras recién cortadas, conduce electricidad y calor, y de las características únicas, presenta un bajo punto de fusión (327.5°C) y de ebullición (1740°C), así como también, una alta densidad específica (11.34 g/cm^3) (Casas y Sordo *et al.*, 2006; Sutherland *et al.*, 2012, Skerfving y Bergdahl, 2015). Debido a esta última característica, se sitúa dentro del conocido y controversial grupo de los “metales pesados” conformados por metales y metaloides que presentan una densidad mayor a 5 g/cm^3 (Rascio y Navari-Izzo, 2011); además, es un metal suave, dúctil y maleable (Sutherland *et al.*, 2012).

El Pb se puede encontrar en tres estados de oxidación: Pb elemental, [Pb(0)], que se encuentra raramente en la naturaleza y se oxida con gran facilidad en presencia de oxígeno formando PbO_2 y éste suele reaccionar con CO_2 para formar Pb(II). Los compuestos de

Pb(IV) sólo se encuentran en condiciones extremadamente oxidantes, y son reducidos fácilmente ante las condiciones ambientales normales y son convertidos a Pb(II); forma predominante del Pb en la naturaleza (Claudio *et al.*, 2002; Casas-Fernández y Sordo *et al.*, 2006; ATSDR, 2007).

La presencia del Pb en la corteza terrestre es relativamente abundante ($\sim 20 \text{ mg kg}^{-1}$) y puede encontrarse en forma de ion libre de Pb(II) o combinado con azufre (S) u oxígeno (O). Debido a que presenta afinidad por estos elementos (Claudio *et al.*, 2002), el Pb puede formar una gran variedad de minerales (Skerfving y Bergdahl, 2015) la más conocida por su importancia económica, es la galena (PbS), y donde existe este mineral, también se puede encontrar cerusita (PbCO₃), anglesita (PbSO₄) y litargio (PbO), los cuales son producto del intemperismo de la galena (Casas-Fernández y Sordo, 2006). Estos minerales se encuentran en depósitos clasificados según su origen: chimeneas hidrotermales, depósitos de sedimentos volcánicos y depósitos de sedimentos hidrotermales o marinos (Nekrasov, 2007; Sutherland *et al.*, 2012). En la naturaleza, estos minerales tienden a ser extremadamente insolubles, por lo tanto, es muy limitada su biodisponibilidad para los seres vivos (Claudio *et al.*, 2002).

Aunque existan fuentes naturales, que contribuyen a la deposición de Pb en la biosfera, no se compara con el incremento que se ha generado debido a la alteración del ciclo geoquímico del Pb a causa de las actividades humanas (Bindler, 2011). Dichas actividades incluyen: la minería, la fundición, uso excesivo de agroquímicos (arseniato de plomo), quema de combustibles fósiles en especial aquellos que tengan como aditivo Pb (tetraetilo de plomo), uso de agua y lodos residuales, excesivo tráfico vehicular, actividades y desechos industriales, entre otras (Sharma y Dubey, 2005; Alloway, 2013; Grd *et al.*, 2012; Aslam *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2014), causando un serio problema en los ecosistemas. El Pb, hasta la fecha, se considera un elemento no esencial, puesto que aún no se conoce cuál es su función

en los procesos metabólicos de los seres vivos (Rascio y Navari-Izzo, 2011), siendo tóxico a ciertas concentraciones (Wang *et al.*, 2010).

Los metales y metaloides no están sujetos a procesos de biodegradación, a diferencia de los contaminantes orgánicos, por lo tanto, tienden a acumularse en el suelo y sedimentos acuáticos (Bansod *et al.*, 2017; Ghattas *et al.*, 2017). Este aumento en las concentraciones y biodisponibilidad pueden ser tóxicas para la mayoría de los seres vivos, especialmente para los seres humanos (Carocci *et al.*, 2016), ya que las partículas que se encuentran suspendidas en el aire y agua, pueden ser inhaladas e ingeridas con facilidad (Jaishankar *et al.*, 2014; Shah *et al.*, 2010) o pueden entrar en la cadena trófica mediante los alimentos cultivados en áreas contaminadas (Rahman *et al.*, 2014).

Alternativas de recuperación de sitios contaminados de Pb

Hoy en día, existen diversas técnicas que ayudan a la recuperación de sitios contaminados con Pb y otros metales y metaloides (Yao *et al.*, 2012; Khalid *et al.*, 2017); sin embargo, la mayoría de estos procedimientos son poco eficientes, caros y afectan de manera irreversible las propiedades del suelo y atentan a su biota (Giripunje *et al.*, 2015). Por lo anterior, la recuperación de suelos contaminados representa un reto tecnológico, tanto para las industrias, como para las instituciones gubernamentales (Qu *et al.*, 2016).

Dentro de los principales métodos (Figura 3.2) para la recuperación de sitios contaminados están los métodos físicos, cuyo principal objetivo es remover o confinar dichos contaminantes, mitigando la contaminación ambiental (Khalid *et al.*, 2017). Los métodos químicos, sirven para alterar la movilidad de estos elementos. Dependiendo cual sea la estrategia de recuperación, se encuentran los que favorecen la movilidad del Pb y son lixiviados a capas profundas, tal es el caso del uso de ácido etilendiaminotetracético (EDTA)

(Shahid *et al.*, 2014); otros compuestos restringen su movilidad como lo son el PO_4^{3-} , CaCO_3 o la aplicación de enmiendas orgánicas (Martinez *et al.*, 2014; Camenzuli *et al.*, 2015; Soares *et al.*, 2015). Los métodos biológicos aprovechan ciertas características de algunos seres vivos como plantas, microorganismos o la asociación de ambos, para remover o contener dicho elemento (Khalid *et al.*, 2017).

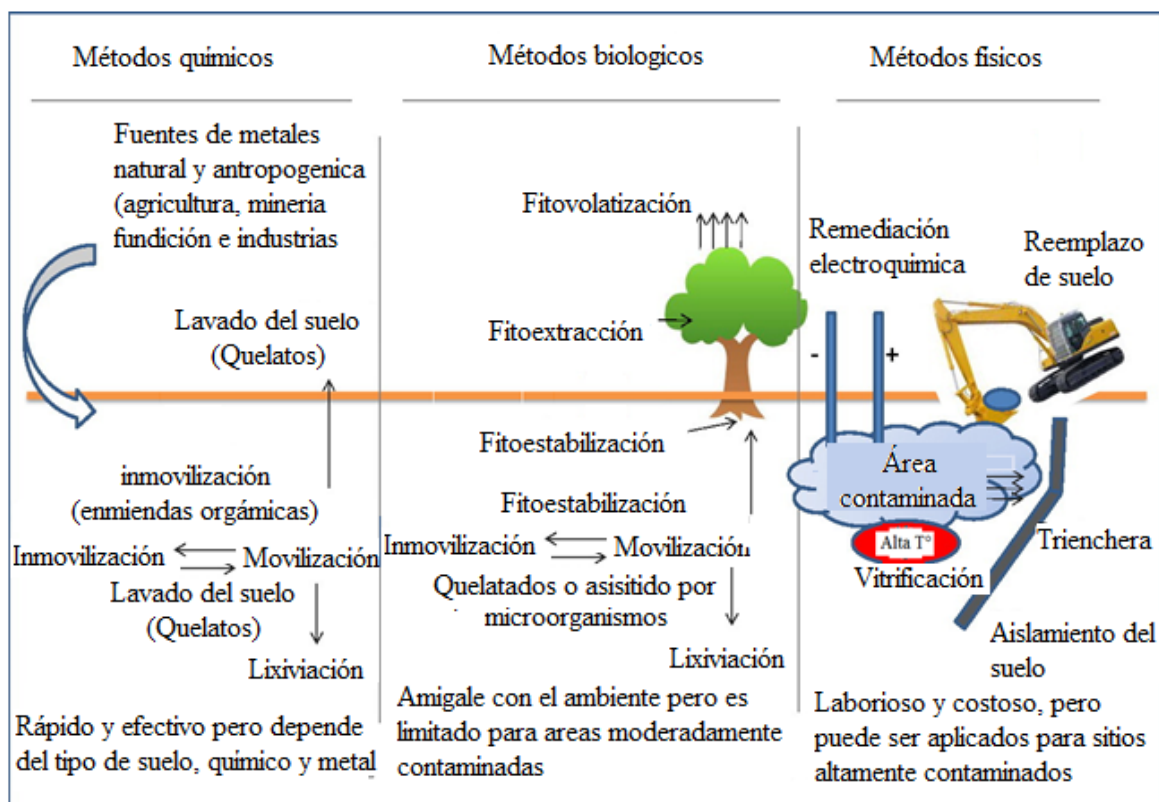


Figura 3.2. Comparación de diferentes métodos de remediación del suelo. Adaptado de Khalid *et al.* (2017)

Fitorremediación de suelos contaminados con Pb

La fitorremediación es un método biológico para la recuperación de suelos contaminados y se define como el aprovechamiento de la capacidad de ciertas plantas para degradar, transformar o estabilizar los contaminantes en el suelo (Ali *et al.*, 2013); es una técnica amigable con el ambiente, económica, y sostenible para la recuperación de sitios contaminados con metales y metaloides (Sarwar *et al.*, 2017). Además, el uso de plantas preserva la estructura y las funciones biológicas de los ecosistemas (Prasad y Prasad, 2012). El éxito de la fitorremediación depende del potencial de las plantas para producir abundante biomasa y soportar el estrés que inducen los metal y metaloides, así como también las condiciones edafoclimáticas a las que se enfrentan (Ginocchio y Santibáñez, 2009), otro factor crítico que determina la eficiencia del proceso de fitorremediación es la biodisponibilidad del metal en el suelo rizosférico (Ma *et al.*, 2011).

Para la recuperación de suelos contaminados con Pb mediante el uso de plantas, se destacan dos importantes estrategias (Figura 3.3). La primera denominada fitoestabilización, la cual consiste en disminuir la biodisponibilidad o la toxicidad del contaminante por confinarlo en sus raíces o precipitándolo en el suelo rizosférico y evitar su translocación a los órganos superiores de la planta (Bolan *et al.*, 2011). La segunda, es la fitoextracción, que se refiere a la extracción del contaminante del suelo por absorción, translocación y acumulación en los órganos superiores de la planta (Ghori *et al.*, 2016), lo cual está condicionado por características genéticas de la planta, asociaciones con otros organismos, y la biodisponibilidad de estos elementos (Eapen y D' Souza, 2005; Ibañez *et al.*, 2016).

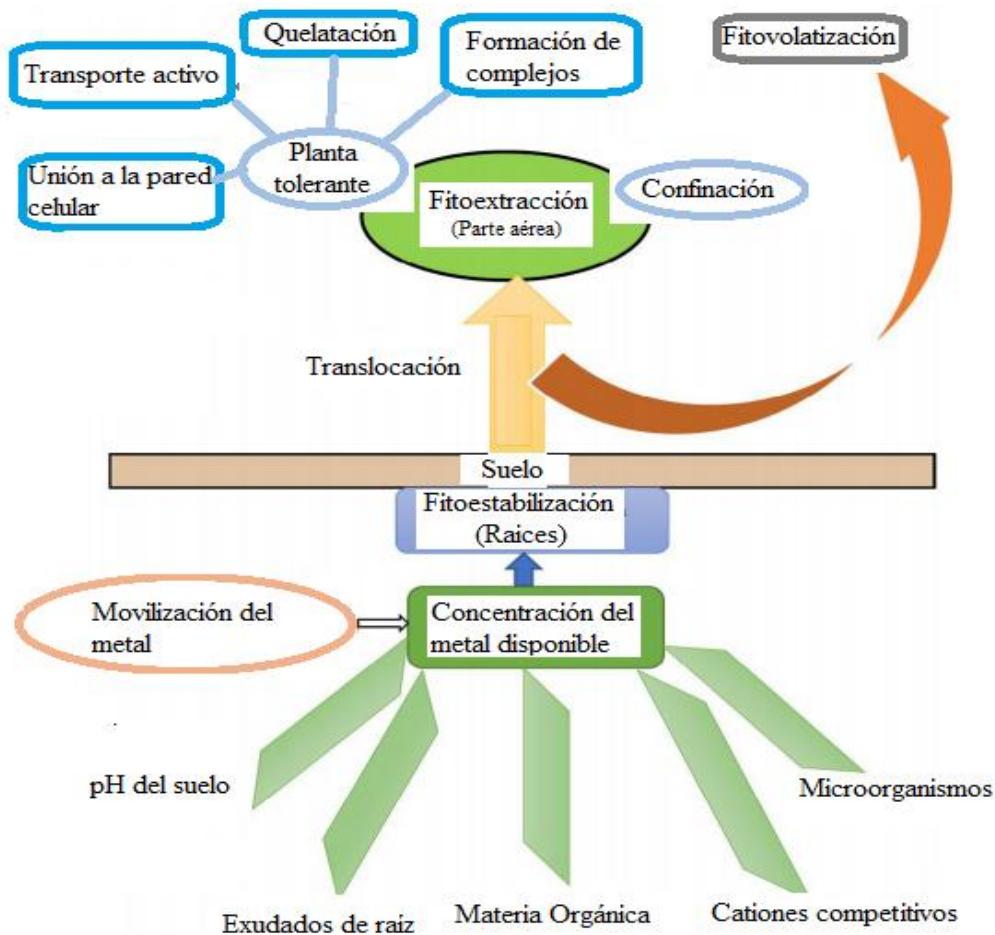


Figura 3.3. Mecanismos implicados en la fitorremediación de metales y metaloides en suelos. Adaptado de Sarwar *et al.* (2017)

Absorción, transporte y detoxificación del Pb en plantas

El Pb puede encontrarse en forma de ion libre Pb^{2+} , o puede estar formando minerales o complejos con algunos constituyentes inorgánicos (S , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}), o estar unido a algunos ligandos orgánicos como aminoácidos, ácidos fúlvicos y húmicos o simplemente ser adsorbido sobre las superficies de la materia orgánica o de las partículas de arcillas (Claudio *et al.*, 2002; Skerfving y Bergdahl, 2015). Por lo anterior, el Pb tiende acumularse en las capas superiores del suelo y tiende a disminuir a mayor profundidad (Cecchi *et al.*, 2008) y

sólo pequeñas cantidades son solubles y están disponibles para ser absorbidos por la planta (Pourrut *et al.*, 2011). La solubilidad, movilidad y biodisponibilidad del Pb esta extensamente controlada por factores como el pH, condiciones redox, contenido de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, cantidad de iones libres de Pb presente el suelo (Pourrut *et al.*, 2011), tales factores pueden actuar de manera individual o en combinación, y alterar el comportamiento del Pb en el suelo, así como también la absorción por las plantas (Kelebemang *et al.*, 2017).

La raíz es el principal órgano de absorción de las plantas dado a que tiene contacto directo con el suelo y es la vía principal de acceso del agua y elementos esenciales y no esenciales (Sharma y Dubey, 2005). En gran medida el Pb que se encuentra disponible en la solución del suelo es adsorbido en la superficie de la raíz ya que presenta una afinidad a los polisacáridos de la rizodermis y a los grupos carboxilos del mucilago (Sharma y Dubey, 2005), lo que en parte, restringe su entrada a la raíz. Muchos de los iones de Pb que no son adsorbidos, entran en la raíz a través del apoplasto y es conducido hasta la endodermis donde está presente la Banda de Caspary la cual es una importante barrera que restringe la translocación del Pb a los órganos superiores de la planta, esto es un fenómeno muy específico en Pb (Luo *et al.*, 2016); aun así, esta restricción es parcial ya que parte del Pb disponible puede entrar en las células mediante los canales de Ca^{2+} y continuar su movimiento a través del simplasto (Marchetti, 2013).

En la mayoría de las plantas, el Pb se moviliza por la vía apoplástica y es controlado por el transportador HMA3 que pertenece a la subfamilia $\text{P}_{1\text{B}}$ ATPasa. (Morel *et al.*, 2008). Las funciones de $\text{P}_{1\text{B}}$ ATPasa están implicadas en el mantenimiento de la homeostasis, el transporte y la desintoxicación del metal (Williams y Mills, 2005; Morel *et al.*, 2008), compartimentalizándolo en la vacuola de las células de las raíces (Rascio y Navari-Izzo, 2011).

El secuestro de Pb en vacuolas juega un papel fundamental en el almacenamiento y desintoxicación (Saraswat y Rai, 2011). Las vacuolas de las células vegetales ocupan un gran volumen y tienen una menor participación en las reacciones bioquímicas en comparación con otros organelos celulares, representan un lugar ideal para almacenar compuestos tóxicos (Ovecka y Takac, 2014). Al entrar en el citoplasma, algunos iones de Pb son inmediatamente secuestrados en las vacuolas y se encuentran quelatados con glutatión (GSH), fitoquelatinas (PC), metalotioneínas (MTs) y otros compuestos (Rascio y Navari-Izzo, 2011; Kumar *et al.*, 2016).

Toxicidad del Pb en plantas

Uno de los principales efectos ocasionados por la toxicidad del Pb es la inhibición de la actividad fotosintética que es ocasionada por una serie de consecuencias indirectas como la distorsión de la ultraestructura del cloroplasto (Han *et al.*, 2013), la inhibición en la síntesis de clorofila, carotenoides y antocianinas (Ferreyroa *et al.*, 2017), así como al desbalance nutricional provocado por alteración en la absorción y transporte de nutrimentos, lo que provoca ciertas deficiencias minerales, como el magnesio (Mg) y el hierro (Fe) provocando la inhibición de la biosíntesis de clorofila (Liu *et al.*, 2010; Gopal y Rizvi, 2008; Shen *et al.*, 2016). Kupper *et al.* (1996) determinaron que el Pb así como otros iones metálicos pueden sustituir al ion magnesio (Mg) del centro de la estructura de la clorofila, con lo que se evita la recolección fotosintética de la luz. Otro efecto del Pb que puede afectar a la fotosíntesis es el cierre estomático de las hojas esto es debido al daño de la membrana de la raíz incrementa la síntesis de ácido abscísico (ABA) lo que provocando el cierre estomático e impidiendo el intercambio gaseoso, causando una deficiencia de CO₂ en las células del mesófilo, dando como resultado la reducción en la actividad fotosintética (Leal-Alvarado *et al.*, 2016).

Las especies reactivas de oxígeno (ROS por sus siglas en inglés) se producen durante el metabolismo celular normal en el cloroplasto, ya sea como subproductos de la reducción del oxígeno molecular (O_2) o debido a la excitación en presencia de pigmentos altamente energizados. Estos ROS [Radical superóxido (O_2^-), radical hidroxilo (OH) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2)], también después de la exposición a ciertos agentes ambientales (Malar *et al.*, 2014) se genera un estrés oxidativo. La producción de ROS en las células de organismos aeróbicos es una característica bien conocida de la toxicidad causada por los metales y metaloides incluyendo el Pb (Yadav, 2010; Singh *et al.*, 2010). Sin embargo, la fitotoxicidad depende del tipo y forma química del metal, la especie vegetal, tiempo de exposición, entre otros (Iqbal *et al.*, 2017). Los ROS pueden provocar la oxidación de biomoléculas como ácidos nucleicos, proteínas y lípidos (Yadav, 2010), provocando una disfunción metabólica irreparable y a la muerte celular (Pourrut *et al.*, 2011).

El Pb interactúa con las proteínas citoplasmáticas y las altas concentraciones de este elemento pueden disminuir la concentración de proteínas totales (Sharma y Dubey, 2005). Esta disminución cuantitativa del contenido total de proteínas es el resultado del estrés oxidativo provocado por las ROS (Piotrowska *et al.*, 2009), la modificación en la expresión génica (Kovalchuk *et al.*, 2005), la utilización de proteínas por las plantas con fines de detoxificación del Pb y la disminución del contenido de aminoácidos libres (Gupta *et al.*, 2009). Lo anterior, tienen una función importante en la tolerancia de la planta al Pb; por el contrario, las bajas concentraciones de Pb aumentan el contenido total de proteínas (Mishra *et al.*, 2006). Esta acumulación de proteínas puede defender a la planta contra el estrés por Pb (Gupta *et al.*, 2010), en particular para las proteínas implicadas en el mantenimiento de las reacciones de óxido-reducción de la célula (Liu *et al.*, Yadav 2010, Jiang y Liu, 2010).

Debido a las limitantes que presentan las plantas herbáceas para tolerar la toxicidad provocada por el Pb, se ha buscado mejorar las estrategias de fitorremediación existentes, mediante la selección de especies arbóreas tolerantes a las altas concentraciones de Pb, como lo ha demostrado las especies leguminosas (Noguez-Inesta *et al.*, 2017). Dichas especies presentan un rápido crecimiento y pueden confinar altas concentraciones de Pb en sus tejidos, sin que exista la presencia de toxicidad (Pulford y Watson, 2003; Pajević *et al.*, 2016). También se ha buscado utilizar especies nativas/endémicas adaptadas a los factores edafoclimáticos principalmente la sequía y salinidad (Ginocchio y Santibáñez, 2009) ya que esto reduciría costos en mantenimiento y además se facilitaría el establecimiento de estas especies vegetales en el sitio; una de las especies que presenta tales características podría ser *Parkinsonia aculeata* L.

