

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISION DE DE AGRONOMÍA



Fitoextracción de plomo de un suelo contaminado, por plantas con diferente densidad estomática.

Por:

Ema Laura García Enciso

TESIS

Presentada como Requisito Parcial para

Obtener el Título de:

INGENIERO EN AGROBIOLOGIA.

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

Septiembre 2011

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISION DE AGRONOMÍA

Fitoextracción de plomo de un suelo contaminado, por plantas con diferente densidad estomática.

Por:

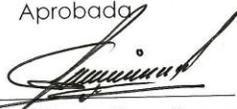
Ema Laura García Enciso

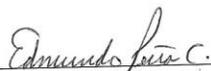
Tesis

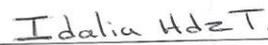
Que somete a consideración del H. Jurado Examinador como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA.

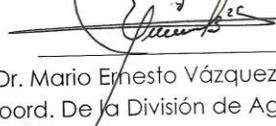
Aprobado

  
Dr. Manuel De La Rosa Ibarra  
Asesor Principal

  
Dr. Edmundo Peña Cervantes  
Asesor

  
M.C. Idalia María Hernández Torres  
Asesor

  
M. C. María Teresa Ruiz De León  
Asesor

  
Dr. Mario Ernesto Vázquez Badillo  
Coord. De la División de Agronomía

  
Coordinación  
División de Agronomía  
Septiembre 2011

Saltillo, Coahuila, México.

## Índice

Dedicatoria.....	iii
Agradecimientos.....	v
Índice de cuadros.....	vi
Índice de figuras.....	vii
RESUMEN.....	viii
INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVO.....	4
HIPÓTESIS.....	4
REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
Contaminación.....	5
Contaminación por metales pesados.....	6
Contaminación por plomo.....	9
Remediación de suelos.....	11
Fitorremediación.....	13
Fitoextracción.....	16
Fitoextracción de plomo.....	20
MATERIALES Y METODOS.....	27
Descripción del sitio.....	27
Características climáticas.....	27
Procedimiento.....	28
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	32

CONCLUSIÓN.....	41
LITERATURA CITADA.....	42

## **Dedicatoria**

A Dios por darme la vida, y la oportunidad de concluir mis estudios profesionales.

A mis padres

***Paula Enciso Rodríguez***

***Francisco Javier García Ramírez***

Por ser mi ejemplo a seguir, mi mayor admiración, por darme el apoyo, el cariño y la oportunidad para crecer y desarrollarme como persona, gracias por cada regaño, cada consejo, cada palabra de ánimo y por enseñarme a valorar lo que tengo, son mi regalo de Dios.

A mi hermano ***Gabriel Javier***, por creer en mí y apoyarme en los ideales que me he propuesto en esta etapa de mi vida.

A mis hermanas ***Gloria, Brenda y Elena***, de quien siempre he tenido su apoyo incondicional, y en quien siempre he encontrado cariño y alegrías.

A mi ***Belli***, a quien admiro y respeto profundamente, porque a pesar del tiempo y la distancia, siempre he sentido su cariño y apoyo en donde este.

A mis tíos, ***Imelda, David, Ana, Jorge, Gabriel, Arturo, Martha, Yolanda y Jaqueline***, quienes han creído en mi y de quienes he recibido apoyo incondicional.

A mis abuelos, **María Guadalupe y Jesús** de quienes sus oraciones y buenos deseos siempre me han acompañado.

A mis amigos **Ari, Maqu, Lupita y Edgar**, en quienes encontré una familia y quienes me acompañaron en mi paso por esta universidad, hemos compartido felicidad, nervios, desacuerdos, enojos y triunfos, siempre los llevare en mi corazón.

A **William**, gracias por tu paciencia, tu apoyo y cariño.

*No basta saber, se debe también aplicar.*

*No es suficiente querer, se debe también hacer.*

## **Agradecimientos**

A mi *Alma Mater*, por permitirme realizar mis estudios profesionales en sus aulas.

Al Dr. Manuel de la Rosa Ibarra, por el apoyo recibido desde el momento en que lo conocí, excelente persona, maestro y asesor, por recordarme que soy una persona capaz y por toda la confianza que ha depositado en mí. Gracias por darme la oportunidad de trabajar juntos en esta investigación, y por la amistad que siempre me ha brindado, mi mentor.

Al Dr. Edmundo Peña Cervantes, por permitirme formar parte de su equipo de trabajo en este proyecto, y por el apoyo incondicional recibido durante la elaboración de este trabajo de investigación.

A la maestra Idalia María Hernández Torres, por su apoyo y participación en este trabajo.

A la Laboratorista Angélica de Anatomía e Histología Vegetal, quien me brindo la oportunidad de realizar parte de este trabajo con ella, por su apoyo incondicional, los buenos deseos y consejos que me ha proporcionado.

A todas las personas que durante el trabajo de investigación, me ayudaron en todos los aspectos de su elaboración y de quienes también recibí palabras de aliento y apoyo.

## Índice de cuadros

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes elementos contaminantes en el suelo. ....	8
Cuadro 2. Procesos y mecanismos que incluye la fitoremediación en la eliminación de contaminantes. ....	16
Cuadro 3. Ejemplos de especies empleadas en fitorremediación de metales pesados. ....	18
Cuadro 4. Densidad estomática de diferentes especies de cultivos. ....	26
Cuadro 5. Características determinadas en el suelo y método utilizado.	28
Cuadro 6. Caracterización del suelo. ....	32
Cuadro 7. Análisis de varianza y comparación de medias de la densidad estomática, área del ostiolo y área total de apertura de estomas en ocho especies vegetales. ....	33
Cuadro 8. Análisis de varianza del contenido de plomo en diferentes estructuras vegetales de betabel, lechuga y geranio cultivadas en un suelo contaminado con plomo. ....	35
Cuadro 9. Análisis de varianza del área total de apertura de estomas, transpiración y acumulación de plomo total por planta. ....	39

## Índice de figuras

Figura 1. Fuentes de contaminación de plomo para el ambiente.. .....	10
Figura 2. Respuesta típica de las plantas frente a la presencia de metales pesados en el suelo. ....	15
Figura 3. Fitoextracción de metales .....	17
Figura 4. . Efectos físicos, resultado de la tasa de transpiración en la acumulación de plomo en la planta. ....	24
Figura 5. Mapa de localización del sitio experimental. ....	27

## RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue determinar la capacidad fitoextractora de plomo, por plantas con diferente densidad estomática. Este trabajo se realizó en el campus de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. En una primera fase, se determinó la densidad estomática y apertura total estomática de ocho especies vegetales. Los resultados se analizaron con un diseño experimental completamente al azar y se seleccionaron tres especies con un valor alto, medio y bajo de las variables mencionadas. En una segunda fase, se utilizaron las tres especies seleccionadas para desarrollarse en un suelo contaminado con plomo, en esta fase se utilizó un diseño completamente al azar con arreglo factorial de A x B, donde A correspondió a las especies y B a las estructuras. Se determinó también la tasa de transpiración de cada una de las especies utilizadas. La lechuga, presentó el valor más alto del área total de apertura de estomas con 44646.14, micras<sup>2</sup>, el valor más alto en la tasa de transpiración con 8.00 molH<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup> y el valor más bajo en la acumulación de plomo en sus tejidos con 335.00 mg de Pb/Kg; el betabel mostró un valor intermedio para las tres variables estudiadas, mientras que en el geranio se observaron los valores más bajos en el área total de apertura de estomas y transpiración con 14498.31 micras<sup>2</sup> y 4.98 molH<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup> respectivamente y el valor más alto en la acumulación de plomo con 495.56 mg de Pb/Kg. Estos resultados permiten concluir que en las especies vegetales utilizadas, existe una relación inversamente proporcional entre la densidad estomática y la transpiración con respecto a la acumulación de plomo en la planta. Así mismo se observó que la mayor acumulación de este metal se encuentra en las raíces y las hojas por ser órganos propicios para la acumulación y en mucho menor medida en los tallos por ser un órgano de conducción.

**Palabras clave:** Fitoextracción, plomo, Densidad estomática y transpiración

## INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados se ha convertido en uno de los problemas más serios para el medio ambiente en la actualidad. Esto como resultado de las actividades humanas tales como la minería, la fundición de metales, la galvanoplastia, los gases de los escapes de los automóviles, la producción de energía y combustibles, y la aplicación de fertilizantes y pesticidas (Alkorta *et al.*, 2004).

Como parte de las medidas llevadas a cabo por el hombre para revertir estos problemas de contaminación por metales pesados, la fitorremediación se presenta como una alternativa viable que utiliza ciertas plantas para degradar, asimilar, metabolizar o detoxificar metales, hidrocarburos, plaguicidas y solventes clorados (Susarla *et al.*, 2002).

Todas las plantas absorben metales del suelo donde se encuentran pero en distinto grado, dependiendo de la especie vegetal y de las características y contenido en metales del suelo. Las plantas pueden adoptar distintas estrategias frente a la presencia de metales en su entorno (Adriano, 2001; Barceló y Poschenrieder, 2003).

En 1993 se realizaron los primeros experimentos utilizando plantas para extraer metales de lugares contaminados (McGrath *et al.*, 1993 y 2006), y desde entonces se han descubierto muchas plantas con esta capacidad, que acumulan distintos metales. La capacidad de absorción por parte de la planta varía según el tipo de contaminante, tipo de suelo y pH del mismo, por lo que es posible adaptar la elección del cultivo al nivel y tipo de contaminación.

Para que la técnica de fitoextracción sea efectiva, se requiere una planta con gran producción de biomasa aérea, para acumular mayor cantidad de metal y de un sistema radicular bien desarrollado que explore y limpie extensas áreas de suelo. También es conveniente que presente una tasa de crecimiento elevada (Meagher *et al.*, 2000; Barceló *et al.*, 2001 y Barceló y Poschenrieder 2003). La transpiración es un proceso de la planta responsable indirecto de una gran entrada de elementos minerales a través de la zona de máxima absorción de nutrientes en la raíz, donde la banda de Caspary no es un obstáculo para el paso libre de estos iones. De esta manera, también habría que buscar plantas con una alta tasa de transpiración sumada a las características previamente descritas.

En este estudio se han usados plantas con diferente densidad estomática para determinar la relación entre el proceso de transpiración y el grado

de acumulación de algunos metales pesados en la planta. La reducción del contenido de metales pesados hasta niveles óptimos permitiría la reutilización del suelo tratado con un fin agrícola, forestal, hortícola o lúdico, evitando la transferencia de éstos a aguas subterráneas o zonas cercanas por acción del viento y/o erosión del agua.

## **OBJETIVO**

Determinar la capacidad fitoextractora de plomo, por plantas con diferente densidad estomática.

## **HIPÓTESIS**

La capacidad fitoextractora de las plantas difiere de acuerdo a su densidad estomática.

## REVISIÓN DE LITERATURA

### Contaminación

El término contaminación se refiere a la introducción o incremento anormal de sustancias que pueden ejercer un efecto dañino sobre los organismos en los ecosistemas. A veces la contaminación es de origen natural, pero en general, está relacionada con la actividad del hombre, que en su búsqueda de supervivencia y bienestar dispersa sustancias agresivas, algunas de las cuales pueden ser transformadas por organismos vivos y otras que son persistentes (Bautista, 1999)

La ley general del equilibrio ecológico y protección al ambiente edición 2011, define como contaminación a la presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico, y como contaminante define a toda materia o energía en cualquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición natural.

Juwarkar *et al.*, (2010) mencionan que el desarrollo sostenible requiere el desarrollo y la promoción en la gestión del medio ambiente y la búsqueda constante de las tecnologías verdes para tratar una amplia variedad de

hábitats acuáticos y terrestres contaminados por el aumento de las actividades antropogénicas.

### **Contaminación por metales pesados**

La contaminación del suelo por metales pesados resultantes de las actividades humanas está causando gran preocupación debido a su riesgo potencial.

Acosta *et al.*, (2007) mencionan que la contaminación del agua, aire y suelo por metales pesados es uno de los problemas ambientales más severos, además de ser muy difícil de resolver.