Potencial de *Parkinsonia aculeata* L. para recuperar sitios contaminados

Esta especie corresponde a un árbol pequeño y espinoso (4-10 m de altura) con un tronco corto que puede alcanzar en la madurez un diámetro a la altura de pecho de 40 cm, pertenece a la familia Fabaceae (Schuch y Kelly, 2008). *Parkinsonia aculeata* es nativa del continente americano, se encuentra desde suroeste de Estados Unidos hasta el norte de Argentina (Hawkins, 2007) desde regiones áridas hasta tropicales debido a que presenta gran elasticidad fenotípica que le permite adaptarse eficientemente a un extenso rango de condiciones climáticas (Lassouane *et al.*, 2016). Debido a su valor estético en época de floración, ha sido utilizada como ornamental alrededor del mundo (Figura 3.4) (Schuch y Kelly, 2008; van Klinken, 2009), aunque se considera en algunos países una especie invasora. Por ejemplo, en Australia se han realizado investigaciones con la finalidad de identificar métodos para poder atenuar la invasión de esta especie ya que su invasión trae consigo un

desplazamiento de la vegetación nativa (van Klinken, 2006; van Klinken *et al.*, 2009) e incluso la alteración en la composición de la comunidad microbiana del suelo (de Sousa *et al.*, 2017; de Souza y Freitas, 2017).

En lugares donde esta especie se considera nativa se han realizado investigaciones encaminadas a identificar métodos para su propagación (Abedini, 2005; Mohnot y Chatterji, 1965) y reforestar áreas degradadas (Chaer *et al.*, 2011) debido a que esta especie presenta bajos requerimientos nutrimentales y es tolerante a la sequía (Lassouane *et al.*, 2016). Estas cualidades se atribuyen a que esta planta contiene numerosos compuestos fenólicos, que son considerados como antioxidantes ante situaciones de estrés abiótico (Lassouane *et al.*, 2016).



Figura 3.4. Países y estados de los Estados Unidos donde se tiene registro de la presencia de *P. aculeata* L. Adaptado de van Klinken *et al.* (2009).

A la fecha existen poca investigación en la utilización de esta especie con fines de fitorremediación de sitios contaminados con metales; sin embargo algunas muestran que *P. aculeata* L. es moderadamente tolerante al Cr (Zhao *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2009) así como

al Cd y Pb en etapa de germinación, crecimiento de raíz, vástago y rendimiento de biomasa, en condiciones controladas (Shahid *et al.*, 1999). Por otro lado, esta especie ha mostrado susceptibilidad a los efectos que puede provocar la contaminación por compuestos orgánicos como el aceite de motor (Muhammad *et al.*, 2016), y la salinidad (Hussain y Alshammary, 2008; Devi *et al.*, 2015).

Es necesario la ejecución de estudios que demuestren la capacidad de esta especie arbórea para absorber Pb en asociación con hongos micorrízicos arbusculares (HMA), dado que hay reportes que *P. aculeata* puede presentar asociaciones mutualistas con algunos HMA (Ragupathy y Mahadevan, 1993) del género *Acaulospora* (Frioni *et al.*, 1998; Verma y Verma, 2017) y *Glomus* (Frioni *et al.*, 1998). Esta característica favorecería la supervivencia ante condiciones desfavorables y promovería una reducción de Pb en el suelo. Una característica de *P. aculeata* es que a pesar que es una leguminosa arbórea aparentemente no presenta asociación con bacterias fijadoras de nitrógeno (Chaer *et al.*, 2011).

Generalidades de los hongos micorrízicos arbusculares (HMA)

Los (HMA) representan a un destacado grupo funcional de microorganismos del suelo que pertenecen al filo Glomeromycota (Schüßler *et al.*, 2001), los cuales forman asociaciones mutualistas con las raíces del 80% de las familias de plantas terrestres (Smith y Read, 2008). Estos organismos son biótrofos obligados, condición que los hace depender de la simbiosis y el hábitat generado por las raíces de las plantas vivas para completar su ciclo de vida (Bago y Bécard, 2002; Smith y Read, 2008). Esta relación simbiótica entre la planta y el hongo tiene registro fósiles desde el periodo ordovícico, aproximadamente 460 millones de años, contribuyendo a la colonización de las plantas al medio terrestre (Redecker *et al.*, 2000).

La asociación que forman los HMA con las raíces de plantas está constituida por dos fases: la fase externa, en la cual el micelio emana del sistema radical explorando más allá del área rizosférica, haciéndolo más eficiente a la raíz debido a que le proporciona una mayor superficie de absorción, aumentando significativamente la captación de agua y nutrientes principalmente el fósforo y nitrógeno (Nouri *et al.* 2014). Otros beneficios que pueden proporcionar los HMA a las plantas, son la regulación de síntesis de fitohormonas tales como el ácido giberélico, auxinas y ácido abscísico que promueven el crecimiento, el cierre y apertura estomática (Foo *et al.*, 2013), También los HMA promueve la síntesis de enzimas antioxidantes tales como superóxido dismutasa (SOD), glutatión peroxidasa (GPX) y catalasa (CAT) que ayuda a reducir el estrés oxidativo provocado por las especies reactivas de oxígeno (Avelar *et al.*, 2015; Yang *et al.*, 2015). Los HMA mejoran la estructura del suelo mediante la excreción de una glicoproteína denominada Proteína del suelo relacionada con la glomalina, sirve como compuesto cementante en las partículas del suelo y promueve la formación y estabilización de los agregados del suelo (Wright y Upadhyaya 1998; Rillig y Mummey, 2006). Así, los beneficios que puede promover los HMA se relacionan con conferir tolerancia a la planta para hacer frente al estrés que pueden ocasionar los factores abióticos tales como la sequía, la salinidad, elevadas concentraciones de metales y metaloides en el suelo, así como otro tipo de contaminantes (Colombo *et al.* 2017; Santander *et al.* 2017; Elhindi, *et al.* 2017; Balliu, *et al.* 2015; Schneider *et al.* 2017; Rajtor y Piotrowska-Seget, 2016).

Mecanismos involucrados de los HMA en la tolerancia de las plantas

La extensa presencia de HMA en asociación con plantas creciendo en sitios contaminados por metales y metaloides especialmente de Pb (Ortega-Larrocea *et al.* 2010; Krishnamoorthy *et al.*, 2015; Schneider *et al.*, 2016) brinda evidencia que estos hongos favorecen el establecimiento de la vegetación y promoviendo la atenuación natural del sitio contaminado (Gonzalez-Chavez *et al.*, 2009). Uno de los principales mecanismos implicados en promover la tolerancia de los HMA en las plantas (Figura 3.5), es sin duda la mejora en la adquisición de nutrimentos del suelo con lo cual se mejora el estado de la planta (Biró *et al.*, 2009).

Otro de los mecanismos implicados en la protección de la planta por parte de los HMA es la retención parcial de metales y metaloides en las estructuras del hongo; por ejemplo, los metales y metaloides pueden ser adsorbidos en la superficie del micelio y esporas debido que su pared celular está constituida por algunos hidroxilos, carboxilos y otros grupos afines los cuales tienden a unirse con estos elementos y en consecuencia, reduce la transferencia de estos elementos al interior de la planta (González-Guerrero *et al.*, 2008; Gavito *et al.*, 2014; Wu *et al.*, 2016).

Las estructuras de los HMA pueden compartimentar intracelularmente los metales y metaloides en las vacuolas reduciendo su disponibilidad en el citoplasma y su toxicidad al HMA, debido a que el fósforo es un anión con alta afinidad con los metales y ayuda a estabilizar los metales en las vacuolas (González-Guerrero *et al.*, 2008; Ferrol *et al.*, 2009). Lo mismo ocurre con la glicoproteína denominada proteína del suelo relacionada con la glomalina la cual es producida por los HMA y se encuentra presente en la superficie de las hifas, esporas y la zona de influencia del hongo (hifosfera), dicha proteína puede inmovilizar

cantidades considerables de metales y metaloides reduciendo así la biodisponibilidad para el hongo y la planta por tiempo indefinido (Gonzalez-Chavez *et al.*, 2004).

Otro de los mecanismos que los HMA le confieren a las plantas para tolerar elevadas concentraciones de metales y metaloides, es la estimulación a la planta para sintetizar fitoquelatinas capaces de detoxificar intracelularmente a la planta y las metalotioneínas que cumplen con las misma función de detoxificar a la planta y al hongo de las elevadas concentraciones de metales y metaloides (Cabral *et al.*, 2015). Un mecanismo bioquímico implicado en la homeóstasis de metales y metaloides es la reducción de la síntesis y actividad de enzimas como superóxido dismutasa, (SOD), glutatión reductasa (GR) y peróxidasa (POX), que están involucradas en atenuar o aliviar el estrés oxidativo (Zhan *et al.*, 2018).

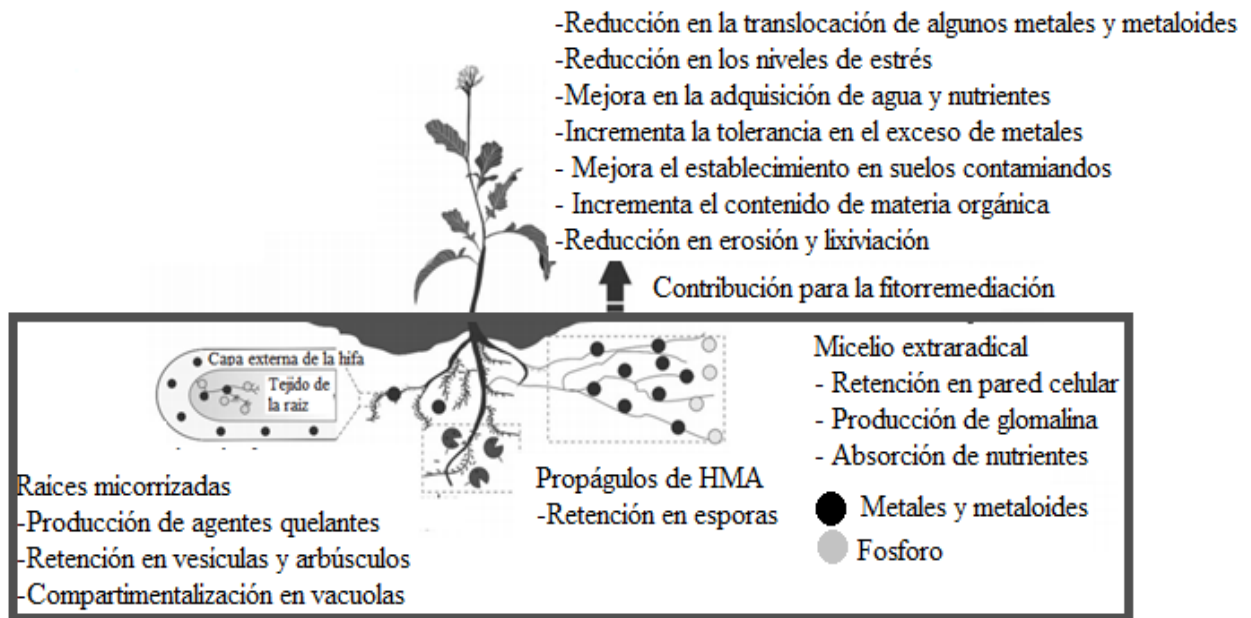


Figura 3.5. Mecanismos involucrados en la tolerancia de metales y metaloides por plantas micorrizadas y su contribución a la fitorremediación adaptado de Cabral *et al.* (2015).

LITERATURA CITADA

- Abbasi H., M. Pourmajidian, S. Hodjati and A. Fallah (2016) Comparison of lead uptake by four seedling species (*Acer cappadocicum*, *Fraxinus excelsior*, *Thuja orientalis* and *Cupressus arizonica*). *Ecopersia* 4:1617-1629, <http://journals.modares.ac.ir/article-24-11746-en.html>
- Abedini W. (2008) Propagación vegetativa de *Parkinsonia aculeata* L. por estaquillado. *Quebracho* 12:23-33, <http://repositoriodigital.academica.mx/jspui/handle/987654321/412328>
- Aguilar B, F. Bautista, J. Rosas-Elguera, G. Gogichaishvilli, R. Cejudo and R. Morales (2011) Evaluación de la contaminación ambiental por métodos magnéticos en las ciudades de Morelia y Guadalajara México. *Latinmag letters*, 1: 1-6.
- Alcalá-Jáuregui J. A., J. C. Rodríguez, A. Hernández, F. Villarreal-Guerrero, A. Cabrera, F. A. Beltrán Morales y P. Díaz Flores (2014) Heavy metal contamination in sediments of a riparian area in San Luis Potosi, Mexico. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 46:203-221, <https://www.researchgate.net/publication/296913763>
- Ali H., E. Khan and M. Sajad (2013) Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere* 91:869-881, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Alloway B. (2013) Heavy metals in soils. Springer. Dordrecht, Netherlands 11-50 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Anjum N., S. Umar and M. Iqbal (2014) Assessment of cadmium accumulation, toxicity, and tolerance in *Brassicaceae* and *Fabaceae* plants—implications for phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research* 21:10286-10293, <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2889-5>.
- Arshad M. S., J. Silvestre, E. Pinelli, J. Kallerhoff, M. Kaemmerer, A. Tarigo and C. Dumat (2008) A field study of lead phytoextraction by various scented Pelargonium cultivars. *Chemosphere* 71:2187-2192, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.02.013>
- Aslam J., S. Khan and S. Khan. (2013) Heavy metals contamination in roadside soil near different traffic signals in Dubai, United Arab Emirates. *Journal of Saudi Chemical Society* 17: 315-319, <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2011.04.015>
- ATSDR (2007) Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for lead. Atlanta, Georgia, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>
- Avelar-Ferreira P., C. Ceretta, H. Hildebrand, T. Luiz, C. Fonsêca-Sousa, Rossato and P. Cornejo (2015) *Rhizophagus clarus* and phosphate alter the physiological responses of *Crotalaria juncea* cultivated in soil with a high Cu level. *Applied Soil Ecology* 91:37-47, <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.02.008>
- Badillo-Camacho J., J. O. Murillo-Delgado, I. D. Barcelo-Quintal, P. F. Zarate del Valle, E. Orozco-Guareño, U. J. López-Chuken and S. Gomez-Salazar (2016) Heavy metals speciation in sediments of a Mexican tropical lake. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 15:565-573.
- Bago B. and G. Bécard (2002) Bases of the obligate biotrophy of arbuscular mycorrhizal fungi. In: S. Gianinazzi, H. Schüepp, J.M. Barea, K. Haselwandter (eds) *Mycorrhizal Technology in Agriculture*. Birkhäuser, Basel, Switzerland pp:33-48, https://doi.org/10.1007/978-3-0348-8117-3_3

- Barcos-Arias M. S., J.J. Peña-Cabriales, A. Alarcón and M. Maldonado-Vega M. (2015) Enhanced Pb Absorption by *Hordeum vulgare* L. And *Helianthus annuus* L. Plants inoculated with an arbuscular mycorrhizal fungi consortium. *International Journal of Phytoremediation* 17:405-413, <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.898023>
- Balestrini R., E. Lumini, R. Borriello and V. Bianciotto (2015) Plant-soil biota interactions. In: E. A. Paul (ed) Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry, Elsevier London England pp:311–338, <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-4159556.00011-6>
- Balliu A, G. Sallaku and B. Rewald (2015) AMF inoculation enhances growth and improves the nutrient uptake rates of transplanted, salt-stressed tomato seedlings. *Sustainability* 7: 15967-15981, <https://doi.org/10.3390/su71215799>
- Bansod B, T. Kumar, R. Thakur, S. Rana and I. Singh (2017) A review on various electrochemical techniques for heavy metal ions detection with different sensing platforms. *Biosensors and Bioelectronics* 94: 443-455, <https://doi.org/10.1016/j.bios.2017.03.031>
- Bindler R. (2011) Contaminated lead environments of man: reviewing the lead isotopic evidence in sediments, peat, and soils for the temporal and spatial patterns of atmospheric lead pollution in Sweden. *Environmental Geochemistry and Health* 33:311-329, <https://doi.org/10.1007/s10653-011-9381-7>
- Bolan N., J. Park, B. Robinson, R. Naidu and K. Huh (2011) Phytostabilization: A green approach to contaminant containment. *Advances in Agronomy* 122:145-204, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385538-1.00004-4>
- Cabral L., C. Soares, A. Giachini and J. Siqueira (2015) Arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of contaminated areas by trace elements: mechanisms and major benefits of their applications. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 31:1655-1664, <https://doi.org/10.1007/s11274-015-1918-y>
- Camenzuli D., D. Gore and S. Stark (2015) Immobilisation of metals in contaminated landfill material using orthophosphate and silica amendments: A pilot study. *International Journal of Environmental Pollution and Remediation* 3:27-32, <https://doi.org/10.11159/ijepr.2015.004>
- Carocci A, A. Catalano, G. Lauria, M. Sinicropi and G. Genchi (2015) Lead Toxicity, Antioxidant Defense and Environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 238:45-67, https://doi.org/10.1007/398_2015_5003
- Casas-Fernández J. and J. Sordo (2006) Lead: Chemistry, Analytical Aspects, Environmental Impact and Health Effects. Elsevier Academic Press. Amsterdam, Nederland. 17-38 p. <https://doi.org/10.1016/B978-044452945-9/50002-6>
- Cecchi M., C. Dumat, A. Alric, B. Felix-Faure, P. Pradere and M. Guiresse (2008) Multi-metal contamination of a calcic cambisol by fallout from a lead-recycling plant. *Geoderma* 144:287-298, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.11.023>
- Chaer G., A. Resende, E. Campello, S. de Faria and R. Boddey (2011) Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. *Tree Physiology* 31:139-149, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq116>
- Claudio E., H. Godwin and J. Magyar (2002) Fundamental coordination chemistry, environmental chemistry, and biochemistry of lead (II). *Progress in Inorganic Chemistry* 51:1-144, <https://doi.org/10.1002/0471267287.ch1>
- Colombo R., J. Ibarra, L. Bidondo, V. Silvani, M. Bompadre, M. Pergola, N. Lopez and A. Godeas (2017) Arbuscular mycorrhizal fungal association in genetically modified

- drought-tolerant corn. *Journal of Environment Quality* 46:227, <https://doi.org/10.2134/jeq2016.04.0125>
- Cortés J. L., F. Bautista, C. Delgado, C. Quintana, P. Aguilar, D. García and C. Gogichaishvili (2017) Spatial distribution of heavy metals in urban dust from Ensenada, Baja California, Mexico. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 23:47-60, <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2016.02.005>
- de Souza T. and H. Freitas (2017) Arbuscular mycorrhizal fungal community assembly in the Brazilian tropical seasonal dry forest. *Ecological Processes* 6:2, <https://doi.org/10.1186/s13717-017-0072-x>
- de Souza T., L. de Andrade, H. Freitas and A. da Silva (2017) Biological invasion influences the outcome of plant-soil feedback in the invasive plant species from the Brazilian semi-arid. *Microbial Ecology* 76:102-112, <https://doi.org/10.1007/s00248-017-0999-6>
- Devi S., A. Nandwal, R. Angrish, S. Arya, N. Kumar and S. Sharma (2015) Phytoremediation potential of some halophytic species for soil salinity. *International Journal of Phytoremediation* 18:693-696, <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1131229>
- Dey S., J. Dey, S. Patra and D. Pothal (2007) Changes in the antioxidative enzyme activities and lipid peroxidation in wheat seedlings exposed to cadmium and lead stress. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 19:53-60, <https://doi.org/10.1590/S1677-04202007000100006>
- Divya B., M. Kenganora and M. Sn (2011) *Parkinsonia aculeata*: A Phytopharmacological Review. *Asian Journal of Plant Sciences* 10:175-181, <https://doi.org/10.3923/ajps.2011.175.181>
- Eapen S. and S. D'Souza (2005) Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. *Biotechnology Advances* 23:97-114, <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.10.001>
- Elhindi K., A. El-Din and A. Elgorban (2017) The impact of arbuscular mycorrhizal fungi in mitigating salt-induced adverse effects in sweet basil (*Ocimum basilicum* L.). *Saudi Journal of Biological Sciences* 24:170-179, <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2016.02.010>
- Ferrol N., M. González-Guerrero, A. Valderas, K. Benabdellah and C. Azcón-Aguilar (2009) Survival strategies of arbuscular mycorrhizal fungi in Cu-polluted environments. *Phytochemistry Reviews* 8:551-559, <https://doi.org/10.1007/s11101-009-9133-9>
- Ferreira P., C. Ceretta, H. Soriani, T. Tiecher, C. Sousa-Soares, L. Rossato, and P. Cornejo (2015) *Rhizophagus clarus* and phosphate alter the physiological responses of *Crotalaria juncea* cultivated in soil with a high Cu level. *Applied Soil Ecology* 91:37-47, <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.02.008>
- Ferreiro G., M. Lagorio, M. Trinelli, R. Lavado and F. Molina (2017) Lead effects on *Brassica napus* photosynthetic organs. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 140:123-130, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.02.031>
- Flores-Ramírez R., E. Rico-Escobar, J. Núñez-Monreal, E. García-Nieto, L. Carrizales, C. Ilizaliturri-Hernández and F. Díaz-Barriga (2012) Exposición infantil al plomo en sitios contaminados. *Salud Pública de México* 54:383-392,
- Foo E., J. Ross, W. Jones and J. Reid (2013) Plant hormones in arbuscular mycorrhizal symbioses: an emerging role for gibberellins. *Annals of Botany* 111:769-779, <https://doi.org/10.1093/aob/mct041>

- Frioni L., H. Minasian and R. Volfovicz (1999) Arbuscular mycorrhizae and ectomycorrhizae in native tree legumes in Uruguay. *Forest Ecology and Management* 115:41-47, <https://doi.org/10.1007/BF00208920>
- Gavito M. E., Y. Carreón-Abud, Y. Mendes-Santiz, M. Martínez-Trujillo, C. González Delgado and J. Esparza-Rivera (2014) Effects of aluminum and lead on the development of *Rhizophagus irregularis* and roots in root cultures. *Environmental engineering and management journal* 13:2357-2361, <https://www.researchgate.net/publication/279024935>
- Ghattas A., F. Fischer, A. Wick and T. Ternes (2017) Anaerobic biodegradation of (emerging) organic contaminants in the aquatic environment. *Water Research* 116:268-295, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.001>
- Ghori Z., H. Iftikhar, M. Bhatti, I. Sharma, A. Kazi and P. Ahmad (2016) Phytoextraction: The use of ‘plants to remove heavy metals from soil, in plant metal interaction. *Plant Metal Interaction* 385-409, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803158-2.00015-1>
- Gil-Cardesa M., A. Ferri, P. Cornejo and E. Gómez (2014) Distribution of chromium species in a Cr-polluted soil: Presence of Cr (III) in glomalin related protein fraction. *Science of The Total Environment* 493:828-833, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.080>
- Ginocchio R. y C. Santibáñez (2009) Fitoestabilización de depósitos de relaves: una tecnología basada en el uso de plantas distinta de la forestación. *Ambiente forestal* 4: 13- 21.
- González-Chávez M. C., R. Carrillo-González, and M. C. Gutiérrez-Castorena (2009) Natural attenuation in a slag heap contaminated with cadmium: The role of plants and arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal Of Hazardous Materials* 161:1288-1298, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.110>
- González-Chávez M. C., R. Carrillo-González, M. Hernández-Godínez and S. Evangelista-Lozano (2017) *Jatropha curcas* and assisted phytoremediation of a mine tailing with biochar and a mycorrhizal fungus. *International Journal of Phytoremediation* 19:174-182, <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1207602>
- González-Guerrero M., L. Melville, N. Ferrol, J. Lott, C. Azcón-Aguilar and R. Peterson (2008) Ultrastructural localization of heavy metals in the extraradical mycelium and spores of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices*. *Canadian Journal Of Microbiology* 54:103-110, <https://doi.org/10.1139 /w07-119>
- Gopal R. and A. Rizvi (2008) Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. *Chemosphere* 70:1539-1544, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.08.043>
- Grd D., J. Dobsa, V. Simunic-Meznaric and T. Tompic (2012) Analysis of heavy metals concentration in wastewater along highways in Croatia. *Journal of Computing and Information Technology* 20:209–215, <https://doi.org/10.2498/cit.1002099>
- Gu H., Z. Zhou, Y. Gao, X. Yuan, Y. Ai, J. Zhang, W. Zuo and F. Li (2017) The influences of arbuscular mycorrhizal fungus on phytostabilization of lead/zinc tailings using of four plant species. *International Journal of Phytoremediation* 00-00, <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1284751>
- Gupta D., F. Nicoloso, M. Schetinger, L. Rossato, L. Pereira, G. Castro, S. Srivastava and R. Tripathi (2009) Antioxidant defense mechanism in hydroponically grown *Zea mays* seedlings under moderate lead stress. *Journal of Hazardous Materials* 172:479-484, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.141>

- Han L., B. Gao, J. Lu, Y. Zhou, D. Xu, L. Gao and K. Sun (2017) Pollution characteristics and source identification of trace metals in riparian soils of Miyun Reservoir, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 144:321-329, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.021>
- Han Y., L. Wang, X. Zhang, H. Korpelainen and C. Li (2013) Sexual differences in photosynthetic activity, ultrastructure and phytoremediation potential of *Populus cathayana* exposed to lead and drought. *Tree Physiology* 33:1043-1060, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpt086>
- Hawkins J., N. Boutaoui, K. Cheung, R. van Klinken and C. Hughes (2007) Intercontinental dispersal prior to human translocation revealed in a cryptogenic invasive tree. *New Phytologist* 175: 575-587, <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02125.x>
- Haynes W., D. Lide and T. Bruno (2015) CRC Handbook of chemistry and physics. CRC Press. Boca Raton, USA. 33, 799, 846 p.
- Hodson M. (2004) Heavy metals—geochemical bogey men? *Environmental Pollution* 129: 341-343, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.11.003>.
- Hussain G. and S. Alshammary (2008) Effect of water salinity on survival and growth of landscape trees in Saudi Arabia. *Arid Land Research and Management* 22:320-333, <https://doi.org/10.1080/15324980802388371>
- Ibañez S., M. Talano, O. Ontañón, J. Suman, M. Medina, T. Macek and E. Agostini (2016) Transgenic plants and hairy roots: exploiting the potential of plant species to remediate contaminants. *New Biotechnology* 33:625-635, <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2015.11.008>
- Iqbal M. Z., S. Khursheed and M. Shafiq (2016) Effects of motor oil pollution on soil and seedling growth of *Parkinsonia aculeata* L. *Scientia Agriculturae* 13:130-136, <https://doi.org/10.15192/PSCP.SA.2016.13.3.130136>
- Jaishankar M., T. Tseten, N. Anbalagan, B. Mathew and K. Beeregowda (2014) Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology* 7: 60–72, <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Khalid S., M. Shahid, N. Niazi, B. Murtaza, I. Bibi and C. Dumat (2017) A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration* 182: 247-268, <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>
- Krishnamoorthy R., C. Kim, P. Subramanian, K. Kim, G. Selvakumar and T. Sa (2015) Arbuscular Mycorrhizal Fungi Community Structure, Abundance and Species Richness Changes in Soil by Different Levels of Heavy Metal and Metalloid Concentration. *PLOS ONE* 10:0128784, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128784>
- Kumar R., R. Mishra, V. Mishra, A. Qidwai, A. Pandey, S. Shukla and A. Dikshit (2016) Detoxification and Tolerance of Heavy Metals in Plants. *Plant Metal Interaction* 335-359, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803158-2.00013-8>
- Küpper H., F. Küpper and M. Spiller (1996) Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example of water plants. *Journal of Experimental Botany* 47: 259-266, <https://doi.org/10.1093/jxb/47.2.259>
- Lassouane N., F. Aïd and S. Lutts (2016) Drought inhibits early seedling establishment of *Parkinsonia aculeata* L. under low light intensity: a physiological approach. *Plant Growth Regulation* 80:115-126, <https://doi.org/10.1007/s10725-016-0148-0>

- Leal-Alvarado D., F. Espadas-Gil, L. Sáenz-Carbonell, C. Talavera-May and J. Santamaria (2016) Lead accumulation reduces photosynthesis in the lead hyper-accumulator *Salvinia minima* Baker by affecting the cell membrane and inducing stomatal closure. *Aquatic Toxicology* 171:37-47, <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.12.008>
- Liu D., T. Li, X. Jin, X. Yang, E. Islam and Q. Mahmood (2008) Lead induced changes in the growth and antioxidant metabolism of the lead accumulating and non-accumulating ecotypes of *sedum alfredii*. *Journal of Integrative Plant Biology* 50:129-140, <https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2007.00608.x>
- Luo Z., J. He, A. Polle and H. Rennenberg (2016) Heavy metal accumulation and signal transduction in herbaceous and woody plants: Paving the way for enhancing phytoremediation efficiency. *Biotechnology Advances* 34:1131-1148, <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.07.003>
- Malar S., S. Shivendra-Vikram, P. Favas and V. Perumal (2014) Lead heavy metal toxicity induced changes on growth and antioxidative enzymes level in water hyacinths [*Eichhornia crassipes* (Mart.)]. *Botanical Studies* 55:54, <https://doi.org/10.1186/s40529-014-0054-6>
- Marchetti C. (2013) Role of calcium channels in heavy metal toxicity. *ISRN Toxicology* 2013:184360, <https://doi.org/10.1155/2013/184360>
- Martinez R., M. Beazley and P. Sobczyk (2014) Phosphate-mediated remediation of metals and radionuclides. *Advances in Ecology* 2014:1-14, <https://doi.org/10.1155/2014/786929>
- Mireles A., C. Solís, E. Andrade, M. Lagunas-Solar, C. Piña and R. Flocchini (2004) Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico City. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms* 219-220:187-190, <https://doi.org/10.1016/j.nimb.2004.01.051>
- Mishra S., S. Srivastava, R. Tripathi, R. Kumar, C. Seth and D. Gupta (2006) Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere* 65:1027-1039, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.033>
- Mohnot K. and U. Chatterji (1965) Chemico-physiological studies on the imbibition and germination of seeds of *Parkinsonia aculeata* L. *Österreichische Botanische Zeitschrift*, 112: 576-585, <http://doi.org/10.1007/BF01373186>
- Morel M., J. Crouzet, A. Gravot, P. Auroy, N. Leonhardt, A. Vavasseur and P. Richaud (2008) AtHMA3, a P1B-ATPase Allowing Cd/Zn/Co/Pb Vacuolar Storage in *Arabidopsis*. *Plant Physiology* 149:894-904, <https://doi.org/1104/pp.108.130294>
- Nekrasov E. (2007) Geology and structural features of vein-type lead and zinc deposits. *Geology of Ore Deposits* 49:487-496, <https://doi.org/10.1134/S1075701507060049>
- Noguez-Inesta A., A. López-Sánchez, R. Carrillo-González y M. C. González-Chávez (2017) Uso de leguminosas (Fabaceas) en fitorremediación. *Agroproductividad* 10:57-62.
- Nouri E., F. Breuillin-Sessoms, U. Feller and D. Reinhardt (2014) Phosphorus and nitrogen regulate arbuscular mycorrhizal symbiosis in *Petunia hybrida*. *PLoS ONE* 9:e90841, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090841>
- Ornelas-Hicks M., L. H. Sanín-Aguirre, F. Díaz-Barriga, S. A. Reza-López y I. Romieu (2007) Evaluación de riesgo de intoxicación por plomo en la zona urbana aledaña a una fundidora en Chihuahua, México. *Tecnocien* 1:25-35.

- Orta-García S., A. Ochoa-Martínez, L. Carrizalez-Yáñez, J. Varela-Silva, F. Pérez-Vázquez, L. Pruneda-Álvarez and I. Pérez-Maldonado (2015) Persistent organic pollutants and heavy metal concentrations in soil from the metropolitan area of Monterrey, Nuevo Leon, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 70: 452-463, <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0239-3>
- Ortega-Larrocea M., B. Xoconostle-Cázares, I. Maldonado-Mendoza, R. Carrillo-González, J. Hernández-Hernández, M. Garduño and M. C. González-Chávez (2010) Plant and fungal biodiversity from metal mine wastes under remediation at Zimapán, Hidalgo, Mexico. *Environmental Pollution* 158:1922-1931, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.10.034>
- Ovečka M. and T. Takáč (2014) Managing heavy metal toxicity stress in plants: Biological and biotechnological tools. *Biotechnology Advances* 32:73-86, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2013.11.011>
- Pajević S., M. Boriše, N. Nikolić, D. D. Arsenov, S. Orlović and M. Župunski (2016) Phytoextraction of heavy metals by fast-growing trees: a review. In: Ansari A., Gill S., Gill R., Lanza G., Newman L. (eds) *Phytoremediation*. Springer, Cham, 29-64. https://doi.org/10.1007/978-3-319-40148-5_2
- Pérez-Moreno V., M. A. Ramos-López, C. E. Zavala-Gómez and M. A. Rico Rodríguez (2016) Heavy metals in seawater along the Mexican Pacific Coast. *Interciencia* 41: 419-423.
- Pourrut B., M. Shahid, C. Dumat, P. Winterton and E. Pinelli (2011) Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, pp.113-136, https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9860-6_4
- Pulford I. and C. Watso (2003) Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Environment International* 29:529-540, [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6)
- Qureshi M., M. Abdin, S. Qadir and M. Iqbal (2007) Lead-induced oxidative stress and metabolic alterations in *Cassia angustifolia* Vahl. *Biologia Plantarum* 51:121–128, <https://doi.org/10.1007/s10535-007-0024-x>
- Ragupathy S. and A. Mahadevan (1993) Distribution of vesicular-arbuscular mycorrhizae in the plants and rhizosphere soils of the tropical plains, Tamil Nadu, India. *Mycorrhiza* 3:123-136, <https://doi.org/10.1007/BF00208920>
- Rahman M., S. Reichman, R. Lim and R. Naidu (2014) Heavy metals in Australian grown and imported rice and vegetables on sale in Australia: Health hazard. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 100:53-60, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.11.024>
- Rajtor M. and Z. Piotrowska-Seget (2016) Prospects for arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) to assist in phytoremediation of soil hydrocarbon contaminants. *Chemosphere* 162:105-116, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.071>
- Rascio N. and F. Navari-Izzo (2011) Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?. *Plant Science* 180:169-181, <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>
- Redecker D., R. Kodner and L. E. Graham (2000) Glomalean fungi from the Ordovician. *Science*. 89:1920-1
- Rillig M. and D. Mummey (2006) Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist* 171:41-53, <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x>
- Rodríguez-Salazar M., O. Morton-Bermea, E. Hernández-Álvarez, R. Lozano and V. Tapia-Cruz (2010) The study of metal contamination in urban topsoils of Mexico City using

- GIS. *Environmental Earth Sciences* 62:899-905, <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0584-5>
- Santander C., R. Aroca, J. Ruiz-Lozano, J. Olave, P. Cartes, F. Borie and P. Cornejo (2017) Arbuscular mycorrhiza effects on plant performance under osmotic stress. *Mycorrhiza* 27:639–657, <https://doi.org/10.1007/s00572-017-0784-x>
- Saraswat S. and J. Rai (2011) Complexation and detoxification of Zn and Cd in metal accumulating plants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 10:327-339, <https://doi.org/10.1007/s11157-011-9250-y>
- Sarwar N., M. Imran, M. Shaheen, W. Ishaque, M. Kamran, A. Matloob and S. Hussain (2017) Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere* 171:710-721, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.116>
- Schneider J., J. Bundschuh and C. Araujo (2017) Arbuscular mycorrhizal fungi-assisted phytoremediation of a lead-contaminated site. *Science of The Total Environment* 572:86-97, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.185>
- Schuch U. and J. Kelly (2008) Palo verde trees for the urban landscape. *Aridus* 20:1-8. <https://cals.arizona.edu/desertlegumeprogram/pdf/aridus20-1.pdf>
- Schüßler A., D. Schwarzott and C. Walker (2001) A new fungal phylum, the Glomeromycota: Phylogeny and evolution. *Mycological Research*, 105:1413-21. <https://doi.org/10.1017/S0953756201005196>
- Shah F., N. Ahmad, K. Masood, J. Peralta-Videa and F. Ahmad (2010) Heavy metal toxicity in plants. *Plant Adaptation and Phytoremediation* 71-97, https://doi.org/10.1007/978-90-481-9370-7_4
- Shahid M., C. Dumat, B. Pourrut, M. Sabir and E. Pinelli (2014) Assessing the effect of metal speciation on lead toxicity to *Vicia faba* pigment contents. *Journal of Geochemical Exploration* 144:290-297, <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.01.003>
- Shahid S., M. Mushtaq and Z. Shaheed (1999) Effect of cadmium, chromium and lead on seed germination, early seedling growth and phenolic contents of *Parkinsonia aculeata* L. and *Pennisetum americanum* (L.) Schumann. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 2:1307-1313, <https://doi.org/10.3923/pjbs.1999.1307.1313>
- Sharma P. and R. S. Dubey (2005) Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17:35–52.
- Singh R., R. Tripathi, S. Dwivedi, A. Kumar, P. Trivedi and D. Chakrabarty (2010) Lead bioaccumulation potential of an aquatic macrophyte *Najas indica* are related to antioxidant system. *Bioresource Technology* 101:3025-3032, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.031>
- Skerfving S. and I. Bergdahl (2015) Lead. In: G. Nordberg, B. Fowler, M. Nordberg. Handbook on the toxicology of metals, *Academic Press*, San Diego, USA. pp: 911-967, <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00043-3>
- Smith S. E. and D. Read (2008) Mycorrhizal symbiosis. *Academic Press*. San Diego, USA. 390 p.
- Soares M., M. Quina and R. Quinta-Ferreira (2015) Immobilisation of lead and zinc in contaminated soil using compost derived from industrial eggshell. *Journal of Environmental Management* 164:137-145, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.042>

- Sutherland C., E. Milner, R. Kerby, H. Teind, A. Melin and H. Bolt (2012) Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. Wiley-VCH. Weinheim, Germany. 552-555 p. https://doi.org/10.1002/14356007.a15_193.pub2
- Tóth G., T. Hermann, G. Szatmári and L. Pásztor (2016) Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of The Total Environment* 565:1054-1062, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.115>
- Valadez-Vega C., C. Zúñiga-Pérez, S. Quintanar-Gómez, J. Morales-González, E. Madrigal-Santillán, J. Villagómez-Ibarra and J. García-Paredes (2011) Lead, cadmium and cobalt (Pb, Cd, and Co) leaching of glass-clay containers by pH effect of food. *International Journal of Molecular Sciences* 12:2336-2350, <https://doi.org/10.3390/ijms12042336>
- van Klinken R. D., S. D. Campbell, T. A. Heard, J. McKenzie and N. March (2009) The biology of Australian weeds: 54. '*Parkinsonia aculeata*' L. *Plant Protection Quarterly* 24:100-117, <https://www.researchgate.net/publication/282722871>
- van Klinken R. D. (2006) Biological control of *Parkinsonia aculeata*: what are we trying to achieve? *Australian Journal of Entomology* 45:268-271, <https://doi.org/10.1111/j.1440-6055.2006.00549.x>
- Van T., A. Ozaki, Y. Xie, A. Duc and K. Kurosawa (2017) Contamination of agricultural soils by toxic trace metals in an industrial district in Vietnam. *Journal of Geography, Environment and Earth Science International* 10:1-9, <https://doi.org/10.9734/JGEEI/2017/33235>
- Vázquez-Sauceda M., R. Pérez-Castañeda, J. Sánchez-Martínez and G. Aguirre-Guzmán (2012) Cadmium and lead levels along the estuarine ecosystem of tigre river-San Andres lagoon, Tamaulipas, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89:782-785, <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0750-4>
- Verma P. and R. K. Verma (2017) Species diversity of arbuscular mycorrhizal (am) fungi in Dalli-Rajhara iron mine overburden dump of Chhattisgarh (Central India). *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences* 6:2766-2781, <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2017.604.320>
- Wakida F., D. Lara-Ruiz, J. Temores-Peña, J. Rodríguez-Ventura, C. Díaz and E. García-Flores (2008) Heavy metals in sediments of the Tecate River, Mexico. *Environmental Geology* 54:637-642, <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0831-6>
- Wang C., Y. Tian, X. Wang, H. Yu, X. Lu, C. Wang and H. Wang (2010) Hormesis effects and implicative application in assessment of lead-contaminated soils in roots of *Vicia faba* seedlings. *Chemosphere* 80: 965-971, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.049>
- Williams L. and R. Mills (2005) P1B-ATPases an ancient family of transition metal pumps with diverse functions in plants. *Trends in Plant Science* 10:491-502, <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2005.08.008>
- Wright S. and A. Upadhyaya (1998) A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi, *Plant and Soil* 198: 97-107, <https://doi.org/10.1023/A:1004347701584>
- Wu S., X. Zhang, Y. Sun, Z. Wu, T. Li, Y. Hu and B. Chen (2016) Chromium immobilization by extra- and intraradical fungal structures of arbuscular mycorrhizal symbioses. *Journal Of Hazardous Materials* 316:34-42, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.017>

- Wuana R. and F. Okieimen (2011) Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology* 2011:1-20, <https://doi.org/10.5402/2011/402647>
- Wyatt C. J., C. Fimbres, L. Romo, R. O. Mendez and M. Grijalva (1998) Incidence of heavy metal contamination in water supplies in northern Mexico, *Environmental Research* 76:114-119, <https://doi.org/10.1006/enrs.1997.3795>
- Xiong Z., F. Zhao and M. Li (2006) Lead toxicity in *Brassica pekinensis* Rupr. Effect on nitrate assimilation and growth. *Environmental Toxicology* 21:147-153, <https://doi.org/10.1002/tox.20167>
- Yadav S. (2010) Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany* 76:167-179, <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.10.007>
- Yang Y., X. Han, Y. Liang, A. Ghosh, J. Chen and M. Tang (2015) The combined effects of arbuscular mycorrhizal fungi (amf) and lead (Pb) stress on Pb accumulation, plant growth parameters, photosynthesis, and antioxidant enzymes in *Robinia pseudoacacia* L. *PLOS ONE* 10:145-726, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145726>
- Yao Z., J. Li, H. Xie and C. Yu (2012) Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals. *Procedia Environmental Sciences* 16:722-729, <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.099>
- Zeiner M. and I. Juranović-Cindrić (2017) Review – Trace determination of potentially toxic elements in (medicinal) plant materials. *Anual Methods* 9:1550-1574, <https://doi.org/10.1039/C7AY00016B>
- Zhan F., B. Li, M. Jiang, X. Yue, Y. He, Y. Xia and Y. Wang (2018) Arbuscular mycorrhizal fungi enhance antioxidant defense in the leaves and the retention of heavy metals in the roots of maize. *Environmental Science And Pollution Research* 1:1614-7499, <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2487-z>
- Zhang W., Y. Tong, H. Wang, L. Chen, L. Ou, X. Wang, G. Liu and Y. Zhu (2014) Emission of metals from pelletized and uncompressed biomass fuels combustion in rural household stoves in China. *Scientific Reports* 4:315-319, <https://doi.org/10.1038/srep05611>
- Zhao Y., M. L. Parsons, M. Lopez-Moreno, J. Peralta-Videa and J. Gardea-Torresdey (2009) Use of synchrotron- and plasma-based spectroscopic techniques to determine the uptake and biotransformation of chromium (III) and chromium (VI) by *Parkinsonia aculeata*. L. *Metallomics* 1:330–338, <https://doi.org/10.1039/b822927a>
- Zhao Y., J. Peralta-Videa, M. Lopez-Moreno, G. Saupe and J. Gardea-Torresdey (2011) Use of plasma-based spectroscopy and infrared microspectroscopy techniques to determine the uptake and effects of chromium(iii) and chromium(vi) on *Parkinsonia aculeata* L. *International Journal of Phytoremediation* 13:17-33, <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.568534>

CAPÍTULO I.
TOXICIDAD DEL PLOMO EN LA GERMINACIÓN DE SEMILLAS Y
CRECIMIENTO DE PLÁNTULAS DE *Parkinsonia aculeata* L.