El término metal pesado se aplica a los elementos químicos que tienen una densidad relativa alta y son tóxicos en bajas concentraciones. Algunos ejemplos de metales pesados son el cromo, el arsénico, el plomo el mercurio y el cadmio. Los metales pesados se pueden acumular en el cuerpo humano por un periodo relativamente amplio (Saad *et al.*, 2009), pueden provocar daños en la salud del hombre, por ejemplo se sabe que el plomo provoca en los niños, daños neurotóxicos relacionados con el aprendizaje, la atención y el crecimiento, el cadmio por otra parte causa daño toxico a riñones e hígado y se acumula en huesos y dientes, el cromo se absorbe por vía digestiva, respiratoria y cutánea, además de ser cancerígeno.(González *et al.*, 1997)

La contaminación por metales pesados se ha convertido en uno de los problemas más serios para el medio ambiente en estos días. Esto como resultado de las actividades humanas tales como la minería, la fundición de metales, la galvanoplastia, los gases de los escapes, la producción de energía y combustibles, y la aplicación de fertilizantes y pesticidas (Alkorta *et al.*, 2004).

Por esta razón Puga *et al.*, (2006) indican que los metales acumulados en la superficie del suelo se reducen lentamente mediante la lixiviación, el consumo por las plantas, y la erosión.

Mientras que Carpena y Bernal (2007) mencionan que los metales pesados en el suelo, suponen un riesgo por su movilización hacia aguas superficiales y subterráneas, absorción por las plantas, y también por el paso a la cadena trófica. Además de que cuando se dan niveles muy altos de biodisponibilidad, tanto los elementos esenciales (Cu, Zn, Mn, Fe, Mo) como los no esenciales (Cd, Ni, Pb, Hg, Cr) pueden ser tóxicos. La amenaza que suponen para la salud humana y animal se agrava por su larga persistencia en el suelo.

En México, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales es la encargada de establecer los criterios para el muestreo, caracterización y determinación de las concentraciones de remediación de suelos

contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio por medio del proyecto de norma oficial mexicana NOM-147- SEMARNAT/SS1-2004 (Cuadro 1).

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes elementos contaminantes en el suelo. Tomado de (SEMARNAT/SS1-2004)

Contaminante	Uso agrícola/residencial (mg/kg)	Uso industrial (mg/kg)
Arsénico	22	260
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1600	20000
Plomo	400	750
Selenio	390	5100
Talio	5.2	67
Vanadio	550	7200

Los efectos ecológicos de metales pesados en los suelos están estrechamente relacionados con el contenido y especiación de los elementos en las fases sólida y líquida de los suelos (Bruemmer *et al.*, 1986)

Vullo, (2003) menciona que para que los metales pesados puedan ejercer su toxicidad sobre un ser vivo, estos deben encontrarse disponibles para ser captados por este, es decir, el metal debe estar biodisponible, este concepto, se encuentra íntimamente relacionado con las condiciones fisicoquímicas del ambiente, que determinan la especiación y por lo tanto la concentración del metal libre y lábil. Un ejemplo de lo anterior fue demostrado por Aboulroos *et al.*, (1989) quienes encontraron que el contenido total de Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd, Ni y Co en suelos regados con aguas residuales aumentó con los años, y que las concentraciones de Cd, Co, Ni y Pb en granos de maíz y frutas de color naranja fueron varias veces superiores a lo normal, lo que reduce su aptitud para el consumo humano.

### **Contaminación por plomo**

González *et al.*, (1997) mencionan que el plomo es un metal pesado que hasta donde se sabe no cumple ninguna función fisiológica normal en el hombre, se distribuye ampliamente de forma natural en el ambiente y posee una gran cantidad de usos.

El plomo (Pb) ha sido considerado durante muchos años como uno de los principales contaminantes ambientales, como se puede apreciar en la figura 1, debido al extenso uso que durante décadas ha tenido como componente de la gasolina, otras fuentes de exposición al plomo son la industria de la cerámica, pigmentos en barnices, pinturas y esmaltes, la

aleación con estaño en la soldadura y la industria de acumuladores y baterías (Torres *et al.*, 2001)



Figura 1. Fuentes de contaminación de plomo para el ambiente. (Pallavi y Rama, 2005)

El plomo no es biodegradable y persiste en el suelo, en el aire y en el agua, no desaparece sino que se acumula en los sitios donde se deposita. (Valdés y Cabrera, 1999)

Por lo anterior, la contaminación por plomo ha sido foco de atención de muchas investigaciones recientes para determinar, cuál es la mejor manera de gestionar el plomo, para hacerlo inofensivo y reducir riesgos para el ser humano y el medio ambiente.

### **Remediación de suelos**

El término tecnología de remediación, implica el uso de cualquier operación unitaria o conjunto de ellas, que altere la composición de un contaminante peligroso a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan su toxicidad, movilidad o volumen en el material contaminado (Volke *et al.*, 2005). Así el tratamiento y recuperación de suelos contaminados se puede definir como el conjunto de operaciones realizadas con el objetivo de controlar, disminuir o eliminar los contaminantes presentes en el suelo (Coria, 2007).

Los procesos de remediación pueden efectuarse *in situ*, es decir en el mismo lugar donde ha ocurrido el derrame, o bien *ex situ*, donde se separa la porción contaminada y es trasladada a un reactor (Vullo, 2003).

La remediación de sitios contaminados con metales tóxicos es particularmente difícil, pues a diferencia de los compuestos orgánicos, los metales no pueden ser degradados, y la limpieza por lo general requiere su eliminación (Lasat, 2002)

En las últimas tres décadas se han desarrollado diversas tecnologías para la remediación de suelos contaminados que actualmente se aplican exitosamente. Sin embargo, a pesar de la existencia de estas tecnologías, se continúa realizando investigación orientada a mejorar la eficiencia de las ya existentes así como el desarrollo de técnicas innovadoras, por lo cual muchas de ellas se encuentran en etapa de investigación para determinar su factibilidad técnica y económica (De la Rosa *et al.*, 2007)

Hasta hace poco, las únicas tecnologías de descontaminación de suelos estaban basadas en técnicas fisicoquímicas. Estas técnicas, en general, tienen un alto costo económico, implican un elevado consumo de energía y sobre todo, conllevan un impacto negativo, en ocasiones irreversible, sobre la integridad y funcionalidad del recurso suelo. A este respecto, en los últimos años, han surgido una serie de tecnologías biológicas de descontaminación de suelos entre las que se puede destacar la biorremediación (Garbisu *et al.*, 2007)

El uso de procesos biológicos ha sido propuesto para la destoxificación de residuos y remediación de sitios afectados debido a que han demostrado ser más prácticos y económicamente factibles para el manejo y tratamiento de diferentes tipos de residuos (Ferrera *et al.*, 2006)

## **Fitorremediación**

La fitorremediación es una tecnología nueva y prometedora que utiliza las plantas para degradar, asimilar, metabolizar o detoxificar metales, hidrocarburos, plaguicidas y solventes clorados (Susarla *et al.*, 2002)

Muñoz *et al.*, (2010) remarcan que la enorme versatilidad metabólica con que cuentan las plantas, aunada a las complejas interacciones que establecen con la rizósfera, confiere a esta tecnología importantes ventajas entre las que resalta la gran variedad de contaminantes para los que puede ser aplicada. Sin embargo, hacen falta estudios que clarifiquen tanto la manera en que se presentan las interacciones plantas-microorganismos rizosféricos, como el papel que juegan las enzimas de ambos en los procesos de fitorremediación.