1.1 RESUMEN

Las elevadas concentraciones de Pb en el suelo, limitan el establecimiento y crecimiento de plantas por lo que es importante identificar especies que toleren estas condiciones. El objetivo del trabajo fue determinar el efecto de dos fuentes de Pb [$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ y PbCl_2] en la germinación y crecimiento temprano de plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. en condiciones controladas e invernadero. El ensayo en condiciones controladas consistió en embeber las semillas en soluciones de PbCl_2 y $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ a concentraciones de 0.0, 0.1, 0.2, 0.5, 1.0 y 2.0 mM. Las semillas se pesaron al inicio (0 h) y al final (48 h), para evaluar su incremento en peso en la imbibición; posteriormente, se incubaron y mantuvieron irrigadas con sus respectivas soluciones por 7 días. En el ensayo en invernadero, las semillas se sembraron en arena y fueron irrigadas con dichas soluciones por 15 días. Concluido este tiempo, se determinó porcentaje de germinación (condiciones controladas) y emergencia de la plántula (invernadero), y longitud de vástago, radícula y peso seco (ambas condiciones). En condiciones controladas, las soluciones, tanto de PbCl_2 como de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, no afectaron la imbibición de las semillas, pero al aumentar sus concentraciones, inhibieron significativamente la germinación en 18 y 26%, respectivamente, así como el peso seco del vástago (40 y 49%), y radícula (40 y 57%). En invernadero, los compuestos de Pb no inhibieron la emergencia de las plántulas, pero redujeron el crecimiento de radícula; sólo el $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ redujo significativamente el peso seco de la misma. Se concluye que el efecto del Pb en las variables evaluadas puede diferir dependiendo del compuesto de Pb utilizado, siendo más tóxico el $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ que el PbCl_2 . Además, en condiciones controladas fue más pronunciada la inhibición que ocasionan ambos compuestos de Pb que en condiciones de invernadero utilizando arena como sustrato.

Palabras clave: Palo verde, Metal pesado, Imbibición, Contaminación.

1.2 ABSTRACT

The high concentrations of Pb in the soil limit the establishment and growth of plants, so it is important to identify species that tolerate these conditions. The objective of the work was to determine the effect of two sources of Pb [$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ and PbCl_2] on germination and early growth of seedlings of *Parkinsonia aculeata* L. under controlled conditions and greenhouse. The test under controlled conditions consisted of embedding the seeds in solutions of PbCl_2 and $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ at concentrations of 0.0, 0.1, 0.2, 0.5, 1.0 and 2.0 mM. The seeds were weighed at the beginning (0 h) and at the end (48 h), to evaluate their increase in weight in the imbibition; subsequently, they were incubated and kept irrigated with their respective solutions for 7 days. In the greenhouse trial, the seeds were sown in sand and irrigated with these solutions for 15 days. After this time, the percentage of germination (controlled conditions) and emergence of the seedling (greenhouse), and stem length, radicle and dry weight (both conditions) were determined. Under controlled conditions, the solutions, both PbCl_2 and $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, did not affect the imbibition of the seeds, but by increasing their concentrations, they significantly inhibited germination by 18 and 26%, respectively, as well as the dry weight of the stem (40 and 49%), and radicle (40 and 57%). In the greenhouse, the Pb compounds did not inhibit the emergence of the seedlings, but reduced the radicle growth; only the $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ significantly reduced the dry weight of the same. It is concluded that the effect of Pb in the variables evaluated may differ in terms of the Pb compound used, being $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ more toxic than PbCl_2 . Furthermore, under controlled conditions, the inhibition caused by both Pb compounds was more pronounced than in greenhouse conditions using sand as a substrate.

Key words: *Mexican Palo Verde, Heavy Metal, Imbibition, Pollution.*

1.3 INTRODUCCIÓN

El Pb es un elemento que se encuentra presente de manera natural en los ecosistemas del planeta en bajas concentraciones y formando compuestos insolubles (Claudio *et al.*, 2002; Casas-Fernández y Sordo, 2006). Sin embargo, las alteraciones en los ciclos geoquímicos, ocasionadas por las actividades humanas han contribuido al aumento en la concentración y disponibilidad del Pb en la biosfera (Bindler, 2011; Grd *et al.*, 2012; Aslam *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2014). Lo anterior, causa un serio problema en los ecosistemas, ya que el Pb no se considera un elemento esencial, dado que no se conoce cuál es su función en los procesos metabólicos de los seres vivos, además de ser tóxico a concentraciones elevadas (Rascio y Navari-Izzo, 2011; Wang *et al.*, 2010). A diferencia de los contaminantes orgánicos, los metales no están sujetos a procesos de biodegradación y por tanto, tienden a acumularse en el suelo (Bansod *et al.*, 2017); desafortunadamente, el aumento en las concentraciones de Pb es perjudicial para todas las formas de vida (Jaishankar *et al.*, 2014; Shah *et al.*, 2010). Ante esta problemática, los estudios que investigan los efectos de este metal en especies leñosas con relación a identificar métodos sostenibles para su remoción o inmovilización, han recibido mayor atención en los últimos años (Zhivotovsky *et al.*, 2011; Yang *et al.*, 2016).

Las especies leñosas se han utilizado como una estrategia para recuperar áreas contaminadas con metales, debido a su longevidad y su alta producción de biomasa (Ribeiro de Souza *et al.*, 2012; Abbasi *et al.*, 2016). Estas características pueden contribuir a la inmovilización de grandes cantidades de metales absorbidos en sus tejidos, y disminuir así su impacto ambiental (Marmioli *et al.*, 2011).

Los niveles tóxicos de Pb afectan los procesos de la planta cuando el metal reacciona con las biomoléculas (Gopal y Rizvi, 2008; Han *et al.*, 2013), esto puede tener efecto negativo

en la germinación de las semillas, el crecimiento y rendimiento de las plántulas (Lamhamdi *et al.*, 2011). Por otro lado existen plantas que presentan mecanismos de tolerancia a elevadas concentraciones de Pb (Singh *et al.*, 2016). Durante las etapas de germinación y crecimiento de la raíz, Las plantas son especialmente sensibles a la contaminación; Por lo tanto, estas etapas son utilizadas en evaluaciones preliminares en la selección y/o caracterización de especies de plantas tolerantes a la contaminación (Sędzik *et al.*, 2015; Márquez-García *et al.*, 2013).

Algunas especies pertenecientes a la familia Fabaceae han demostrado tolerancia a las altas concentraciones de Pb en evaluaciones tempranas, entre las que se encuentran *Acacia raddiana*, *Leucaena leucocephala*, *Mimosa caesalpiniaefolia*, *Erythrina speciosa* y *Schizolobium parahyba* (Shafiq *et al.*, 2008; Ribeiro de Souza *et al.*, 2012; Abbas *et al.*, 2017). *Parkinsonia aculeata* L. es una especie leñosa que se distribuye de manera natural en la mayor parte del continente americano (Hawkins *et al.*, 2007), presenta una gran elasticidad fenotípica que le permite adaptarse eficientemente a un extenso intervalo de condiciones áridas como tropicales (van Klinken *et al.*, 2009). En algunos de los casos se ha considerado para reforestar áreas degradadas (Chaer *et al.*, 2011) e incluso en ambientes urbanos ya que presenta bajos requerimientos nutrimentales y es tolerante a la sequía (Schuch y Kelly, 2008). Por lo tanto esta especie presenta potencial para ser utilizada en la recuperación de suelos contaminados con altos niveles de Pb, donde aún falta información al respecto. Por tanto, el objetivo del trabajo fue determinar el efecto de dos fuentes de Pb [$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ y PbCl_2] en la germinación y crecimiento temprano de plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. en condiciones controladas y en invernadero.

1.4 MATERIALES Y MÉTODOS

1.4.1 Imbibición e incubación de semillas en solución con Pb

Las semillas de *Parkinsonia aculeata* L. fueron recolectadas por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en julio del 2012 en el municipio de Delicias, Chihuahua, México (106° 27' 60" N, 105° 27' 15" O y altitud de 1190 m), las cuales presentaron un 80% de germinación y contenido de humedad inicial de 3.7%. Las semillas recibieron un tratamiento de escarificación con H₂SO₄ (EMSURE[®]) al 98% por 3 h (Mohnot y Chatterji, 1965). Una vez realizada la escarificación de las semillas, éstas se lavaron con agua corriente durante 10 min, y posteriormente, se sumergieron en solución de NaClO (Cloralex[®]) al 10% por 15 min, para desinfectar la superficie de las semillas.

Este experimento consistió de dos ensayos, uno realizado en condiciones controladas y otro en condiciones de invernadero. Para el ensayo realizado en condiciones controladas, una de las variables a evaluar fue el efecto del Pb en la imbibición de las semillas de *P. aculeata*. Para esto se analizaron dos compuestos de Pb [Pb(NO₃)₂ y PbCl₂] (MEYER[®]) aplicados en las siguientes concentraciones: 0.0, 0.1, 0.2, 0.5, 1.0 y 2.0 mM. Los compuestos se disolvieron en agua destilada, y para el tratamiento testigo se empleó solamente agua destilada (Cuadro 4.1). Cada tratamiento tuvo cinco repeticiones y cada una de ellas estuvo constituida por siete semillas, las cuales se sumergieron en las respectivas soluciones por 48 h en oscuridad, a 26 °C ± 2 en incubadora (Shel Lab[®], G111, EUA).

Cuadro 4.1. Valores de pH y conductividad eléctrica (CE) de las soluciones de los compuestos de Pb utilizados.

Concentración (mM)	PbCl ₂		Pb(NO ₃) ₂	
	pH	CE (mS)	pH	CE (mS)
0.0	6.1	0.00	6.10	0.00
0.1	5.60	0.01	5.62	0.01
0.2	5.51	0.05	5.50	0.04
0.5	5.39	0.10	5.46	0.10
1.0	5.35	0.20	5.35	0.22
2.0	5.08	0.48	5.20	0.46

Para determinar el efecto del Pb en la imbibición, se midió el incremento en peso de las semillas, debido a que este aumento se relaciona con la cantidad de agua absorbida (Méndez-Natera *et al.*, 2008; Miranda *et al.*, 2010). Se registró el peso inicial (0 h) de las semillas antes de ser colocadas en las soluciones. Una vez sumergidas, las semillas fueron pesadas hasta las 48 h justo antes de que la radícula embrionaria rompiera la cubierta de la semilla. Para determinar el incremento en peso de las semillas se utilizó la siguiente ecuación:

$$IPS = PSI - PIS$$

Donde: IPS: incremento en peso de las semillas, PSI: peso de la semilla embebida, PIS: peso inicial de la semilla.

Las semillas embebidas con anterioridad se colocaron en cajas de poliestireno (Clamshell) de dimensión de 14 × 14 × 7 cm, a las que se colocó papel filtro Whatman No.1; a cada caja se agregaron 15 mL de solución según el tratamiento y concentración correspondiente, Las cajas se mantuvieron en oscuridad a 26°C ± 2 en incubadora (Shel Lab[®], GI11, EUA) por 7 d.

1.4.2 Siembra de las semillas

El segundo ensayo en condiciones de invernadero comprendió los mismos compuestos de Pb [$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ y PbCl_2] (MEYER[®]) a concentraciones de 0, 0.1, 0.2, 0.5, 1.0 y 2.0 mM; para el tratamiento testigo se empleó solamente agua destilada. Cada tratamiento tuvo seis repeticiones con diez semillas cada una. Las semillas se mantuvieron inmersas en las soluciones con las concentraciones correspondientes por 48 h en oscuridad a $26\text{ }^\circ\text{C} \pm 2$ en incubadora (Shel Lab[®], GI11, EUA), para garantizar la imbibición homogénea de las semillas en las soluciones (Mohnot y Chatterji, 1965).

Las semillas embebidas se sembraron en arena contenida en macetas de 0.95 L. La arena fue lavada previamente para retirar el mayor contenido de materia orgánica y arcillas que pudieran interferir en disponibilidad del Pb; y esterilizada a $126\text{ }^\circ\text{C}$ por 3 h, por 3 d alternos. A cada unidad experimental se le agregaron 30 mL de solución cada tercer día, según el tratamiento y concentración correspondiente. El experimento se llevó a cabo en condiciones de invernadero con luz natural, temperatura máxima promedio de $36\text{ }^\circ\text{C}$ y mínima de $16\text{ }^\circ\text{C}$, y humedad relativa máxima de 37% y mínima de 14% (Data Logger Spectrum[®], watch dog[®] 1000, EUA), durante 15 d.

1.4.3 Cosecha de las plántulas y mediciones

Las plántulas del experimento en condiciones controladas se cosecharon a los 7 d después de la aplicación de los tratamientos, y aquellas en condiciones de invernadero, se cosecharon a los 15 d, y se evaluaron las siguientes variables:

- Porcentaje final de germinación y emergencia (%), proporción final de germinación en el experimento en condiciones controladas y emergencia en el invernadero a los 7 d.

- Crecimiento de plántulas, longitud (cm) del vástago y de la raíz de cada una de las plántulas que constituían las repeticiones de cada tratamiento.
- Peso seco de plántulas, peso (g) de las plántulas después de ser secadas en una estufa (Shel Lab[®], CE5F, EUA) a una temperatura de 70 °C por 72 h.

1.4.4 Análisis estadístico

El diseño experimental en ambos ensayos fue un diseño completamente al azar para cada compuesto de Pb [$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ y PbCl_2] en cada condición de cultivo (condiciones controladas e invernadero). Los datos obtenidos se analizaron mediante análisis de varianza (ANOVA) y en los que se encontró diferencia significativa se realizó la comparación de medias Tukey ($P \leq 0.05$). Para el caso del análisis estadístico del porcentaje de germinación se realizó con la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis y la suma de rangos de Wilcoxon ($P \leq 0.05$). Dichos análisis se realizaron con el paquete estadístico SAS para Windows (SAS Institute, inc., 1999).

1.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1.5.1 Efecto del Pb en la imbibición de semillas

El efecto del Pb en el incremento en peso de las semillas de *P. aculeata* no fue estadísticamente significativa ($P > 0.05$) para ninguna de las dos fuentes de Pb evaluadas. El Pb es un elemento no esencial para las plantas (Rascio y Navari-Izzo, 2011) sin embargo puede ser tóxico, dependiendo del compuesto, la concentración, la solubilidad en agua, aniones acompañantes, pH de la solución, características del sustrato, especie y etapa fenológica de la planta evaluada (Iqbal *et al.*, 2017). Investigaciones precedentes han registrado que las altas concentraciones de compuestos de Pb pueden inhibir la germinación

de semillas (Wang *et al.*, 2011; Ghosh y Sethy, 2013; Sędzik *et al.*, 2015). La germinación es una etapa inicial de las semillas, en la cual la imbibición de agua y la utilización de compuestos de almacenamiento son procesos cruciales, si uno de estos eventos es afectado, la germinación de las semillas se inhibe (Lamhamdi *et al.*, 2011; Bewley *et al.*, 2013).

Algunos reportes demuestran que los compuestos de Pb pueden inhibir el proceso de germinación, debido a que éstos son considerados sales, y ante su incremento en la concentración en el medio pueden inducir estrés salino y crear un potencial osmótico que impide a la semilla alcanzar el umbral crítico en la imbibición de agua (Kranner y Colville, 2011). Sin embargo, en las semillas de algunas especies vegetales se ha demostrado que el Pb no afecta la imbibición de las semillas (Wierzbicka y Obidzinsk, 1998; Ilić *et al.*, 2015), tal y como se encontró con las semillas de *P. acuelata* L. en el presente experimento.

1.5.2 Efecto del Pb en la germinación de las semillas

El efecto del Pb en la germinación presentó una inhibición significativa en concentraciones mayores de $PbCl_2$ y $Pb(NO_3)_2$ (Cuadros 3 y 4). Esta alteración no se debe a la reducción de la absorción de agua en la imbibición, sino se puede deber al efecto tóxico de los iones de Pb al embrión (Kranner y Colville, 2011) debido a que la cubierta de la semilla funciona como una barrera que protege y limita la entrada de iones metálicos al interior de la misma (Ilić *et al.*, 2015). Sin embargo, la testa puede presentar cierto grado de permeabilidad a los iones de Pb (Wierzbicka y Obidzinsk, 1998). Esta situación afecta las reacciones enzimáticas que activan los procesos catabólicos y anabólicos, reduciendo en gran medida la movilización de los compuestos de almacenamiento de los cotiledones, que suministran los nutrientes requeridos por el embrión durante la germinación (Lamhamdi *et al.*, 2011).

Cuadro 4.2. Efecto de PbCl₂ en condiciones controladas e invernadero en la germinación de las semillas y crecimiento de las plántulas de *Parkinsonia aculeata* L (n=6).

Concentración (mM)	Porcentaje de germinación y emergencia (%)	Longitud de vástago (cm)	Longitud de radícula (cm)	Peso seco de vástago (g)	Peso seco de radícula (g)
Condiciones controladas					
0.0	100 a [†]	9.5 a ^{††}	4.7a ^{††}	206.7 a ^{††}	20.3 a ^{††}
0.1	97 ab	9.2 a	4.2 a	200.8 ab	19.1 ab
0.2	97 ab	8.9 a	4.0 a	193.3 b	16.9 b
0.5	97 ab	6.6 b	1.6 b	158.0 c	14.0 c
1.0	83 bc	6.2 b	1.3 b	154.2 c	12.1 cd
2.0	82 c	3.8 c	0.7 b	124.8 d	10.5 d
Invernadero					
0.0	93 a	7.1 a	11.5 a	387.7 a	92.3 a
0.1	90 a	7.0 a	9.7 ab	393.4 a	90.3 a
0.2	90 a	7.5 a	9.7 ab	380.5 a	90.5 a
0.5	87 a	7.5 a	8.4 b	354.0 a	86.8 a
1.0	90 a	7.5 a	8.9 b	383.5 a	86.0 a
2.0	90 a	7.5 a	8.9 b	363.7 a	88.8 a

[†] Medias con letras iguales dentro de la columna no son estadísticamente diferentes (Wilcoxon, 0.05).

^{††} Medias con letras iguales dentro de la columna no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05).

La reducción en el porcentaje de la germinación en este experimento fue mayor en condiciones controladas, mostrando una reducción al aumentar la concentración de ambos compuestos (Cuadro 4.2 y 4.3). La concentración de 2.0 mM de Pb(NO₃)₂ redujo la germinación hasta un 26% del total de las semillas, la cual fue mayor a la encontrada en la concentración de 2.0 mM de PbCl₂ (18%). Por otro lado, en condiciones de invernadero, la germinación no presentó diferencias significativas entre las concentraciones de los dos compuestos de Pb. Wierzbicka *et al.* (1998) sugieren que la cantidad de Pb por unidad de masa de las semillas es un factor importante y que su efecto inhibitorio sólo es posible cuando el Pb está disponible en exceso para las semillas. Los resultados obtenidos del ensayo realizado en condición de invernadero pueden ser resultado asociados a factores tales como el número de semillas, y volumen de las soluciones aplicadas en cada repetición.

Cuadro 4.3. Efecto de $Pb(NO_3)_2$ en condiciones controladas e invernadero en la germinación de las semillas y crecimiento de las plántulas de *Parkinsonia aculeata* L (n=6).

Concentración (mM)	Porcentaje de germinación y emergencia (%)	Longitud de vástago (cm)	Longitud de radícula (cm)	Peso seco de vástago (g)	Peso seco de radícula (g)
condiciones controladas					
0.0	100 a [†]	9.8 a ^{††}	4.8 a ^{††}	204.7 a ^{††}	20.0 a ^{††}
0.1	97 ab	9.3 ab	4.2 ab	200.3 ab	19.0 a
0.2	97 ab	9.2 ab	3.0 bc	195.6 b	18.2 a
0.5	92 ab	6.5 bc	1.6 cd	151.2 c	14.5 ab
1.0	86 ab	5.8 cd	0.9 d	147.5 c	10.7 b
2.0	74 b	3.0 d	0.8 d	122.2 d	8.6 b
Invernadero					
0.0	90 a	7.0 a	10.9 a	391.3 a	91.9 a
0.1	88 a	7.2 a	9.3 ab	392.7 a	89.0 ab
0.2	95 a	6.6 a	9.2 ab	376.0 a	84.0 abc
0.5	90 a	6.9 a	9.0 b	382.3 a	78.9 bc
1.0	90 a	7.3 a	8.8 b	384.7 a	78.2 bc
2.0	90 a	6.9 a	8.1 b	356.0 a	76.6 c

[†] Medias con letras iguales dentro de la columna no son estadísticamente diferentes (Wilcoxon, 0.05).

^{††} Medias con letras iguales dentro de la columna no son estadísticamente diferentes (Tukey, 0.05).

1.5.3 Efecto del Pb en el crecimiento de las plántulas

En incubadora se encontró una reducción significativa ($P \leq 0.05$) en el crecimiento del vástago y radícula de las plántulas, y en el rendimiento de materia seca de *P. aculeata* L. (Cuadro 4.2 y 4.3). El $PbCl_2$ en su concentración más alta (2.0 mM) redujo hasta un 40% el peso seco del vástago, y 49% en radícula. Las plántulas tratadas con $Pb(NO_3)_2$ tuvieron un efecto similar en el rendimiento de materia seca del vástago, el cual mostró una reducción de 40%. Sin embargo, la radícula de estas plántulas mostró una reducción de hasta 57% en su peso seco (Cuadro 4.3).

En condiciones de invernadero, ninguna de las concentraciones de los compuestos de Pb mostraron diferencias significativas en el crecimiento y rendimiento de materia seca del

vástago de las plántulas de *P. aculeata*, pero si se observó inhibición en el crecimiento de la radícula por ambos compuestos (Cuadros 4.2 y 4.3). El PbCl_2 redujo significativamente ($P \leq 0.05$) el crecimiento de la radícula, pero sin afectar significativamente el rendimiento en materia seca, a pesar de disminuir 5%; el $\text{Pb}(\text{NO}_2)_3$ redujo significativamente ($P \leq 0.05$) el crecimiento de la radícula de las plántulas, y el rendimiento de la materia seca disminuyó hasta en 10%.

La reducción del crecimiento y del rendimiento en materia seca, es un efecto muy conocido del Pb a elevadas concentraciones (Ribeiro de Souza *et al.*, 2012; Abbasi *et al.*, 2016; Iqbal *et al.*, 2017), siendo la raíz más afectada que el vástago, debido a que la raíz es el principal órgano de absorción de las plantas y está en contacto directo con los iones de Pb (Lamhamdi *et al.*, 2011). Dicho efecto inhibitorio puede ser debido a que los iones de Pb, una vez dentro de las células pueden interactuar con algunas biomoléculas como ADN, ARN, proteínas, y algunas enzimas, afectando con ello el metabolismo celular (Patra *et al.*, 2004; Truta *et al.*, 2011; Mohamed, 2011). De igual manera como pasa en la germinación, la actividad enzimática especialmente α -amilasas y proteasas, son afectadas por el Pb, los carbohidratos y las proteínas son pobremente transportadas a los ápices de la radícula y del vástago, y esto es posiblemente una causa por la cual el crecimiento de las plantas es afectado (Ghosh y Sethy, 2013).

Otro factor importante en la inhibición del crecimiento de la raíz es la reducción de la división celular en la zona meristemática de la radícula, debido a que el Pb tiende a competir con el Ca cuya concentración se reduce en los meristemas, provocando un disturbio y disminución en la mitosis, debido a que el Ca participa en la formación del huso mitótico (Eun *et al.*, 2000). El Pb es un reconocido clastógeno ya que puede producir aberraciones

cromosómicas en los meristemos de la radícula, lo cual repercute en la actividad mitótica y en consecuencia, la división celular (Patra *et al.*, 2004; Mohamed, 2011; Truta *et al.*, 2011).

Otro de los efectos del Pb es la reducción en el crecimiento del vástago, esto se puede deber a un efecto indirecto del Pb ya que el estrés abiótico induce la síntesis de especies reactivas de oxígeno (ROS, por sus siglas en inglés) en las células vegetales, lo cual es una característica bien conocida de la toxicidad causada por Pb (Yadav, 2010; Singh *et al.*, 2010). Las ROS pueden provocar la oxidación de biomoléculas provocando una disfunción metabólica en las células de planta (Verma y Dubey, 2003). Un estudio realizado con plántulas de *P. aculeata* demostró que al incrementar las concentraciones de PbCl_2 y $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ el crecimiento de las plántulas se inhibía, mientras que el contenido de compuestos fenólicos aumentaba, mismo que en altas concentraciones puede causar un efecto nocivo en la permeabilidad de la membrana celular (Shaukat *et al.*, 1999). Por lo tanto estos hallazgos servirán como antecedente para dar pie a próximas investigaciones posteriores en las que se pretenda utilizar dicha especie para recuperar sitios contaminados con Pb, así también otros metales y metaloides.

1.6 CONCLUSIONES

El efecto del Pb en la imbibición, germinación, crecimiento temprano de las plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. puede diferir en cuanto a los compuestos de Pb utilizados, siendo más tóxico el $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ que el PbCl_2 , y también de las condiciones en las que se realiza el experimento, en condiciones controladas es más pronunciada la inhibición que ocasionan ambos compuestos de Pb en comparación con las condiciones de invernadero.

1.7 LITERATURA CITADA

- Abbas, A., S. Hammad and W. Soliman (2017) Influence of copper and lead on germination of three Mimosoideae plant species. *Asian Journal of Agriculture and Biology* 55:320-327, <https://www.researchgate.net/publication/322026537>
- Abbasi H., M. Pourmajidian, S. Hodjati and A. Fallah (2016) Comparison of lead uptake by four seedling species (*Acer cappadocicum*, *Fraxinus excelsior*, *Thuja orientalis* and *Cupressus arizonica*). *Ecopersia* 4:1617-1629, <http://journals.modares.ac.ir/article-24-11746-en.html>
- Aslam J., S. Khan and S. Khan, (2013) Heavy metals contamination in roadside soil near different traffic signals in Dubai, United Arab Emirates. *Journal of Saudi Chemical Society* 17: 315-319, <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2011.04.015>
- Bansod B., T. Kumar, R. Thakur, S. Rana and I. Singh (2017) A review on various electrochemical techniques for heavy metal ions detection with different sensing platforms. *Biosensors and Bioelectronics* 94: 443-455, <https://doi.org/10.1016/j.bios.2017.03.031>
- Bewley J., K. Bradford, H. Hilhorst and H. Nonogaki (2013) *Seeds*. Springer. Nueva York, USA. 133 p.
- Bindler R. (2011) Contaminated lead environments of man: reviewing the lead isotopic evidence in sediments, peat, and soils for the temporal and spatial patterns of atmospheric lead pollution in Sweden. *Environmental Geochemistry and Health* 33(4):311-329, <https://doi.org/10.1007/s10653-011-9381-7>
- Casas-Fernández J. and J. Sordo (2006) *Lead: Chemistry, analytical aspects, environmental impact and health effects*. Elsevier Academic Press. Amsterdam, Netherlands. 17-38p.
- Chaer G., A. Resende, E. Campello, S. de Faria and R. Boddey (2011) Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. *Tree Physiology* 31:139-149, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq116>
- Claudio E., H. Godwin and J. Magyar (2002) Fundamental coordination chemistry, environmental chemistry, and biochemistry of lead (II). *Progress in inorganic chemistry* 51:1-144, <https://doi.org/10.1002/0471267287.ch1>
- Eun S., H. Shik-Youn and Y. Lee (2000) Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*. *Physiologia Plantarum* 110:357-365, <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2000.1100310.x>
- Ghosh S. and S. Sathy (2013) Effect of heavy metals on germination of seeds. *Journal of Natural Science, Biology and Medicine* 4:272, <https://dx.doi.org/10.4103%2F0976-9668.116964>
- Gopal R. and A. Rizvi (2008) Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. *Chemosphere* 70:1539-1544, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.08.043>
- Grd D., J. Dobsa, V. Simunic-Meznarić and T. Tompic (2012) Analysis of Heavy Metals Concentration in Wastewater along Highways in Croatia. *Journal of Computing and Information Technology* 20:209–215, <https://doi.org/10.2498/iti.2012.0462>
- Han Y., L. Wang, X. Zhang, H. Korpelainen and C. Li (2013) Sexual differences in photosynthetic activity, ultrastructure and phytoremediation potential of *Populus*

- cathayana* exposed to lead and drought. *Tree Physiology* 33: 1043-1060, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpt086>
- Hawkins J., N. Boutaoui, K. Cheung, R. D. van Klinken and C. Hughes (2007) Intercontinental dispersal prior to human translocation revealed in a cryptogenic invasive tree. *New Phytologist*, 175:575-587, <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02125.x>
- Ilić S. Z., N. Mirecki, R. Filipović-Trajković, N. Kapoulas, L. Milenković and L. Šunić (2015) Effect of Pb on seed germination and his translocation in different seed tissues during sprouting. *Fresenius Environmental Bulletin* 24: 670-675, <https://www.researchgate.net/publication/279319822>
- Iqbal M., G. Murtaza, T. Naz, N. Niazi, M. Shakar, F. Watto and A. Mahmood (2017) Effects of lead salts on growth, chlorophyll contents and tissue concentration of rice genotypes. *International Journal of Agriculture and Biology* 19:69-76, <http://doi.org/10.1515/OSZN-2015-0009>
- Jaishankar M., T. Tseten, N. Anbalagan, B. Mathew and K. Beeregowda (2014) Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology* 7:118-120, <https://dx.doi.org/10.2478%2Fintox-2014-0009>
- Kranner I. and L. Colville (2011) Metals and seeds: Biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. *Environmental and Experimental Botany* 72: 93-105, <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2010.05.005>
- Lamhamdi M., A. Bakrim, A. Aarab, R. Lafont and F. Sayah (2011) Lead phytotoxicity on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination and seedlings growth. *Comptes Rendus Biologies* 334:118-126, <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2010.12.006>
- Marmioli M., F. Pietrini, E. Maestri, M. Zacchini, N. Marmioli and A. Massacci (2011) Growth, physiological and molecular traits in Salicaceae trees investigated for phytoremediation of heavy metals and organics. *Tree Physiology*, 31:1319-1334, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpr090>
- Márquez-García B., C. Márquez, I. Sanjosé, F. Nieva, P. Rodríguez-Rubio and A. Muñoz-Rodríguez (2013) The effects of heavy metals on germination and seedling characteristics in two halophyte species in Mediterranean marshes. *Marine Pollution Bulletin* 70:119-124, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.02.019>
- Méndez-Natera J., J. Merazo-Pinto y N. Montaña-Mata (2008) Relación entre la tasa de imbibición y el porcentaje de germinación en semillas de maíz (*Zea mays* L.), caraota (*Phaseolus vulgaris* L.) y quinchoncho (*Cajanus cajan* (L.) Mill.). *UDO Agrícola* 8:61-66, <http://hdl.handle.net/1807/45416>
- Miranda D., C. Ulrichs and G. Fischer (2010) Imbibition and percentage of germination of cape gooseberry (*Physalis peruviana* L.) seeds under NaCl stress. *Agronomía Colombiana* 28:29-35, <https://www.researchgate.net/publication/256464383>
- Mohamed H. (2011) Molecular and biochemical studies on the effect of gamma rays on lead toxicity in cowpea (*Vigna sinensis*) plants. *Biological Trace Element Research* 144:1205-1218, <https://doi.org/10.1007/s12011-011-9058-1>
- Mohnot K. and U. Chatterji (1965) Chemico-physiological studies on the imbibition and germination of seeds of *Parkinsonia aculeata* L. *Österreichische Botanische Zeitschrift* 112(4): 576-585, <http://doi.org/10.1007/BF01373186>
- Patra M., N. Bhowmik, B. Bandopadhyay and A. Sharma (2004) Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the

- development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany* 52:199-223, <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2004.02.009>
- Rascio N. and F. Navari-Izzo, (2011) Heavy metal hyperaccumulating plants: ¿How and why do they do it? And what makes them so interesting?. *Plant Science* 180(2):169-181, <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>
- Ribeiro de Souza S., S. López de Andrade, L. Anjos de Souza and M. Schiavinato (2012) Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. *Journal of Environmental Management*, 110:299-307, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.015>
- Schuch U. and J. Kelly (2008) Palo verde trees for the urban landscape. *Aridus* 20:1-8, <https://cals.arizona.edu/desertlegumeprogram/pdf/aridus20-1.pdf>
- Sengar S., M. Gautam, S. Kumar, R. Chaudhary and K. Sengar (2008) Effect of lead on seed germination, seedling growth, chlorophyll content and nitrate reductase activity in mung bean (*Vigna radiata*). *Research Journal of Phytochemistry* 2:61-68, <http://dx.doi.org/10.3923/rjphyto.2008.61.68>
- Shafiq M. and M. Iqbal (2006) The toxicity effects of heavy metals on germination and seedling growth of *Cassia siamea* Lamk. *Journal of New Seeds* 7:95-105, https://doi.org/10.1300/J153v07n04_07
- Shah F. U. R., N. Ahmad, K. R. Masood, J. R. Peralta-Videa and F. D. Ahmad (2010) Heavy Metal Toxicity in Plants. In: M. Ashraf, M. Ozturk, M. Ahmad (eds.). *Plant Adaptation and Phytoremediation*. Springer. Dordrecht, Netherlands. pp: 71-97.
- Shaukat S., M. Mushtaq and S. Siddiqui (1999) Effect of cadmium, chromium and lead on seed germination, early seedling growth and phenolic contents of *Parkinsonia aculeata* L. and *Pennisetum americanum* (L.) Schumann. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 2:1307-1313, <http://dx.doi.org/10.3923/pjbs.1999.1307.1313>
- Singh S, P. Parihar, R. Singh, V. Singh and S. Prasad (2016). Heavy metal tolerance in plants: role of transcriptomics, proteomics, metabolomics, and ionomics. *Frontiers In Plant Science* 6:1143, <https://dx.doi.org/10.3389/fpls.2015.01143>
- Singh R., R. Tripathi, S. Dwivedi, A. Kumar, P. Trivedi and D. Chakrabarty (2010) Lead bioaccumulation potential of an aquatic macrophyte *Najas indica* are related to antioxidant system. *Bioresource Technology* 101:3025-3032, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.031>
- Truta E., C. M. Rosu and I. C. Bara (2011) Lead-induced genotoxicity in wheat. *Sectiunea Genetica si Biologie Moleculara* 7:51–58, <https://www.researchgate.net/publication/256493127>
- van Klinken R. D., S. D. Campbell, T. A. Heard, J. McKenzie and N. March (2009) The biology of Australian weeds: 54. '*Parkinsonia aculeata*' L. *Plant Protection Quarterly* 24:100-117, <https://www.researchgate.net/publication/282722871>
- Verma S. and R. Dubey (2003) Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. *Plant Science* 164:645-655, [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(03\)00022-0](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(03)00022-0)
- Wang C., Y. Tian, X. Wang, H. Yu, X. Lu, C. Wang and H. Wang (2010) Hormesis effects and implicative application in assessment of lead-contaminated soils in roots of *Vicia faba* seedlings. *Chemosphere* 80(9):965-971, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.049>
- Wang H., G. Zhong, G. Shi and F. Pan (2011) Toxicity of Cu, Pb, and Zn on seed germination and young seedlings of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Computer and Computing*

- Technologies in Agriculture* 4:231-240, https://doi.org/10.1007/978-3-642-18354-6_29
- Wierzbicka M. and J. Obidzinsk (1998) The effect of lead on seed imbibition and germination in different plant species. *Plant Science* 137:155–171, [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(98\)00138-1](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(98)00138-1)
- Yadav S. (2010) Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany* 76:167-179, <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.10.007>
- Yang Y., Y. Liang, X. Han, T. Chiu, A. Ghosh, H. Chen and M. Tang (2016) The roles of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in phytoremediation and tree-herb interactions in Pb contaminated soil. *Scientific Reports* 6:20469, <https://doi.org/10.1038/srep20469>
- Zhang W., Y. Tong, H. Wang, L. Chen, L. Ou, X. Wang and Y. Zhu (2014) Emission of metals from pelletized and uncompressed biomass fuels combustion in rural household stoves in China. *Scientific Reports* 4:315-319, [https://doi.org/10.1038/ sr ep05611](https://doi.org/10.1038/sr ep05611)
- Zhivotovsky, O., Y. Kuzovkina, C. Schulthess, T. Morris and D. Pettinelli (2011) Lead uptake and translocation by Willows in pot and field experiments. *International Journal Phytoremediation* 13:731749, <https://doi.org/10.1080/15226514.2010.525555>

CAPÍTULO II.
CRECIMIENTO Y ABSORCIÓN DE PLOMO POR *Parkinsonia aculeata* L.
INOCULADA CON *Rhizophagus intraradices*

2.1 RESUMEN

El aumento en la concentración y biodisponibilidad de Pb en la biosfera, ha ejercido serios problemas en la salud pública en todo el mundo, es por esto imprescindible identificar alternativas que nos permitan hacer más eficiente y económico la recuperación de suelos contaminados con Pb, es por esto que el presente trabajo evaluó el crecimiento y la capacidad de absorción de Pb por *Parkinsonia aculeata* L. inoculada con *Rhizophagus intraradices* en condiciones de contaminación con Pb. El diseño fue completamente al azar con arreglo factorial; y los factores incluyeron dos niveles de inoculación con *R. intraradices* (inoculadas y no inoculadas), y seis niveles de concentración de Pb (0, 40, 80, 160, 320, 640 mg L⁻¹) en forma de Pb(NO₃)₂. Las respectivas concentraciones de Pb fueron aplicadas en la solución nutritiva Long-Ashton modificada para suministrar 10.25 µg P mL⁻¹ y aplicadas semanalmente por 18 semanas. Las concentraciones de Pb no afectaron la altura y el diámetro del tallo de las plántulas; sin embargo, la inoculación micorrízica favoreció el incremento significativo de estas variables en comparación con las plantas no inoculadas. El peso seco de la parte aérea y de la raíz disminuyó al aumentar la concentración de Pb. La inoculación favoreció el peso seco de la parte aérea; pero redujo el peso seco de la raíz. Los niveles de Pb e inoculación micorrízica no tuvieron efecto en los valores de rendimiento cuántico máximo del PSII e índice de rendimiento fotosintético. El aumento en la concentración de Pb no afectó la colonización micorrízica. La concentración de Pb en la raíz y parte aérea aumentó conforme a la concentración de Pb aplicado; además, la micorrización favoreció la translocación de Pb a la parte aérea. El incremento en la concentración de Pb redujo la concentración de P en raíz, y concentración de P y N en la parte aérea, pero la inoculación micorrízica favoreció el aumento en la la concentración de Ca y Mg en la parte aérea. Se concluye que la reducción en el peso seco de las plantas se debió a la disminución en la absorción de P por las plantas, y que *R. intraradices* mejoró la absorción de P y el peso seco de las plantas, así como la acumulación de Pb en las plantas.

Palabras clave: Palo verde, metal pesado, HMA, contaminación, fitoestabilización.

2.2 ABSTRACT

The increase in the concentration and bioavailability of Pb in the biosphere, has exerted serious problems in public health throughout the world, it is therefore essential to identify alternatives that allow to make more efficient and economical the recovery of soils contaminated with Pb, it is for this study evaluated the growth and absorption capacity of Pb by *Parkinsonia aculeata* L. inoculated with *Rhizophagus intraradices* under conditions of Pb contamination. The design was completely randomized with factorial arrangement, and the factors included two levels of inoculation with *R. intraradices* (inoculated and non-inoculated), and six levels of Pb concentration (0, 40, 80, 160, 320, 640 mg L⁻¹) in the form of Pb (NO₃)₂. The respective concentrations of Pb were applied in the modified Long-Ashton nutrient solution to deliver 10.25 µg P mL⁻¹ and applied weekly for 18 weeks. The concentrations of Pb did not affect the height and diameter of the stem of the seedlings; however, mycorrhizal inoculation favored the significant increase of these variables in comparison with non-inoculated plants. The dry weight of the aerial part and the root decreased with increasing Pb concentration. The inoculation favored the dry weight of the above ground; but it reduced the dry weight of the root. The levels of Pb and mycorrhizal inoculation had no effect on the maximum quantum yield values of the PSII and photosynthetic performance index. The increase in Pb concentration did not affect mycorrhizal colonization. The concentration of Pb in the root and above ground increased according to the concentration of Pb applied; in addition, mycorrhization favored the translocation of Pb to the above ground. The increase in the concentration of Pb reduced the concentration of P in root, and concentration of P and N in the above ground, but the mycorrhizal inoculation favored the increase in the concentration of Ca and Mg in the above ground. It is concluded that the reduction in the dry weight of the plants was due to the decrease in the absorption of P by the plants, and that *R. intraradices* improved the absorption of P and the dry weight of the plants, as well as the accumulation of Pb in the plants.

Key words: *Mexican Paloverde, Heavy metal, AMF, Pollution, Phytostabilization.*

2.3 INTRODUCCIÓN

El Pb es un elemento químico ampliamente distribuido en la naturaleza, aunque en bajas concentraciones y en formas insolubles (Claudio *et al.*, 2002; Casas-Fernández y Sordo, 2006). Por otro lado, las actividades humanas en especial la minería y fundición han provocado una alteración en el ciclo geoquímico del Pb lo cual ha resultado en un aumento en la concentración y disponibilidad del Pb en la biosfera (Bindler, 2011). Lo que ha traído consigo serios problemas en los ecosistemas, ya que el Pb no se considera un elemento esencial y puede ser tóxico en elevadas concentraciones para todas las formas de vida (Rascio y Navari-Izzo, 2011; Wang *et al.*, 2010; Jaishankar *et al.*, 2014; Shah *et al.*, 2010). Además, los metales no están sujetos a procesos de biodegradación y por lo cual tienden a acumularse en el suelo (Bansod *et al.*, 2017). Este aumento en las concentraciones y biodisponibilidad son perjudiciales para la mayoría de los seres vivos, especialmente para los seres humanos (Shah *et al.* 2010; Jaishankar *et al.* 2014; Carocci *et al.*, 2016), ya que las partículas que pueden ser suspendidas en el aire y agua y ser inhaladas e ingeridas con facilidad (Jaishankar *et al.*, 2014; Shah *et al.*, 2010), o entrar en la cadena trófica mediante los alimentos cultivados en áreas contaminadas (Rahman *et al.*, 2014).