Marmioli y Monciardini (1999) explican que la aplicación práctica de la fitorremediación, todavía requiere más estudios en varios campos, incluyendo la biología, la sociología, la legislación y la educación.

Con el fin de establecer un sitio de fitorremediación, es necesario que:

(1) No tenga efectos perjudiciales que sean transferidos al medio ambiente circundante.

(2) La gestión del sitio sea eficaz desde el punto de vista económico y social.

(3) La estrategia general sea económicamente ventajosa sobre otras técnicas

Ciertas plantas silvestres, así como plantas de cultivo, son llamadas hiperacumuladoras, porque son capaces de acumular grandes cantidades de metales pesados en las partes aéreas. Esta propiedad puede ser explotada para la limpieza de suelos contaminados por metales (fitorremediación), si el rendimiento y la acumulación de metales son lo suficientemente grandes para terminar la remediación en un plazo razonable (Felix, 1997).

Shuhe *et al.*, (2009) indican que una de las claves en el proceso de la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados es todavía la identificación de plantas que sean acumuladoras e hiperacumuladoras de estos metales.

En la figura 2, se puede observar el comportamiento de las especies vegetales ante la presencia de metales pesados en el suelo.

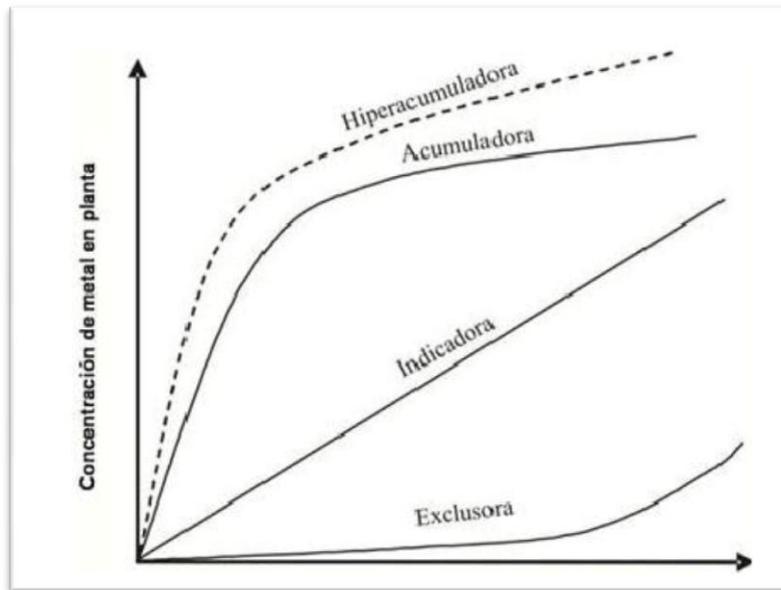


Figura 2. Respuesta típica de las plantas frente a la presencia de metales pesados en el suelo. (Adriano, 2001).

Chaney *et al.*, (1997) concuerdan con lo antepuesto y agregan que el fenotipo de una planta hiperacumuladora de metales es mucho más importante que la capacidad de su alto rendimiento, cuando se usan plantas para remover metales de suelos contaminados.

Khan *et al.*, (2000) opinan que para mejorar la fitoremediación como una estrategia viable, es necesario el rápido crecimiento de las plantas, además de su habilidad para acumular altas cantidades de metal y el aumento rápido de su biomasa.

La desintoxicación del ambiente de sus contaminantes usando la tecnología de fitorremediación (cuadro 2) se realiza empleando al menos uno de los siguientes mecanismos: fitoextracción, rizofiltración,

fitoestimulación, fitoestabilización, fitovolatilización y fitodegradación, (Lopez et al., 2005)

Cuadro 2. Procesos y mecanismos que incluye la fitoremediación en la eliminación de contaminantes. (Ghosh y Singh, 2005)

No.	Proceso	Mecanismo	Contaminante
1.	Rizofiltración	Acumulación en la rizosfera	Orgánicos/inorgánicos
2.	Fitoestabilización	Complejación	Inorgánicos
3.	Fitoextracción	Hiperacumulación	Inorgánicos
4.	Fitovolatilización	Volatilización por hojas	Orgánicos/inorgánicos
5.	Fitotransformación	Degradación en la planta	Orgánicos

### **Fitoextracción**

Dentro del campo de la fitorremediación, a la fitoextracción se le conoce como la utilización de las plantas para transportar y concentrar metales del suelo a la raíz y las partes cosechables de la planta (Garbisu y Alkorta, 2001)

En la figura 3 se puede observar el proceso de fitoextracción, donde el metal existente en el suelo, es captado por las raíces, se trasloca a las

partes aéreas de la planta para su acumulación, donde luego es cosechado, para su eliminación o recuperación.

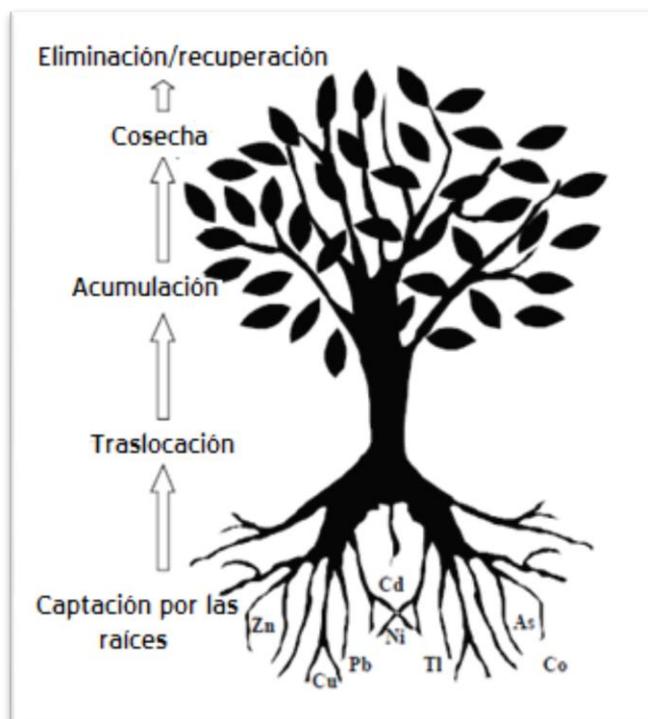


Figura 3. Fitoextracción de metales. (Alkorta et al., 2004)

También Dushenkov *et al.*, (1997) consideran a la fitoextracción como un subgrupo de la fitorremediación, que se basa en el uso de plantas de cultivo de alta biomasa en combinación con un sistema de enmiendas del suelo para extraer los metales pesados, y que podría proporcionar una manera económica de restaurar el valor de las tierras contaminadas.