Actualmente existen diversas técnicas que ayudan a la recuperación de sitios contaminados con metales y metaloides (Yao *et al.*, 2012; Khalid *et al.*, 2017); sin embargo, la mayoría de estos procedimientos caros, son poco eficientes, y afectan de manera irreversible las propiedades del suelo y a su biota (Giripunje *et al.*, 2015). Por lo anterior, la recuperación de suelos contaminados representa un reto tecnológico, tanto para las industrias como para las instituciones gubernamentales (Qu *et al.*, 2016).

Dentro de los principales métodos para la recuperación de sitios contaminados está el método físico, el cual su principal objetivo es remover o confinar dichos contaminantes, evitando su dispersión y disminuyendo el impacto que tienen en el ambiente (Khalid *et al.*, 2017). Por otro lado, el método químico sirve para alterar la movilidad y disponibilidad de estos elementos (Shahid *et al.*, 2014; Martinez *et al.*, 2014; Camenzuli *et al.*, 2015; Soares *et al.*, 2015). Finalmente, el método biológico aprovecha ciertas características de algunos seres vivos como plantas, microorganismos o la asociación de ambos, para remover o contener dichos elementos en sus tejidos (Khalid *et al.*, 2017).

El método biológico presenta algunas limitantes debido a que la mayoría de las plantas, pueden presentar cierto grado de toxicidad a metales pesados (Sędzik *et al.*, 2015). Los niveles tóxicos de Pb afectan los procesos de la planta desde una etapa inicial, ya que este elemento reacciona con las biomoléculas e interfieren con el metabolismo celular (Gopal y Rizvi, 2008; Han *et al.*, 2013). Otro efecto en las plantas por las altas concentraciones de Pb es un desbalance nutricional provocado por la reducción en la absorción y transporte de nutrimentos (Kupper *et al.*, 1996), ocasionando una inhibición en la síntesis de clorofila y en consecuencia en la fotosíntesis (Gopal y Rizvi, 2008). Otro de los efectos más conocidos provocados por el Pb es el estrés oxidativo que es provocado por las especies reactivas de oxígeno (EROs) ocasionando una disfunción metabólica irreparable y muerte celular (Pourrut *et al.*, 2011; Malar *et al.*, 2014).

Debido a las limitantes que presentan la mayoría de las plantas para tolerar la toxicidad provocada por el Pb, se ha buscado mejorar las estrategias de fitorremediación existentes, mediante la identificación y selección de especies tolerantes a las altas concentraciones de Pb, como lo han demostrado ser las especies pertenecientes a la familia

Fabaceae (Noguez-Inesta *et al.*, 2017). Estas especies presentan un rápido crecimiento y confinar altas concentraciones de Pb en sus tejidos, sin que exista la presencia de toxicidad (Pulford y Watson, 2003; Pajević *et al.*, 2016). Otra característica importante en estas estrategias de fitorremediación es el uso de especies nativas/endémicas adaptadas a los factores edafoclimáticos (principalmente a la sequía y salinidad) y hacer más eficiente esta práctica (Ginocchio y Santibáñez, 2009).

Parkinsonia aculeata L. es una especie leñosa de la familia Fabaceae que se distribuye de manera nativa en la mayor parte del continente americano (Hawkins *et al.*, 2007), y se puede encontrar en un extenso rango de condiciones tanto áridas como tropicales (van Klinken *et al.*, 2009). También ha sido utilizada para reforestar áreas degradadas (Chaer *et al.*, 2011) e incluso en ambientes urbanos ya que presenta bajos requerimientos nutrimentales y es tolerante a la sequía (Schuch y Kelly, 2008), y es moderadamente tolerante al Cr, Cd y Pb (Zhao *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2009; Shahid *et al.*, 1999).

Por otra parte, *P. aculeata* forma asociación con hongos micorrízicos arbusculares (HMA) (Ragupathy y Mahadevan, 1993; Frioni *et al.*, 1998; Verma y Verma, 2017). Esta relación simbiótica mejora la tolerancia de las plantas para hacer frente al estrés que ocasionan los factores abióticos. Por ejemplo, las plantas micorrizadas toleran altas concentraciones de metales y metaloides en el suelo (Schneider *et al.* 2017), lo que contribuye a la recuperación de sitios contaminados. Por lo tanto esta especie arbórea presenta potencial para ser utilizada en la recuperación de suelos contaminados con altos niveles de Pb, sin embargo, aún falta información al respecto. Por tanto, el objetivo de este trabajo es evaluar el crecimiento y la capacidad de absorción de Pb por *Parkinsonia aculeata* al ser inoculada con *Rhizophagus intraradices*.

2.4 MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1 Producción de plántula e inoculación con *Rhizophagus intraradices*

Las semillas de *Parkinsonia aculeata* L. fueron recolectadas por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en julio de 2012 en el municipio de Delicias, Chihuahua, México (106° 27' 60" N, 105° 27' 15" O y altitud de 1190 m) las cuales presentaban un 80% de germinación y contenido de humedad inicial de 3.7%. Para La escarificación de las semillas se trataron con H₂SO₄ (EMSURE[®]) al 98% por 3 h (Mohnot y Chatterji, 1965). Una vez realizada la escarificación de las semillas, éstas se lavaron con agua corriente durante 10 min, posteriormente, se sumergieron en solución de NaClO (Cloralex[®]) al 10% por 15 min, para desinfectar la superficie de las semillas.

El inóculo de *Rhizophagus intraradices* (anteriormente, *Glomus intraradices*) fue donado por el Área de Microbiología del Suelo del Colegio de Postgraduados. El inóculo se valoró, para lo cual se extrajeron las esporas de la arena a través del método de tamizado y decantación (Gerdeman y Nicolson, 1963), seguido de centrifugación con gradientes de sacarosa del 20% y 60% (Sieverding, 1983). Las esporas se observaron en un microscopio estereoscópico, se separaron de las hifas y materia orgánica adherida, se colocaron en un portaobjetos y se les agregó una gota con reactivo PVLG, posteriormente, se contabilizó solamente esporas saludables e intactas.

La siembra se realizó en dos semilleros con 200 cavidades cada uno, los cuales contenían arena esterilizada (126 °C por 3 h, por 3 d alternos). Para el semillero inoculado se agregó 2.64 g de inóculo por cavidad, dicha cantidad contenía hifas, segmentos de raíz colonizados y una cantidad de 100 esporas. Posteriormente los almácigos fueron regados con

atomizador y cada 8 d se realizó una fertilización con la solución nutritiva Long-Ashton (Hewitt, 1966) modificada para suministrar $10.25 \mu\text{g P mL}^{-1}$.

2.4.2 Trasplante y aplicación de tratamientos

A los 45 d de haber emergido las plántulas en el almacigo, se trasplantaron a tubetes de volumen de 330 cm^3 los cuales contenían aproximadamente 377 g de arena esterilizada. La aplicación de los tratamientos se realizó a los 15 d después del trasplante, tiempo que permitió el establecimiento de las plántulas, justo antes de la aplicación, se midió altura de la planta y diámetro del tallo.

La aplicación de los tratamientos consistió en 50 mL de solución nutritiva por repetición, con la concentración correspondiente de Pb (0, 40, 80, 160, 320 y 640 mg L^{-1}) disuelta en solución nutritiva Long- Ashton modificada] utilizando $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ (Sigma-Aldrich®) como fuente de Pb. Las aplicaciones se realizaron semanalmente durante 18 semanas. El experimento se llevó a cabo en condiciones de invernadero con luz natural, temperatura máxima promedio de 37.9°C y mínima de 15.3°C , humedad relativa máxima de 37.3% y mínima de 12.3% (Data Logger Spectrum®, watch dog® 1000, EUA).

2.4.3 Cosecha de las plántulas y mediciones

Las plántulas del experimento se cosecharon a las 19 semanas y se evaluaron las siguientes variables:

- Incremento en altura y diámetro de las plántulas (cm): El cual se obtuvo mediante la diferencia de los valores de la medición final e inicial de altura y diámetro.
- Rendimiento cuántico máximo del PSII (F_v/F_m) e índice de rendimiento fotosintético (PI): Los segmentos de las hojas medidas se mantuvieron en oscuridad durante 30 min, con clips (3 cm de diámetro con una ventana central de 0.4 cm de

diámetro) sobre la superficie de la hoja y se realizaron 4 lecturas por plántula con un fluorímetro portátil Handy PEA (Hansatech Instruments Ltd[®], Inglaterra) a 3000 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ de luz por 5 s.

- Peso seco de la raíz, tallos y hojas (g): Peso de cada órgano vegetal después de ser secados en estufa (Shel Lab[®], CE5F, EUA) a 70 °C por 72 h.
- Porcentaje de colonización (%): Se evaluó antes del trasplante a los tubetes para verificar si las plántulas estaban colonizadas con *Rhizophagus intraradices* y al final de la exposición a las diferentes concentraciones de Pb. Las raíces frescas de cada planta se enjuagaron con agua destilada y se prepararon para estimar el porcentaje de colonización micorrízica mediante el método de clareo y tinción de raíz (Phillips y Hayman, 1970). Una vez teñidas las raíces se cortaron en segmentos de 1 cm de longitud, que se montaron en portaobjetos y se observaron en un microscopio compuesto (Brundrett *et al.*, 1996).
- La concentración de nutrientes (N, P, Mg, Ca) y Pb en los órganos de la planta (hojas, tallo y raíz). Para la determinación de la concentración de N en tejido vegetal se evaluó en el extracto procedente de la digestión de material seco y molido con ácido sulfúrico y ácido salicílico, de acuerdo con lo descrito por Alcántar-González y Sandoval-Villa. (1999). El extracto fue destilado mediante arrastre de vapor y mediante titulación con ácido sulfúrico se estimó la concentración de N. La concentración de P, Ca, Mg y Pb se determinó en el extracto resultante de la digestión con ácido nítrico y ácido perclórico de material seco y molido, usando un equipo de espectroscopia de emisión atómica de inducción por plasma acoplado (ICP-ES 725, Agilent, Mulgrave, Australia).

- Para el análisis de las muestras de arena, la conductividad eléctrica (CE) y el pH se determinó con un extracto de pasta saturada del sustrato mediante con un equipo portátil (Conductronic PC-18, México). La concentración de N de las muestras de arena se determinó con el método AS-25 descrito en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (2002). La determinación de P en los sustratos se realizó con el método Olsen (AS-10), de acuerdo con lo indicado en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (2002). Las muestras de arena fueron tratadas con acetato de amonio (1 M, pH=7) para desplazar los cationes intercambiables de Ca^{2+} y Mg^{2+} , que fueron cuantificados en un equipo de espectroscopia de emisión atómica de inducción por plasma acoplado (ICP-ES 725, Agilent, Mulgrave, Australia). El Pb se determinó por el método DTPA-TEA (González *et al.*, 2009), empleando un equipo de espectroscopia de emisión atómica de inducción por plasma acoplado (ICP-ES 725, Agilent, Mulgrave, Australia).

2.4.4 Análisis estadístico

El experimento consistió en un diseño completamente al azar con un arreglo factorial (2 x 6) que incluye dos niveles de inoculación de *Rhizophagus intraradices* (sin y con) y seis niveles de concentración de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ (0, 40, 80, 160, 320, 640 mg L^{-1}). Los datos obtenidos se analizaron mediante análisis de varianza (ANOVA); en las variables donde se encontró diferencia significativa se realizó la comparación de medias Tukey ($P \leq 0.05$). Para el caso del análisis estadístico del porcentaje de colonización y los datos de la concentración de los elementos en los tejidos de la planta fueron transformados ($\arcseno(x/100)^{1/2}$ y $\log(x+1)$ respectivamente). Dichos análisis se realizaron con el paquete estadístico SAS para Windows (SAS Institute, 1999).

2.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.5.1 Crecimiento y rendimiento de materia seca

La reducción en el crecimiento y el rendimiento en el peso seco de las plantas es un efecto muy conocido de la toxicidad ocasionada por el Pb (Abbasi *et al.*, 2016; Iqbal *et al.*, 2017). No obstante, entre las concentraciones de Pb evaluadas, no se encontró un efecto significativo ($P > 0.05$) en el incremento de altura y diámetro (Figura 5.1) de las plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. Cabe señalar que en otras especies arbóreas se ha observado la misma tendencia tales como *Ligustrum lucidum*, *Mimosa caesalpiniaefolia*, *Caesalpinia ferrea*, *Mimosa tenuiflora* y *Erythrina velutina* expuestas a diferentes concentraciones de Pb (Zhou *et al.*, 2018; Ribeiro de Souza *et al.*, 2012; Gattai *et al.*, 2011). Sin embargo, la inoculación con *R. intraradices* incrementó significativamente ($P \leq 0.05$) la altura y el diámetro en comparación con las plántulas no inoculadas, por otro lado la interacción entre las concentraciones de Pb y *R. intraradices* no fue significativa (Cuadro 5.1).

Las concentraciones de Pb mostraron diferencias significativas ($P \leq 0.05$) en el rendimiento en el peso seco en la parte aérea y raíz de las plántulas de *P. aculeata* (Figuras 5.2 y 5.3). Se encontró que en las raíces de las plantas tratadas con 40 mg L⁻¹ y 80 mg L⁻¹ de Pb presentaron un peso seco mayor en comparación a las plantas que no se les aplicó Pb (0 mg L⁻¹) (Figura 5.3). Esta estimulación en el rendimiento de peso seco de la raíz, puede estar relacionada al efecto conocido como hormesis, el cual se refiere a la estimulación del crecimiento en las plantas expuestas a bajas concentraciones de metales y/o metaloides y una reducción en altas concentraciones (Poschenrieder *et al.*, 2013), dicho efecto sucede principalmente en las raíces, debido a que el Pb es absorbido y acumulado mayormente por este órgano (Wang *et al.*, 2010).

Cuadro 5.1. Valores de significancia del ANOVA de los efectos del Pb y HMA en los parámetros de crecimiento, Rendimiento cuántico máximo del PSII (Fv/Fm) e índice de rendimiento fotosintético (PI), concentración de Pb y nutrientes en los tejidos de plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* expuestas por 18 semanas a ante seis concentraciones de Pb.

Variables evaluadas		Pb	HMA	Pb*HMA
Δ Altura (cm)		0.3451 ^{NS}	0.009 ^{**}	0.8677 ^{NS}
Δ Diámetro (cm)		0.1105 ^{NS}	0.0259 [*]	0.6100 ^{NS}
Peso seco (mg)	P. aérea	0.0001 ^{***}	0.0187 [*]	0.6081 ^{NS}
	Raíz	0.0290 [*]	0.0005 ^{**}	0.7751 ^{NS}
Fv/Fm		0.1306 ^{NS}	0.3005 ^{NS}	0.9835 ^{NS}
PI		0.2907 ^{NS}	0.1227 ^{NS}	0.9663 ^{NS}
Concentración Pb (mg kg⁻¹)	P. aérea	0.0001 ^{***}	0.0296 [*]	0.6267 ^{NS}
	Raíz	0.0001 ^{***}	0.0787 ^{NS}	0.0121 [*]
Concentración P (mg kg⁻¹)	P. aérea	0.0001 ^{***}	0.0139 [*]	0.8227 ^{NS}
	Raíz	0.0001 ^{***}	0.0001 ^{***}	0.0965 ^{NS}
Concentración N (mg kg⁻¹)	P. aérea	0.0428 [*]	0.081 ^{NS}	0.5841 ^{NS}
	Raíz	0.3506 ^{NS}	0.0898 ^{NS}	0.7087 ^{NS}
Concentración Ca (mg kg⁻¹)	P. aérea	0.2235 ^{NS}	0.0011 ^{**}	0.8729 ^{NS}
	Raíz	0.0911 ^{NS}	0.2541 ^{NS}	0.5761 ^{NS}
Concentración Mg (mg kg⁻¹)	P. aérea	0.0683 ^{NS}	0.0001 ^{***}	0.8573 ^{NS}
	Raíz	0.1946 ^{NS}	0.0630 ^{NS}	0.5273 ^{NS}

NS, no significativo, P > 0.05, *P < 0.05, **P < 0.01, ***P < 0.001.

Rhizophagus intraradices favoreció la producción significativa de biomasa ($P \leq 0.05$) en hojas y tallos, en comparación con las plantas no inoculadas (Figura 5.2). Sin embargo, la interacción entre las concentraciones de Pb y *R. intraradices* para el peso seco de parte aérea no mostró efectos significativos (Cuadro 5.1). Los HMA mejoran el crecimiento y el rendimiento de peso seco vegetal (Biró *et al.*, 2009; Sarkar *et al.*, 2018), y las protegen del estrés provocado por metales y metaloides (Yang *et al.*, 2015; Huang *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2018) al favorecer el aumento en la absorción de nutrientes especialmente el fósforo, el cual interviene en los mecanismos de detoxificación de la planta (Bahraminia *et al.*, 2015).

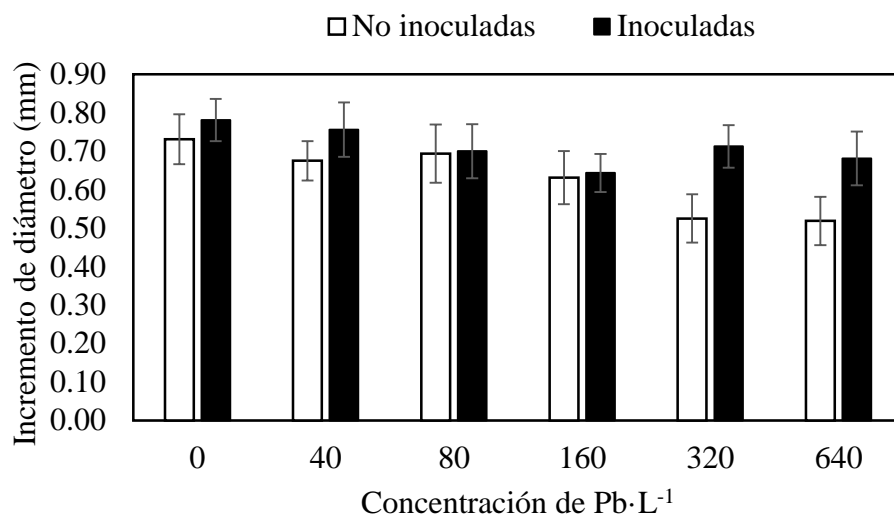


Figura 5.1. Incremento en diámetro de tallo de plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb Promedios \pm error estándar (n=8).

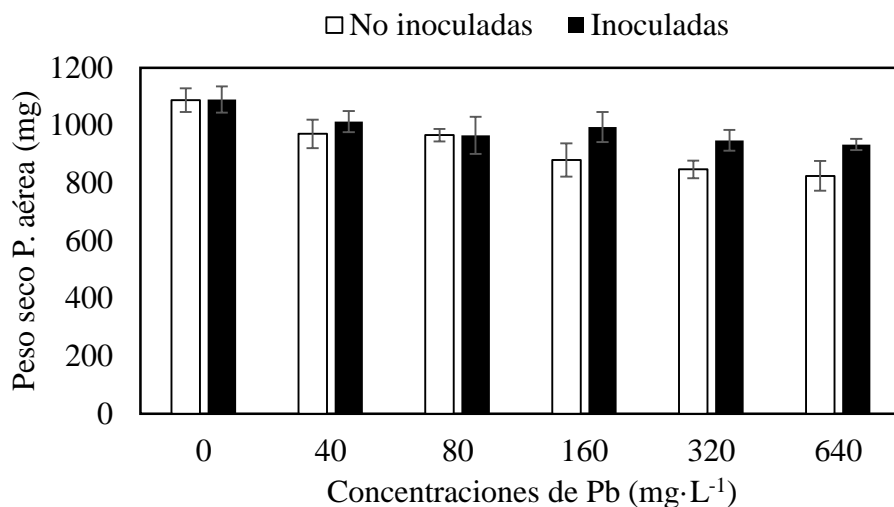


Figura 5.2. Pesos seco de la parte aérea de plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb Promedios \pm error estándar (n=8).

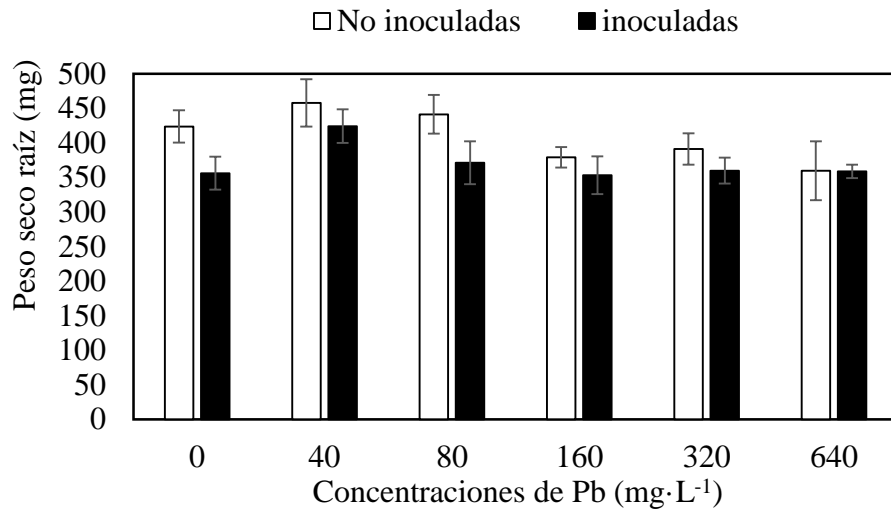


Figura 5.3. Pesos seco de las raíces de plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb Promedios \pm error estándar (n=8).