Cuadro 3. Ejemplos de especies empleadas en fitorremediación de metales pesados. Datos tomados de Saad *et al.*, 2009.

<b>Especie vegetal</b>	<b>Contaminante</b>
<i>Typha (Cattail) and Juncus (Rush)</i>	Metales pesados
<i>Silene vulgaris</i>	Cd y Zn
<i>Astragalus bisulcatus</i>	Selenio
<i>Arabidopsis</i>	Mercurio y selenio
<i>Penisetum purpureum,</i>	Cromo
<i>Solanum lycopersicum</i>	Niquel
<i>Bidens maximowicziana</i>	Plomo
<i>Arabidopsis halleri</i>	As, Cd, Pb, y Zn
<i>Athyrium yokoscense</i>	Cu, Pb, Fe, y Zn
<i>Sesbania cannabina</i>	Fe, Mn, Zn, Cu, Pb y Ni

Se ha encontrado que diferentes especies de plantas como *Astragalus spp.*, *Solanum melongena*, *Capsicum annuum* y *Lycopersicum esculentum* (cuadro 3) han sido evaluadas por su capacidad de acumular y tolerar cantidades de arsénico (Alcántara *et al.*, 2001)

También *Suaeda fruticosa* se estudio debido a su alta biomasa y su capacidad fitoextractora de metales, y se concluyo que se puede emplear en la rehabilitación de los efluentes de curtidurías y suelos

contaminados usando pequeñas dosis del agente quelante Etilen Diamino Tetra Acético (EDTA), ya que la mayor cantidad de Cr fue acumulado por las hojas de *S. fruticosa*, seguido por las raíces y tallo. (Bareen y Anjum, 2011)

Greger y Landberg (1999), estudiaron las propiedades del sauce para acumular altos niveles de iones de cadmio y zinc y demostraron la capacidad y la posibilidad de utilizar al sauce (*Salix* sp.) en la fitoextracción.

Vidal *et al.*, (2010) determinaron la influencia del grado de contaminación, la aplicación de ácido cítrico y el tiempo de crecimiento del guarumo (*Cecropia peltata*), sobre la tasa de remoción de mercurio en suelo. Encontraron que después de 4 meses de crecimiento, los porcentajes de remoción estuvieron entre 15.7% y 33.7% debido a la capacidad del guarumo para acumular grandes cantidades del metal sin presentar efectos tóxicos considerables, así como al alto contenido de mercurio biodisponible en los suelos contaminados, lo que conllevó también a que el ácido cítrico no tuviera una influencia significativa sobre la recuperación de Hg; por lo cual se concluyó, que el guarumo es una especie con capacidad fitorremediadora.

En el distrito minero de Almadén, España, se realizó un estudio de los suelos contaminados con mercurio (Hg) y la identificación de especies de

plantas óptimas para la fitorremediación del sitio. Se encontraron dos especies, *Marrubium vulgare* que acumulo en sus partes aéreas de  $38.5 \pm 3.15 \text{ mg kg}^{-1}$  de Hg y *Rumex induratus*, que en su parte aérea mostraba una concentración de  $22.68 \pm 2.16 \text{ mg kg}^{-1}$  de Hg, con lo cual se concluyo que ambas especies pueden ser consideradas para la fitorremediación de las zonas contaminadas (Villadóniga et al., 2008)

### **Fitoextracción de plomo**

El balance de plomo en los suelos, sugieren que esta tecnología solo será económicamente factible si los sistemas a emplear, incluyen plantas con alta biomasa que pueden llegar a acumular más del 1% del plomo en sus hojas (Huang et al., 1997).

Buscando cumplir con esto último, se estudio a *Sesbania drummondii*, para demostrar su capacidad como hiperacumuladora de plomo, y se encontró que las concentraciones de más de 4% de plomo en las hojas, fueron obtenidas al ser cultivada en una solución de Hoaglan modificada, que contenía  $1 \text{ g Pb (NO}_3)_2/\text{L}$ , además de que la acumulación de plomo en el tejido depende de la concentración de este en la solución nutritiva (Sahi et al., 2002).

En base al factor de traslocación del plomo dentro de las plantas colectadas analizadas e identificadas, se determino que, *Schoenoplectus*

*americanus*, *Baccharis neglecta* y *Brickellia veronicaefolia* pueden acumular plomo (Alarcón y Flores, 2005).

En un estudio de campo para determinar la eficacia de un cultivo mixto de girasol (*Helianthus annuus*) y ambrosia (*Ambrosia trifida*) se realizaron una serie de acciones para el restablecimiento de la vegetación y tratamiento de suelos severamente contaminados con plomo, cadmio y zinc, las enmiendas incluyeron el uso de composta urbana, lodos secos, ácido cítrico y del ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), resultando que el cultivo mixto fue capaz de crecer en todos los tratamientos (Jacob *et al.*, 2007).

Los resultados obtenidos al estudiar los efectos de la combinación de EDTA y la fitohormona ácido indol-3-acético (IAA) en la absorción de plomo por medio de la alfalfa (*Medicago sativa*), muestran que no solo esta planta es hiperacumuladora, si no que con esta combinación de compuestos orgánicos, se puede aumentar su potencial como hiperacumuladora (López *et al.*, 2005)

Por otro lado, Huang y Cunningham (1997) compararon la fitoextracción de plomo de maíz (*Zea mays*) y ambrosia (*Ambrosia artemisiifolia*) contra *Thlaspi aestivum*, *Thlaspi rotundifolium*, *Thlaspi caerulescens* y *Brassica juncea*, usando una solución nutritiva y suelo contaminado con plomo, y encontraron que las especies de plantas difieren significativamente en la

absorción y traslocación de plomo. El maíz fue quien acumulo la mayor cantidad de plomo por lo que se sugiere que en combinación con enmiendas podría ser utilizado para la limpieza de suelos contaminados con este metal.

Chen *et al.*, (2004) estudiaron el pasto vetiver (*Vetiveria zizanioides*) por su potencial uso en la fitoextracción de suelos contaminados con metales pesados, y los resultados mostraron que tiene la capacidad de tolerar altas concentraciones de plomo en los suelos.

Salas (2007), encontró que *Acacia farnesiana* y *Dodonea viscosa* son especies que toleran concentraciones de Pb de hasta 500 mg/L, y que ambas tienen capacidad para acumular el metal en sus tejidos en concentraciones mayores a 1000 ppm en presencia de EDTA (1 mM). Por lo anterior, pueden considerarse especies con potencial para la fitorremediación de sitios contaminados con concentraciones totales de plomo  $\leq 500$  mg/L.

Mientras que Wang *et al.*, (2007) encontraron que *Bidens maximowicziana* es una nueva hiperacumuladora de plomo, que no solo tiene notable tolerancia, sino también una extraordinaria capacidad de acumular Pb. La máxima concentración de plomo encontrada en su estudio fue de 1509.3 mg/kg en raíces y 2164.7 mg/kg en los tejidos superficiales, por lo

que esta planta resulta ser adecuada para la remediación de suelos contaminados por plomo.

El mezquite (*Prosopis* spp.) es capaz de acumular altos niveles de plomo en las raíces y también de traslocar este metal a sus partes aéreas, cuando se adiciono EDTA se observo que existió una mayor acumulación de plomo en los tejidos, y un mayor movimiento hacia las hojas.(Aldrich *et al.*, 2004)

El plomo se mueve predominantemente dentro del apoplasto de la raíz en una forma radial a través del córtex y se acumula cerca de la endodermis la cual actúa como una barrera parcial al movimiento del plomo entre la raíz y la parte aérea (García, 2006)

Al adicionar agentes quelantes se puede incrementar la traslocación y acumulación del plomo a las partes aéreas debido a que se suma el plomo que entra por la zona de máxima absorción de nutrimentos (sin banda de Caspary) y aquel que se encuentra en la zona de diferenciación celular, donde existe la endodermis, una vez que el plomo se encuentra en el xilema por medio de la transpiración, que es la fuerza motriz del flujo hídrico, es llevado hasta las partes aéreas de la planta donde al haber perdida de agua por transpiración el plomo queda depositado en las hojas, como se muestra en la figura 4 (De la Rosa, 2011).

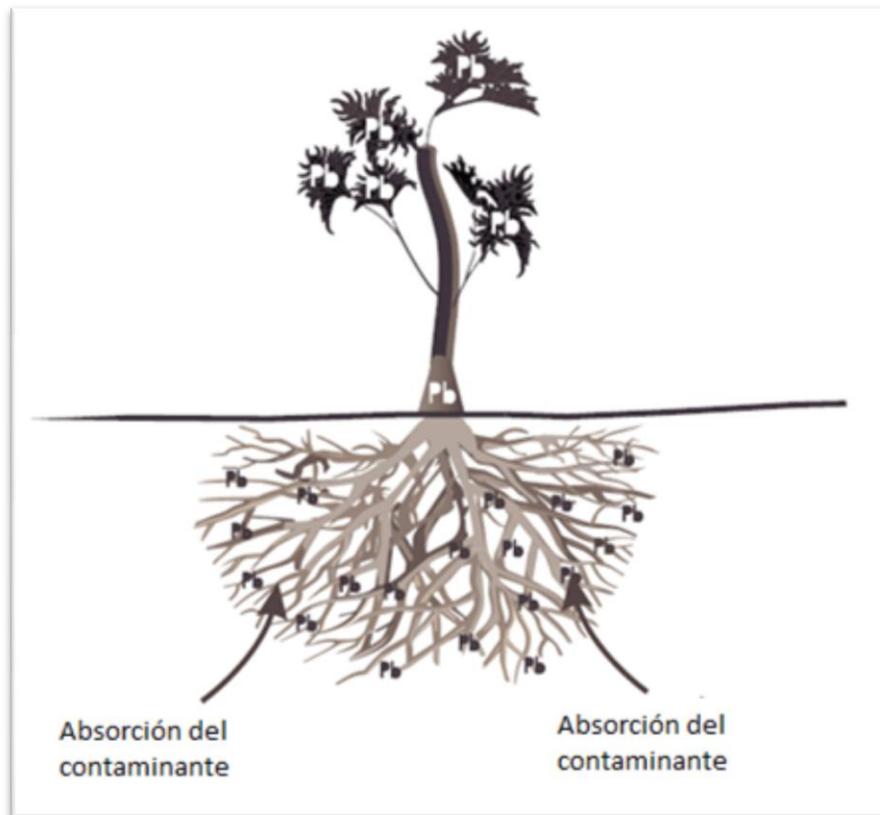


Figura 4. Efectos físicos, resultado de la tasa de transpiración en la acumulación de plomo en la planta. Tomado de USEPA, 2000.

Pourrut *et al.*, (2011) indican que el contenido de plomo inhibe fuertemente la germinación de las semillas, la elongación de las raíces, el desarrollo y crecimiento de las plántulas, la transpiración y el contenido de agua y proteínas.

La tasa de transpiración depende de factores tales como la especie, edad, peso, tamaño, la superficie de la hoja, etapa de crecimiento y factores climáticos, además varía según la época del año (USEPA, 2000)

Un ejemplo de ello es que el maíz (*Zea mays* L.) y la soya (*Glicine max* L.) fueron cultivadas en un medio que contenía un amplio rango de

concentraciones de plomo, suministrado como  $PbCl_2$  y mostraron una disminución en la fotosíntesis neta y la transpiración con el aumento en los niveles de Pb. La transpiración exhibe tendencias similares a la de la fotosíntesis lo que sugiere especialmente en maíz que una parte en la inhibición de los dos procesos se relaciona con el incremento de la resistencia estomática, con el aumento en las concentraciones de plomo. (Bazzaz *et al.*, 1973)

Mensah *et al.*, en 2008, usaron riegos con plomo a una concentración de 30 mg/l para un cultivo de repollo, lechuga y zanahoria. Y encontró que la tasa de transpiración se redujo en un 56.6%, 11.1% y 35.9% para el repollo la lechuga y las zanahorias respectivamente, mientras que a una concentración de 50 mg/l de Pb la tasa de transpiración del repollo, la lechuga y la zanahoria se reducen en un 72.9%, 41.7% y 24.5% respectivamente en comparación con el testigo.