Por otra parte, la inoculación con *R. intraradices* mostró cambios significativos ($P \leq 0.05$) en el peso seco de las raíces de las plántulas, aunque este efecto fue inconsistente con otros hallazgos (Yang *et al.*, 2018; Sarkar *et al.*, 2018). Otros autores sugieren que los HMA pueden reducir la biomasa radical, mientras simultáneamente expanden su capacidad de absorción de agua y nutrientes (Mohammadi *et al.*, 2011). Lo anterior se ha reportado en *Eucalyptus rostrata* cuyas plantas inoculadas con *Glomus deserticola* mostraron raíces más finas y mejor estado nutricional que las plantas no inoculadas (Bafeel, 2008).

2.5.2 Fluorescencia de clorofila

El valor de rendimiento cuántico máximo del PSII (Fv/Fm) es un buen indicador del rendimiento del aparato fotosintético (Maxwell y Johnson, 2000; Sitko *et al.*, 2017) así como también el índice del rendimiento fotosintético (PI), los cuales son parámetros muy adecuados y sensibles para investigar la eficiencia fotosintética de la planta bajo diferentes

condiciones de estrés abiótico (Kovacevic *et al.*, 2015), incluso el provocado por los metales pesados (Kaur *et al.*, 2012; Dezhban *et al.*, 2015; Paunov *et al.*, 2018). Se sabe que si la relación de Fv/Fm es cercana a 0.80 indica que es una planta sana o que no ha sido afectado su mecanismo fotosintético (Björkman y Demmig, 1987). Los valores de Fv/Fm obtenidos al final del experimento (Cuadro 5.3) fueron mayores de 0.80 en todos los tratamientos, pero no mostraron diferencias significativas entre sí; así también no se encontró un efecto significativo sobre el PI, ante el incremento en la concentración de Pb, la inoculación, o la interacción entre dichos factores (Cuadro 5.1). Una de las posibles razones por las que no se vieron afectados estos parámetros en las plantas tratadas, se atribuyen a que el Pb no redujo el contenido de pigmentos fotosintéticos (Kaur *et al.*, 2012; Sarkar *et al.*, 2018) o el número de cloroplastos en hojas (Zhou *et al.*, 2018); por otra parte, las plantas fueron capaces de tolerar el estrés inducido por el Pb, usando un efectivo mecanismo de defensa de antioxidantes protegiendo al aparato fotosintético del estrés oxidativo (Ruley *et al.*, 2004).

Cuadro 5.2. Rendimiento cuántico máximo del PSII (Fv/Fm) e índice de rendimiento fotosintético (PI) de las plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb (n=8).

Concentración mg Pb L ⁻¹	No inoculadas		Inoculadas	
	Fv/Fm	PI	Fv/Fm	PI
0	0.82	9.35	0.82	8.26
40	0.82	10.07	0.82	8.93
80	0.81	7.90	0.82	7.40
160	0.82	10.24	0.83	9.73
320	0.82	10.26	0.82	8.23
640	0.82	9.73	0.83	9.41

2.5.3 Colonización micorrízica

Las observaciones microscópicas revelaron que las plantas inoculadas con *R. intraradices* presentaron colonización micorrízica, aunque relativamente bajo, alcanzando solo 6.7 % en promedio. Esto se puede justificar por la interacción de las distintas especies de plantas con los HMA, y la dependencia micorrízica de las plantas (Siqueira y Saggin-Júnior, 2001; Solís-Domínguez *et al.*, 2011). En un estudio previo, *R. intraradices* presentó también un porcentaje bajo de colonización (13%) en comparación con otras especies de HMA evaluados en el mismo experimento, a pesar de esto, *R. intraradices* demostró ser el hongo más eficiente al promover el crecimiento de *Solanum lycopersicum* L. (Rodríguez *et al.* 2012). Cabe mencionar que las plantas no inoculadas no mostraron colonización micorrízica.

El aumento en la concentración de Pb disminuyó la colonización promedio en comparación con el tratamiento testigo micorrizado; sin embargo, dicha reducción no fue significativa. A menudo las altas concentraciones de Pb reducen significativamente la colonización de los HMA en las raíces de las plantas expuestas (Sarkar *et al.*, 2018; Bahraminia *et al.*, 2015; de Souza *et al.*, 2011) pero estos resultados pueden variar por un extenso rango de factores, tales como la especie de HMA, concentración de Pb, especies de plantas, estado de oxidación del elemento, estado de desarrollo de la planta y condición ambiental (Biró *et al.*, 2009; Yang *et al.*, 2015; Dietterich, *et al.*, 2017). Sin embargo, los resultados de este trabajo concuerdan con los encontrados por Yang *et al.* (2016) en donde las concentraciones evaluadas de Pb no afectaron la colonización de *R. intraradices* en *Lolium perenne*. También los resultados obtenidos concuerdan con los encontrados en *Hordeum vulgare* L. y *Helianthus annuus* L. inoculados con un consorcio micorrízico

conformado por *Glomus intraradices*, *G. albidum*, *G. diaphanum*, y *G. claroideum* (Barcos-Arias *et al.*, 2015). Lo mismo se observó en *Erythrina speciosa* y *Schizolobium parahyba* colonizadas con HMA nativos del suelo (Ribeiro de Souza *et al.*, 2012).

2.5.4 Absorción y translocación de Pb y nutrimentos

Aunque el Pb no es un elemento esencial para las plantas, éste puede ser absorbido por su raíz (Fahr *et al.*, 2013). El incremento en la concentración de Pb aplicado mostró diferencias significativas ($P \leq 0.05$) en el concentración de Pb en la raíz (Figura 5.4). Esto se debe a que la raíz es el principal órgano de absorción ya que está en contacto directo al suelo o sustrato contaminado. Además, el Pb presenta una afinidad a los polisacáridos de la rizodermis y a los grupos carboxilos del mucilago (Sharma y Dubey, 2005), lo que en parte, restringe su entrada a la raíz, y los iones de Pb que logran conducirse a través del apoplasto hasta la Banda de Caspary la cual es una importante barrera que restringe la translocación del Pb a los órganos aéreos (Luo *et al.*, 2016). Las plantas han desarrollado diferentes estrategias para hacer frente y sobrevivir al estrés provocado por metales y metaloides, protegiendo a los órganos superiores del daño por la toxicidad del Pb (Gupta *et al.*, 2013).

A pesar de que la cantidad de Pb fue mayor en la raíz, se sabe que el Pb también puede ser transportado a la parte aérea de la planta en una pequeña fracción (Abbasi *et al.*, 2016). Lo anterior concuerda con este experimento, en donde el concentración de Pb en los tejidos de la parte aérea (tallo y hojas) de *P. aculeata* incrementó significativamente ($P \leq 0.05$) por el aumento en la concentración de Pb aplicado (Figura 5.5). Sin embargo, las concentraciones de Pb en los tejidos de la parte aérea, no mostraron niveles críticos tóxicos ($30\text{-}300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) reportados en Pb (Krämer, 2010).

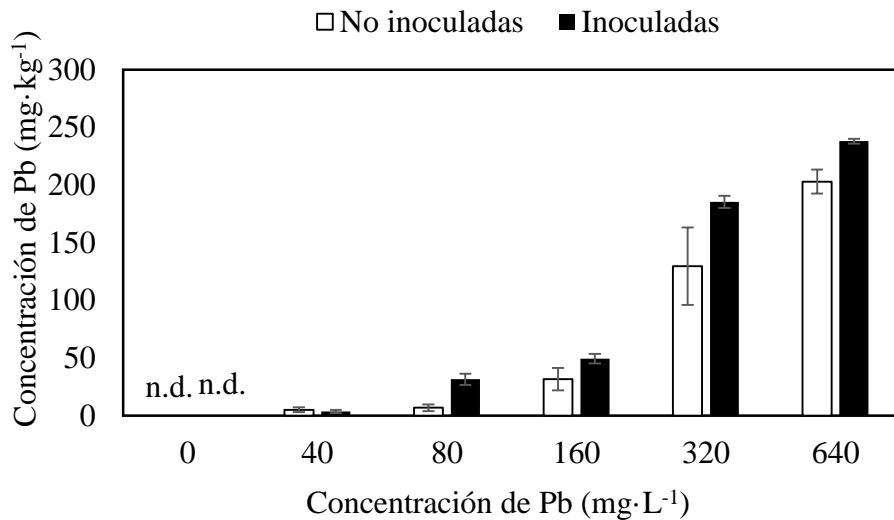


Figura 5.4. Concentración de Pb en la raíz de plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb Promedios \pm error estándar (n=4).

Los HMA son reconocidos por mejorar la tolerancia de la planta ante condiciones de estrés ocasionado por la alta concentración de metales y metaloides en suelo o en sustrato (Cabral *et al.*, 2015). Estos organismos pueden reducir la disponibilidad de estos elementos para la planta (González-Chávez *et al.*, 2004; Malekzadeh *et al.*, 2016; Salazar *et al.*, 2018) y así restringir la absorción y translocación en plantas colonizadas en comparación con las plantas que no están colonizadas (Wu *et al.*, 2016). Sin embargo, los resultados obtenidos demuestran que la inoculación con *R. intraradices* favoreció la absorción de Pb en las raíces de las plantas aunque no de manera significativa; además, se encontró que la interacción fue significativa ($P \leq 0.05$) en el efecto de *R. intraradices* y las concentraciones de Pb (Cuadro 5.1). Las plantas inoculadas con *R. intraradices* presentó diferencias significativas ($P \leq 0.05$) en el concentración de Pb en los tejidos aéreos en comparación con las plantas no inoculadas

(Figura 5.5), esta mejora en la en la absorción de Pb en la planta en asociación con HMA también se ha observado en otros trabajos (Chen *et al.*, 2005; Barcos-Arias *et al.*, 2015).

Cabe indicar que la cantidad de P disponible en la arena al finalizar el experimento (Cuadro 5.3), disminuyó gradualmente ante el aumento en las concentraciones de Pb. Se tiene documentado que Pb tiende a unirse con el fosfato y formar complejos como fosfatos de plomo $[Pb_3 (PO_4)_2]$, estos complejos son formas estables e insolubles, lo cual reduce la disponibilidad del Pb y P para la plantas (Sauvé, *et al.*, 1998; Scheckel *et al.*, 2013; Xiao *et al.*, 2017). Por lo cual, existieron cambios significativos ($P \leq 0.05$) en la cantidad de P (Figura 5.5) en la raíz y parte aérea (Figuras 5.6 y 5.7) de la planta ante el aumento en la concentración de Pb aplicada.

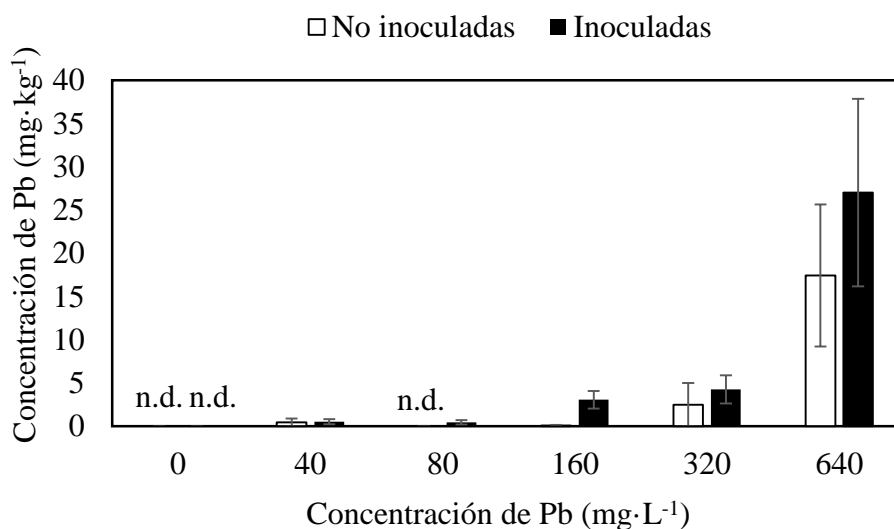


Figura 5.5. Concentración de Pb en la parte aérea de las plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb Promedios \pm error estándar (n=4).

Cuadro 5.3. Características químicas de la arena al finalizar el experimento

Pb (mg L ⁻¹)	pH	CE (dS m ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	Ca (meq kg ⁻¹)	Mg (meq kg ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)
0	7.568	0.227	0.027	20.098	1.075	0.589	1.126
40	7.643	0.256	0.028	22.069	1.062	0.620	20.553
80	7.698	0.235	0.051	20.085	0.931	0.563	38.939
160	7.676	0.281	0.046	15.984	1.024	0.582	67.517
320	7.551	0.280	0.031	13.826	1.028	0.576	160.385
640	7.415	0.299	0.034	14.715	0.939	0.549	289.965

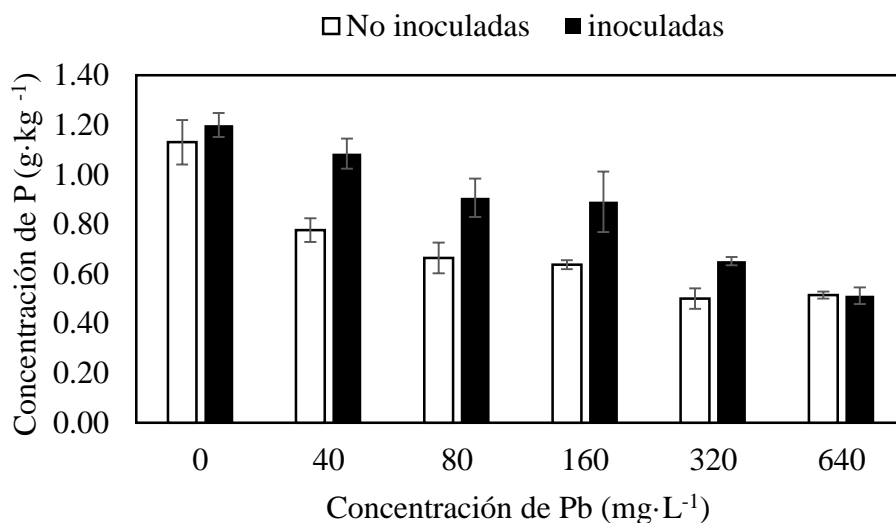


Figura 5.6. Concentración de P en la raíz de las plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb. Promedios \pm error estándar (n=4).

Por otro lado, la inoculación con *R. intraradices* mejoró la absorción y translocación de Pb, así mismo se observó un efecto significativo ($P \leq 0.05$) en la cantidad de P en la raíz y en la parte aérea de las plantas en comparación a las plantas no inoculadas y el valor de la interacción entre las concentraciones de Pb y *R. intraradices* no fue estadísticamente significativa (Cuadro 5.1). Se sabe que hay microorganismos capaces de transformar el P insoluble a formas solubles y disponibles para la planta (Alori *et al.*, 2017). Entre dichos

microorganismos se encuentran los HMA que mejoran la absorción de P en las plantas colonizadas (Ahmad *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2018). Tawaraya *et al.* (2006) demostró que los exudados (ácido cítrico) de *Gigaspora margarita* y *Glomus etunicatum* liberaron P del FePO_4 en la solución del suelo. Con lo que se concluye que también se solubiliza y hace disponible al Pb (Punamiya *et al.*, 2010), haciendo que las plantas lo absorban y lo movilicen a los órganos aéreos de las plantas (Barcos-Arias *et al.*, 2015).

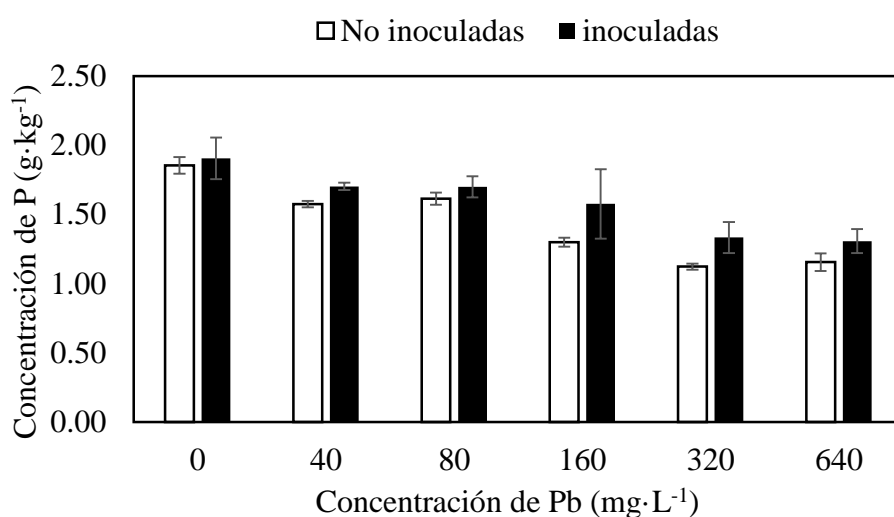


Figura 5.7. Concentración de P en la parte aérea de la plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb. Promedios \pm error estándar (n=4).

Como se ha observado en estudios previos, el exceso de Pb en el medio provoca una disminución en la absorción de nutrientes en las plantas (Lamhamdi *et al.*, 2013; Ravikumar y Thamizhiniyzn, 2014; Abbasi *et al.*, 2017). Sin embargo, los resultados obtenidos en la presente investigación indican que el cambio en la concentración de Pb seÓlo alteró significativamente ($P \leq 0.05$) el concentración de N en la parte aérea de las plantas, sin que se vieran alteradas significativamente las concentraciones de los demás elementos

evaluados (Ca y Mg) en la parte aérea, ni en la concentración de N, Ca y Mg en la raíz (Cuadro 5.3). El decremento en la absorción de los nutrimentos por las plantas ante la presencia de Pb puede resultar de la competencia en la absorción por las células de la raíz (Marchetti, 2013), o de los cambios en la actividad fisiológica de la planta (Pourrut *et al.*, 2011); por ejemplo, la reducción en la concentración de N observada en la presente investigación, puede ser debida a la reducción en la actividad de la enzima nitrato reductasa, lo cual disminuye la asimilación del nitrato en las células de la planta (Xiong *et al.*, 2006).

Por otro lado, *R. intraradices* no modificó significativamente la concentración de N, Ca y Mg en las raíces de las plantas inoculadas en comparación de las que no fueron inoculadas; no obstante, si afectó significativamente ($P \leq 0.05$) la concentración de Ca y Mg en la parte aérea (Cuadro 5.3), mientras que la concentración de N no fue significativa, la interacción entre los factores de concentración de Pb y *R. intraradices* no fue estadísticamente significativa.

Uno de los efectos reconocidos de los HMA es mejorar el estado nutricional de las plantas (Miransari, 2010) lo cual mejora su crecimiento y tolerancia ante condiciones de estrés (Yang *et al.*, 2016; Zhan *et al.*, 2018). Esta mejora se debe a que estos organismos proporcionan mayor superficie de absorción y promueven significativamente la captación de agua y nutrimentos (Miransari, 2010; Nouri *et al.*, 2014). En este experimento, el HMA promovió la absorción del Ca y Mg en *P. acuelata*, y se sabe que un incremento en la cantidad de Ca en los tejidos de las plantas pueden minimizar los efectos del Pb en las plantas ya que el Ca mantiene la integridad de la membrana y la pared celular (Ravikumar y Thamizhiniyyn, 2014); en tanto que el aumento en la concentración de Mg puede aliviar los efectos del Pb en las plantas y puede ser atribuido a la protección del aparato fotosintético (Shen *et al.*, 2016).

Lo anterior debido a que el Pb puede sustituir al ion magnesio del centro de la estructura de la clorofila, con lo que se evita la recolección fotosintética de la luz (Kupper *et al.* 1996).

Cuadro 5.4. Concentración de N, Ca, Mg en raíz y parte aérea (hojas y tallo) de plántulas de *Parkinsonia aculeata* L. inoculadas y no inoculadas con *Rhizophagus intraradices* y expuestas por 18 semanas ante seis concentraciones de Pb (n=4).

Pb (mg·L ⁻¹)	N (g·kg ⁻¹)		Ca (g·kg ⁻¹)		Mg (g·kg ⁻¹)	
	No Inoculadas	Inoculadas	No Inoculadas	Inoculadas	No Inoculadas	Inoculadas
Raíz						
0	15.58	15.14	10.26	10.54	3.98	4.16
40	15.58	15.84	8.95	9.36	3.16	3.90
80	13.56	13.65	7.01	9.44	3.17	3.62
160	14.09	16.28	7.60	10.21	3.74	4.13
320	14.35	16.19	7.76	8.18	3.59	3.95
640	14.58	17.50	7.16	5.82	3.76	3.44
Parte aérea						
0	62.63	54.60	12.46	16.55	7.14	8.47
40	54.89	56.75	14.52	16.88	8.70	9.65
80	52.25	43.66	15.93	16.93	8.50	10.63
160	58.66	56.09	13.30	15.97	7.40	9.38
320	58.17	53.67	13.29	14.78	7.15	9.01
640	55.22	54.52	15.10	18.16	7.33	9.78

2.6 CONCLUSIONES

El aumento en la concentración de Pb aplicado, disminuyó el crecimiento de las plantas de *P. aculeata*; efecto que puede estar más relacionado a la reducción en la absorción de P que la toxicidad del Pb, debido a que las concentraciones de Pb en la parte aérea no alcanzaron los niveles críticos reportados para este metal tóxico (30-300 mg·kg⁻¹). Por otro lado, la colonización micorrízica en la raíz fue relativamente baja, a pesar de esto, la

inoculación de *R. intrarradices* favoreció el crecimiento vegetal, la absorción y translocación de nutrientes y de Pb, en comparación con las plantas no inoculadas.