La transpiración y la intensidad de la respiración están en razón directa al número y apertura de los estomas (Ruíz *et al.*, 1962)

Los estomas son estructuras vegetales a través de los cuales entra el  $CO_2$  necesario para la fotosíntesis, sin embargo también a través de ellos se realiza la transpiración, A pesar de su pequeño tamaño, constituyen una ruta muy eficiente para el intercambio gaseoso, que permite una pérdida

de agua en forma de vapor de las células foliares y se difunde con rapidez al aire más seco, que se encuentra en el exterior de la hoja (Ray, 1979).

Lallana y Lallana (2004) mencionan que el tamaño de los estomas está frecuentemente correlacionado con su densidad, hojas con estomas pequeños presentan alta densidad estomática y hojas con estomas grandes, una baja densidad estomática.

En el cuadro 4, se muestra la densidad estomática de diferentes cultivos.

Cuadro 4. Densidad estomática de diferentes especies de cultivos. Tomado de Rojas 1972.

ESPECIE DE CULTIVO	No. de Estomas / mm <sup>2</sup> de lámina foliar	
	H A Z	EN V E S
AVENA	25	23
TRIGO	33	14
MAIZ	45	89
FRIJOL	40	281
TOMATE	96	203
ALFALFA	169	138
PAPA	51	161
MANZANO	0	400

## MATERIALES Y METODOS

### Descripción del sitio

El experimento se realizó en el área de prácticas del departamento de Ciencias del suelo que se encuentra dentro del campus de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, ubicada en Buenavista, Saltillo, Coahuila, México, que se encuentra situada a los 25°23' de latitud norte y 101° 00' de longitud oeste y a una altura de 1742 msnm.

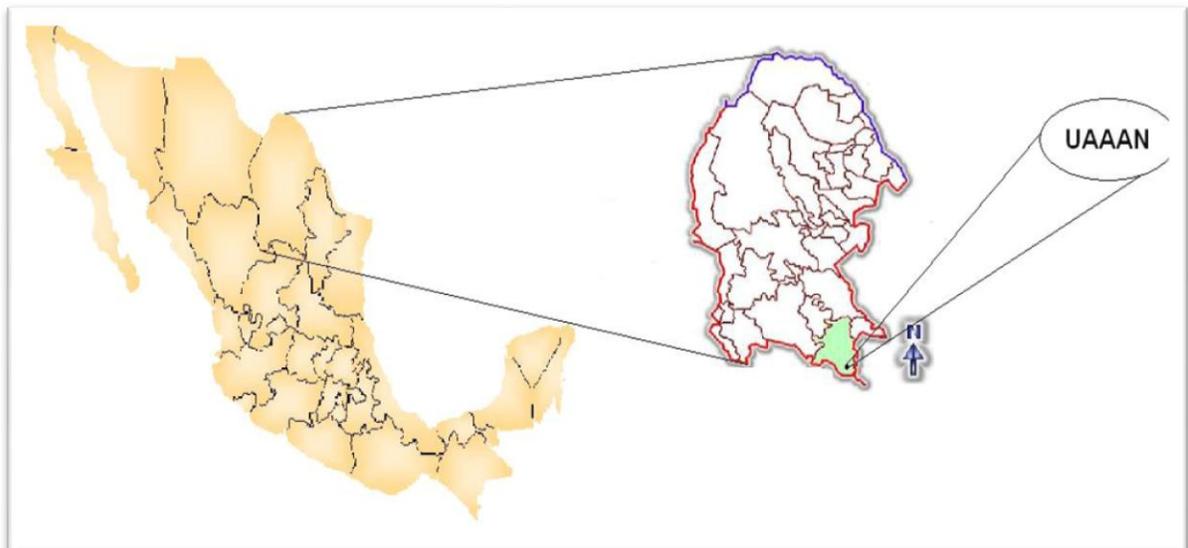


Figura 5. Mapa de localización del sitio experimental.

### Características climáticas

El clima es seco y templado con lluvias en verano. La temperatura media anual es de 13.3° C, con una oscilación media de 10.4°C. Los meses más cálidos son en junio, julio y agosto con temperaturas máximas de 37°C. Durante enero y diciembre se registran temperaturas de hasta 10° C, con

heladas regulares en el periodo de diciembre a febrero. Los vientos predominantes vienen del noroeste y se presentan con mayor intensidad en los meses de febrero y marzo. (Mendoza, 1983)

### **Procedimiento**

Se tomaron muestras representativas del suelo a utilizar para el trabajo de investigación, que previamente había sido contaminado con plomo, para determinar: Textura, pH, carbonatos, materia orgánica y plomo total con el fin de conocer las características del suelo.

Cuadro 5. Características determinadas en el suelo y método utilizado.

Determinación	Método
pH	Potenciómetro (relación 2:1 en agua)
Textura	Hidrómetro de Bouyoucous
Conductividad eléctrica	Pasta de saturación
Carbonatos totales	Volumetría
Materia orgánica	Walkley y Black
Plomo	NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

El experimento consto de dos fases:

Fase I: Selección de las plantas.

En una parcela cultivada dentro de las instalaciones del campus de la Universidad, se tomo una hoja de cada una de las especies (acelga, betabel, brócoli, coliflor, espinaca, geranio, lechuga y repollo) para trabajar con ellas en el laboratorio y llevar a cabo el estudio de densidad estomática.

La preparación de las muestras se realizo en el Laboratorio de Anatomía e Histología Vegetal del Departamento de Botánica de esta universidad. Se obtuvo la epidermis del haz y del envés de las hojas por medio de un raspado con ayuda de una navaja, la epidermis se colocó en un portaobjetos y se le agregaron unas gotas de fijador de gelatina glicerizada de acuerdo al método de Gonzalo *et al.*, (1979), después se le colocó el cubreobjetos y se oprimió para eliminar las burbujas de aire.