2.7 LITERATURA CITADA

- Abbasi H., M. Pourmajidian, S. Hodjati and A. Fallah (2016) Comparison of lead uptake by four seedling species (*Acer cappadocicum*, *Fraxinus excelsior*, *Thuja orientalis* and *Cupressus arizonica*). *Ecopersia* 4:1617-1629, <http://journals.modares.ac.ir/article-24-11746-en.html>
- Abbasi H., M. Pourmajidian, S. Hodjati, A. Fallah and S. Nath (2017) Effect of soil-applied lead on mineral contents and biomass in *Acer cappadocicum*, *Fraxinus excelsior* and *Platycladus orientalis* seedlings. *Iforest - Biogeosciences and Forestry* 10:722-728, <https://doi.org/10.3832/ifor2251-010>
- Ahmad J., D. Sharma, R. Shuab and R. Lone (2017) Arbuscular Mycorrhizal Fungi Promoting Phosphorus Uptake in plants. *Biological Forum – An International Journal* 9:44-53.
- Alcántar-González, G. y M. Sandoval-Villa. 1999. Manual de análisis químico de tejido vegetal. Guía de muestreo, preparación, análisis e interpretación. Publicación Especial 10. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Chapingo, México.
- Alori E, B. Glick and O. Babalola (2017) Microbial phosphorus solubilization and its potential for use in sustainable agriculture. *Frontiers in Microbiology* 8:971 <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00971>
- Barcos-Arias M. S., J. J. Peña-Cabriales, A. Alarcón and M. Maldonado-Vega (2015) Enhanced Pb absorption by *Hordeum vulgare* L. And *Helianthus annuus* L. plants inoculated with an arbuscular mycorrhizal fungi consortium. *International Journal of Phytoremediation* 17:405-413, <http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2014.898023>
- Aslam J., S. Khan and S. Khan, (2013) Heavy metals contamination in roadside soil near different traffic signals in Dubai, United Arab Emirates. *Journal of Saudi Chemical Society* 17: 315-319, <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2011.04.015>
- Bafeel S. (2008). Contribution of mycorrhizae in phytoremediation of lead contaminated soils by *Eucalyptus rostrata* plants. *World Applied Sciences Journal* 5:490-498,
- Bahraminia M., M. Zarei, A. Ronaghi and R. Ghasemi-Fasaei (2015) Effectiveness of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of lead-contaminated soil by vetiver grass. *International Journal of Phytoremediation* 18:730-737, <http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2015.1131242>
- Bansod B., T. Kumar, R. Thakur, S. Rana and I. Singh (2017) A review on various electrochemical techniques for heavy metal ions detection with different sensing platforms. *Biosensors and Bioelectronics* 94: 443-455, <https://doi.org/10.1016/j.bios.2017.03.031>
- Bindler R. (2011) Contaminated lead environments of man: reviewing the lead isotopic evidence in sediments, peat, and soils for the temporal and spatial patterns of atmospheric lead pollution in Sweden. *Environmental Geochemistry and Health* 33:311-329, <https://doi.org/10.1007/s10653-011-9381-7>

- Biró I., T. Németh and T. Takács (2009) Changes of parameters of infectivity and efficiency of different glomus mosseae arbuscular mycorrhizal fungi strains in cadmium-loaded soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 40:227-239, <https://doi.org/10.1080/00103620802646852>
- Björkman O., and B. Demmig (1987) Photon yield of O₂ evolution and chlorophyll fluorescence characteristics at 77 K among vascular plants of diverse origins. *Planta* 170:489-504. <https://doi.org/10.1007/bf00402983>
- Brundrett M., N. Bougher, B. Dell, T. Grove and N. Malajczuk (1996) Working with mycorrhizas in forestry and agriculture. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra.
- Casas-Fernández J. and J. Sordo (2006) Lead: Chemistry, analytical aspects, environmental impact and health effects. Elsevier Academic Press. Amsterdam, Netherlands. 17-38p.
- Chaer G., A. Resende, E. Campello, S. de Faria and R. Boddey (2011) Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. *Tree Physiology* 31:139-149, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq116>
- Chen X., C. Wu, J. Tang, and S. Hu (2005) Arbuscular mycorrhizae enhance metal lead uptake and growth of host plants under a sand culture experiment. *Chemosphere* 60: 665-671, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.01.029>
- Claudio E., H. Godwin and J. Magyar (2002) Fundamental coordination chemistry, environmental chemistry, and biochemistry of lead (II). *Progress in inorganic chemistry* 51: 1-144, <https://doi.org/10.1002/0471267287.ch1>
- de Souza L., S. de Andrade, S de Souza and M. Schiavinato (2011) Arbuscular mycorrhiza confers Pb tolerance in *Calopogonium mucunoides*. *Acta Physiologiae Plantarum* 34:523-531, <http://dx.doi.org/10.1007/s11738-011-0849-y>
- Dietterich L., C. Gonneau and B. Casper (2017) Arbuscular mycorrhizal colonization has little consequence for plant heavy metal uptake in contaminated field soils. *Ecological Applications* 27:1862-1875, <https://doi.org/10.1002/eap.1573>
- Fahr M., L. Laplaze, N. Bendaou, V. Hocher, M. Mzibri, D. Bogusz and A. Smouni (2013) Effect of lead on root growth. *Frontiers in Plant Science* 4:175, <https://dx.doi.org/10.3389/fpls.2013.00175>
- Frioni L., H. Minasian and R. Volfovicz (1999) Arbuscular mycorrhizae and ectomycorrhizae in native tree legumes in Uruguay. *Forest Ecology and Management* 115:41-47, <https://doi.org/10.1007/BF00208920>
- Gattai G., S. Pereira, C. Costa, C. Lima and L. Maia (2011) Microbial activity, arbuscular mycorrhizal fungi and inoculation of woody plants in lead contaminated soil. *Brazilian Journal of Microbiology* 42:859-867, <http://dx.doi.org/10.1590/S1517-83822011000300004>
- González-Chávez M., R. Carrillo-González, S. Wright and K. Nichols (2004) The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. *Environmental Pollution* 130:317-323, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.01.004>
- González D., P. Almendros y J. M. Álvarez (2009) Métodos de análisis de elementos en suelos: disponibilidad y fraccionamiento. *Anales de Química* 105:205-212, <https://www.researchgate.net/publication/47548317>

- Grd D., J. Dobsa, V. Simunic-Meznaric and T. Tompic (2012) Analysis of Heavy Metals Concentration in Wastewater along Highways in Croatia. *Journal of Computing and Information Technology* 20:209–215, <https://doi.org/10.2498/iti.2012.0462>
- Gupta D., H. Huang and F. Corpas (2013) Lead tolerance in plants: strategies for phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research* 20:2150-2161, <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1485-4>
- Hermans C., J. Chen, F. Coppens, D. Inzé and N. Verbruggen (2011) Low magnesium status in plants enhances tolerance to cadmium exposure. *New Phytologist* 192:428-436, <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03814.x>
- Hewitt E.J. (1966) Sand and water culture methods used in the study of plant nutrition, Technical Communication No. 22, Commonwealth Agriculture Bureaux, Farnham Royal, Bucks, England, 188-190 p.
- Huang, L., H. Zhang, Y. Song, Y. Yang, H. Chen and M. Tang (2017) Subcellular compartmentalization and chemical forms of lead participate in lead tolerance of *Robinia pseudoacacia* L. with *Funneliformis mosseae*. *Frontiers in Plant Science* 8:517, <http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2017.00517>
- Iqbal M., G. Murtaza, T. Naz, N. Niazi, M. Shakar, F. Watto and A. Mahmood (2017) Effects of Lead Salts on Growth, Chlorophyll Contents and Tissue Concentration of Rice Genotypes. *International Journal of Agriculture and Biology* 19:69-76, <http://doi.org/10.1515/OSZN-2015-0009>
- Jaishankar M., T. Tseten, N. Anbalagan, B. Mathew and K. Beeregowda (2014) Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology* 7: 118-120, <https://dx.doi.org/10.2478%2Fintox-2014-0009>
- Kaur G., H. Singh, D. Batish and R. Kohli (2012) Growth, photosynthetic activity and oxidative stress in wheat (*Triticum aestivum*) after exposure of lead to soil. *Journal of Environmental Biology* 33:265-269.
- Krämer U. (2010) Metal Hyperaccumulation in Plants. *Annual Review of Plant Biology* 61:517-534, <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042809-112156>
- Kupper H., F. Kupper and M. Spiller (1996) Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example of water plants. *Journal of Experimental Botany* 47:259-266, <https://doi.org/10.1093/jxb/47.2.259>
- Lamhamdi M., O. El Galiou, A. Bakrim, J. Nóvoa-Muñoz, M. Arias-Estévez, A. Aarab and R. Lafont (2013) Effect of lead stress on mineral content and growth of wheat (*Triticum aestivum*) and spinach (*Spinacia oleracea*) seedlings. *Saudi Journal of Biological Sciences* 20:29-36, <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.09.001>
- Luo Z., J. He, A. Polle and H. Rennenberg (2016) Heavy metal accumulation and signal transduction in herbaceous and woody plants: Paving the way for enhancing phytoremediation efficiency. *Biotechnology Advances* 34:1131-1148, <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.07.003>
- Malekzadeh E., N. Aliasgharzad, J. Majidi, J. Abdolalizadeh and L. Aghebati-Maleki (2016) Contribution of glomalin to Pb sequestration by arbuscular mycorrhizal fungus in a sand culture system with clover plant. *European Journal of Soil Biology* 74:45-51, <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.03.003>
- Marchetti C. (2013) Role of calcium channels in heavy metal toxicity. *ISRN Toxicology* 2013:184360, <https://doi.org/10.1155/2013/184360>
- Marmiroli M., F. Pietrini, E. Maestri, M. Zacchini, N. Marmiroli and A. Massacci (2011) Growth, physiological and molecular traits in Salicaceae trees investigated for

- phytoremediation of heavy metals and organics. *Tree Physiology*, 31:1319-1334, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpr090>
- Miransari M. (2010) Arbuscular mycorrhizal fungi and nitrogen uptake. *Archives of Microbiology* 193:77-81, <https://doi.org/10.1007/s00203-010-0657-6>
- Mohammadi K., K. Shiva, Y. Sohrabi and H. Gholamreza (2011) A Review: Beneficial effects of the mycorrhizal fungi for plant growth. *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences* 1:310-319,
- Mohnot K. and U. Chatterji (1965) Chemico-physiological studies on the imbibition and germination of seeds of *Parkinsonia aculeata* L. *Österreichische Botanische Zeitschrift* 112(4): 576-585, <http://doi.org/10.1007/BF01373186>
- Nouri E., F. Breuillin-Sessoms, U. Feller and D. Reinhardt (2014) Phosphorus and nitrogen regulate arbuscular mycorrhizal symbiosis in *Petunia hybrida*. *PLoS ONE* 9:e90841, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090841>
- Paunov M., L. Koleva, A. Vassilev, J. Vangronsveld and V. Goltsev (2018) Effects of different metals on photosynthesis: cadmium and zinc affect chlorophyll fluorescence in durum wheat. *International Journal of Molecular Sciences* 19:787, <https://doi.org/10.3390/ijms19030787>
- Phillips D.A. and D.S Hayman (1970) Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society* 55:158–161, [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(70\)80110-3](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(70)80110-3)
- Poschenrieder C., C. Cabot, S. Martos, B. Gallego and J. Barceló (2013) Do toxic ions induce hormesis in plants? *Plant Science* 212:15-25, <http://dx.doi.org/10.1016/j.plantsci.2013.07.012>
- Pourrut B., M. Shahid, C. Dumat, P. Winterton and E. Pinelli (2011) Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, pp.113-136, https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9860-6_4
- Punamiya P., R. Datta, D. Sarkar, S. Barber, M. Patel, and P. Das (2010) Symbiotic role of *Glomus mosseae* in phytoextraction of lead in vetiver grass [*Chrysopogon zizanioides* (L.)]. *Journal of Hazardous Materials* 177:465-474, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.056>
- Ragupathy S. and A. Mahadevan (1993) Distribution of vesicular-arbuscular mycorrhizae in the plants and rhizosphere soils of the tropical plains, Tamil Nadu, India. *Mycorrhiza* 3:123-136, <https://doi.org/10.1007/BF00208920>
- Rascio N. and F. Navari-Izzo, (2011) Heavy metal hyperaccumulating plants: ¿How and why do they do it? And what makes them so interesting?. *Plant Science* 180(2):169-181, <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>
- Ravikumar S. and P. Thamizhiniyazn (2014) Influence of lead on growth and nutrient accumulation in black gram (*Vigna mungo* L.). *International Letters Of Natural Sciences* 21:22-27, <https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ilns.21.22>
- Ribeiro de Souza S., S. López de Andrade, L. Anjos de Souza and M. Schiavinato (2012) Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. *Journal of Environmental Management*, 110:299-307, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.015>
- Rodríguez Y., H. Vierheilig and L. Mazorra (2012) Alterations of the antioxidant enzyme activities are not general characteristics of the colonization process by arbuscular

- mycorrhizal fungus. *Chilean Journal of Agricultural Research* 72:411-418, <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-58392012000300016>
- Salazar M., E. Menoyo, V. Faggioli, J. Geml, M. Cabello and J. Rodriguez (2018) Pb accumulation in spores of arbuscular mycorrhizal fungi. *Science of The Total Environment*, 643:238-246 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.199>
- Sarkar A., T. Asaeda, Q. Wang, Y. Kaneko and M. Rashid (2018) Arbuscular mycorrhiza confers lead tolerance and uptake in *Miscanthus sacchariflorus*. *Chemistry and Ecology* 34:454-469, <https://doi.org/10.1080/02757540.2018.1437150>
- Sauvé S., M. McBride and W. Hendershot (1998) Lead phosphate solubility in water and soil suspensions. *Environmental Science and Technology* 32:388-393, <https://doi.org/10.1021/es970245k>
- Scheckel K., G. Diamond, M. Burgess, J. Klotzbach, M. Maddaloni and B. Miller (2013) Amending soils with phosphate as means to mitigate soil lead hazard: a critical review of the state of the science. *Journal of Toxicology And Environmental Health* 16:337-380 <https://doi.org/10.1080/10937404.2013.825216>
- Schuch U. and J. Kelly (2008) Palo verde trees for the urban landscape. *Aridus* 20:1-8, <https://cals.arizona.edu/desertlegumeprogram/pdf/aridus20-1.pdf>
- Shah F. U. R., N. Ahmad, K. R. Masood, J. R. Peralta-Videa and F. D. Ahmad (2010) Heavy Metal Toxicity in Plants. In: M. Ashraf, M. Ozturk, M. Ahmad (eds.). *Plant Adaptation and Phytoremediation*. Springer. Dordrecht, Netherlands. pp: 71-97.
- Sharma P. and R. S. Dubey (2005) Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17:35-52, <https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100004>
- Shaukat S., M. Mushtaq and S. Siddiqui (1999) Effect of cadmium, chromium and lead on seed germination, early seedling growth and phenolic contents of *Parkinsonia aculeata* L. and *Pennisetum americanum* (L.) Schumann. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 2:1307-1313, <http://dx.doi.org/10.3923/pjbs.1999.1307.1313>
- Shen J., L. Song, K. Müller, Y. Hu, Y. Song and W. Yu (2016) Magnesium alleviates adverse effects of lead on growth, photosynthesis, and ultrastructural alterations of *Torreya grandis* seedlings. *Frontiers In Plant Science* 7:1819, <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01819>
- Siqueira J. and O. Saggin-Júnior (2001) Dependency on arbuscular mycorrhizal fungi and responsiveness of some Brazilian native woody species. *Mycorrhiza* 11:245-255, <https://doi.org/10.1007/s005720100129>
- Sitko K., S. Rusinowski, H. Kalaji, M. Szopiński and E. Małkowski (2017) Photosynthetic efficiency as bioindicator of environmental pressure in *A. halleri*. *Plant Physiology* 175:290-302, <https://doi.org/10.1104/pp.17.00212>
- Solís-Domínguez F., A. Valentín-Vargas, J. Chorover, and R. Maier (2011) Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on plant biomass and the rhizosphere microbial community structure of mesquite grown in acidic lead/zinc mine tailings. *Science of The Total Environment* 409:1009-1016, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.020>
- Tawarayaya K., M. Naito and T. Wagatsuma (2006) Solubilization of insoluble inorganic phosphate by hyphal exudates of arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Plant Nutrition* 29 657-665, <https://doi.org/10.1080/01904160600564428>
- van Klinken R. D., S. D. Campbell, T. A. Heard, J. McKenzie and N. March (2009) The biology of Australian weeds: 54. '*Parkinsonia aculeata*' L. *Plant Protection Quarterly* 24:100-117, <https://www.researchgate.net/publication/282722871>

- Verma P. and R. K. Verma (2017) Species diversity of arbuscular mycorrhizal (am) fungi in Dalli-Rajhara iron mine overburden dump of Chhattisgarh (Central India). *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences* 6:2766-2781, <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2017.604.320>
- Wang C., Y. Tian, X. Wang, H. Yu, X. Lu, C. Wang and H. Wang (2010) Hormesis effects and implicative application in assessment of lead-contaminated soils in roots of *Vicia faba* seedlings. *Chemosphere* 80(9):965-971, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.049>
- Wu Z., W. Wu, S. Zhous and S. Wu (2016) Mycorrhizal inoculation affects pb and cd accumulation and translocation in pakchoi (*Brassica chinensis* L.) *Pedosphere* 26:13-26, [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(15\)60018-2](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(15)60018-2)
- Xiao R., Z. Huang, X. Li, W. Chen, Y. Deng and C. Han (2017) Lime and phosphate amendment can significantly reduce uptake of Cd and Pb by field-grown rice. *Sustainability* 9:430, <https://doi.org/10.3390/su9030430>
- Xiong Z., F. Zhao and M. Li (2006) Lead toxicity in *Brassica pekinensis* Rupr.: Effect on nitrate assimilation and growth. *Environmental Toxicology* 21:147-153, <https://doi.org/10.1002/tox.20167>
- Yang Y., Y. Liang, A. Ghosh, Y. Song, H. Chen and M. Tang (2015) Assessment of arbuscular mycorrhizal fungi status and heavy metal accumulation characteristics of tree species in a lead-zinc mine area: potential applications for phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research* 22:13179-13193, <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4521-8>
- Yang Y., Y. Liang, X. Han, T. Chiu, A. Ghosh, H. Chen and M. Tang (2016) The roles of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in phytoremediation and tree-herb interactions in Pb contaminated soil. *Scientific Reports* 6:20469, <https://doi.org/10.1038/srep20469>
- Zhan F., B. Li, M. Jiang, X. Yue, Y. He, Y. Xia and Y. Wang (2018) Arbuscular mycorrhizal fungi enhance antioxidant defense in the leaves and the retention of heavy metals in the roots of maize. *Environmental Science and Pollution Research* 25:24338-24347, <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2487-z>
- Zhang B., H. Zhang, H. Wang, P. Wang, Y. Wu and M. Wang (2018) Effect of phosphorus additions and arbuscular mycorrhizal fungal inoculation on the growth, physiology, and phosphorus uptake of wheat under two water regimes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 49:862-874 <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1435798>
- Zhang W., Y. Tong, H. Wang, L. Chen, L. Ou, X. Wang and Y. Zhu (2014) Emission of metals from pelletized and uncompressed biomass fuels combustion in rural household stoves in China. *Scientific Reports* 4:315-319, <https://doi.org/10.1038/srep05611>
- Zhao Y., J. Peralta-Videa, M. Lopez-Moreno, G. Saupe and J. Gardea-Torresdey (2011) Use of plasma-based spectroscopy and infrared microspectroscopy techniques to determine the uptake and effects of chromium(iii) and chromium(vi) on *Parkinsonia aculeata* L. *International Journal of Phytoremediation* 13:17-33, <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.568534>
- Zhao Y., M. L. Parsons, M. Lopez-Moreno, J. Peralta-Videa and J. Gardea-Torresdey (2009) Use of synchrotron- and plasma-based spectroscopic techniques to determine the

uptake and biotransformation of chromium (III) and chromium (VI) by *Parkinsonia aculeata*. L. *Metallomics* 1:330–338, <https://doi.org/10.1039/b822927a>
Zhou J., Z. Zhang, Y. Zhang, Y. Wei and Z. Jiang. (2018) Effects of lead stress on the growth, physiology, and cellular structure of privet seedlings. *PLOS ONE* 13:p.e0191139, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191139>

CONCLUSIONES GENERALES

- El $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ fue más tóxico que el PbCl_2 , en la germinación, crecimiento temprano de las plántulas de *Parkinsonia aculeata* L.
- El efecto de las fuentes de Pb fue más pronunciado en condiciones controladas en comparación con las de invernadero.
- Las concentraciones de Pb no afectaron Rendimiento cuántico máximo del PSII (Fv/Fm) y el índice de rendimiento fotosintético (PI) en las plántulas tratadas.
- El aumento en la concentración de Pb aplicado disminuyó la absorción de P, ocasionando una reducción en el crecimiento de las plantas de *P. aculeata* L.
- Por otro lado la inoculación favoreció el crecimiento, la absorción y translocación de nutrimentos y Pb en comparación con las plantas no inoculadas.
- Las plántulas presentaron una mayor concentración de Pb en la raíz que en la parte aérea, por lo cual presenta potencial para la fitoestabilización de Pb.
- La asociación de *Parkinsonia aculeata* L. y *Rhizophagus intraradices* presentan potencial para ser utilizada en suelos contaminados con Pb para su estabilización.