Una vez preparadas y fijadas las muestras de epidermis, el conteo de estomas y la medición del ostiolo, se llevó a cabo en el Laboratorio de Citogenética del Departamento de Fitomejoramiento de la universidad. Las muestras se observaron con ayuda de un microscopio Vistavision adaptado a una cámara Pixera, primero con el objetivo de 10x y posteriormente con el de 40x, se hizo el conteo de estomas por campo de visión, se tomó la microfotografía con el software Viewfinder y para

realizar la medición del estoma se utilizó el programa Auxiovision Rel 4.5. Se capturaron los datos y se sometieron a un análisis de varianza utilizando un diseño experimental completamente al azar. Luego del análisis de varianza realizado a estas mediciones, se decidió utilizar plantas de lechuga, betabel y geranio por presentar valores altos, medios y bajos respectivamente en su densidad estomática y área total de apertura de estomas, por ello fueron utilizadas en la siguiente fase de este trabajo.

Fase II:

Se preparó una mezcla compuesta por dos terceras partes de suelo contaminado con plomo, y otra tercera parte de lombricomposta, se humedeció y se colocó en una charola de poliestireno de 100 cavidades, se sembró a una profundidad de un centímetro colocando una semilla por cavidad, hecho esto se le aplicó un riego ligero y se esperó la emergencia de las plántulas.

Se utilizaron macetas que se llenaron con 5 Kg. de suelo contaminado con plomo, las cuales se etiquetaron con el tratamiento y el número de repetición correspondiente.

El trasplante se llevó a cabo a los 20 días de la siembra, los riegos se realizaron cada tercer día hasta que la planta estuvo lista para su cosecha. Posteriormente la planta completa se lavó y se procedió a separarla en raíz, tallo y hojas, se pesó en fresco y se colocaron en bolsas de papel. Se

introdujeron a una estufa de secado Precision model 18 EM, a una temperatura de 70°C por un tiempo de 72 hrs, se registró el peso seco y se molieron.

Se midió el contenido de Pb en el tejido vegetal de tallo, hoja y raíz por el método de calcinación y utilizando ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) para la recuperación de las cenizas. Posteriormente las muestras fueron leídas en el espectrofotómetro de absorción atómica de la marca Varian. Lo anterior de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, la que regula la remediación de sitios contaminados (SEMARNAT, 2007). Los resultados obtenidos se sometieron a un análisis de varianza con un diseño experimental completamente al azar con arreglo factorial de A x B, donde A estuvo representada por las tres especies y B por las tres estructuras de la planta (raíz, tallo y hojas).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Antes de establecer el experimento se realizaron diversos análisis al suelo para su caracterización (Cuadro 6) los resultados muestran que este suelo presenta una concentración de 1100 mg/kg de plomo, y de acuerdo a los límites máximos permisibles establecidos por la SEMARNAT, para la regulación de sitios contaminados, no puede tener uso agrícola ni industrial. Por lo cual, puede ser utilizado para procesos de fitoextracción para su rehabilitación.

Cuadro 6. Caracterización del suelo.

Característica	Resultado	Interpretación
pH	7.6	Medianamente básico
Textura	44% arcilla, 30% limo y 26% arena	Arcilloso
Conductividad eléctrica	0.99 dS/m	No salino
Carbonatos	56.2%	Muy alto
Materia orgánica	5.2%	Muy alto
Plomo	1100 mg/kg	Contaminado

Los resultados del análisis de varianza y comparación de medias realizado a la densidad estomática, área del ostiolo y área estomática total en ocho especies vegetales, mostraron una diferencia altamente significativa a una  $P \geq 0.01$  para todas las variables anteriormente mencionadas (Cuadro 7).

Cuadro7. Análisis de varianza y comparación de medias de la densidad estomática, área del ostiolo y área total de apertura de estomas en ocho especies vegetales.

TRATAMIENTO	DENSIDAD ESTOMÁTICA (No.de estomas/mm <sup>2</sup> )		ÁREA DEL OSTIOLO (micras <sup>2</sup> )		ÁREA TOTAL DE APERTURA DE ESTOMAS ** (micras <sup>2</sup> )
	HAZ **	ENVES **	HAZ **	ENVES **	
ACELGA	77.02 C <sup>÷</sup>	80.16 D	181.06 B	140.68 AB	25585.46 A
BETABEL	88.02 BC	121.03 C	138.50 B	108.72 BC	25725.21 A
BROCOLI	113.17 B	161.90 B	41.44 CD	49.93 CDE	12627.37 BC
COLIFLOR	168.19 A	218.49 A	17.68 D	17.32 E	6674.21 D
ESPINACA	33.01 D	92.74 CD	21.79 D	83.95 BCD	8518.20 CD
GERANIO	28.29 D	44.01 E	234.58 A	183.70 A	14498.31 B
LECHUGA	20.43 D	23.57 E	75.9 C	137.44 AB	44646.14 D
REPOLLO	191.77 A	216.92 A	31.02 CD	44.35 DE	15380.76 B
C.V. %	19.81%	13.69%	25.15%	31.86%	19.74%

÷ Medias seguidas por la misma letra, en las columnas son estadísticamente iguales (DMS,  $p=0.01$ )

C.V= Coeficientes de variación

\*\*= diferencia altamente significativa ( $p=0.01$ )

La densidad estomática tanto del haz como del envés, fueron multiplicadas por el área del ostiolo obteniendo así el área total del ostiolo en micras<sup>2</sup>. Esta última variable permitió designar tres especies que mostraron el valor más alto (lechuga con 44646.14 micras<sup>2</sup>) el valor más bajo (geranio con 14498.31 micras<sup>2</sup>) y una especie con un valor intermedio (betabel con 25725.21 micras<sup>2</sup>). El tamaño de los estomas está frecuentemente relacionado con su densidad de esta manera, hojas con estomas pequeños generalmente presentan alta densidad estomática y hojas con estomas grandes, normalmente exhiben una baja densidad (Lallana y Lallana, 2004; Parés *et al.*, 2004).

Los resultados anteriormente descritos, fueron utilizados para seleccionar tres especies de ocho que fueron estudiadas en esta primera parte del trabajo. Las especies elegidas fueron posteriormente utilizadas en la fase de la fitoextracción de plomo a partir de un suelo contaminado.

## FASE II

Los resultados del análisis de varianza realizado para el contenido de plomo en la raíz, tallo y hojas de betabel, lechuga y geranio, mostraron que existe una diferencia significativa en la acumulación de plomo entre estas especies (Cuadro 8).

Cuadro 8. Análisis de varianza del contenido de plomo en diferentes estructuras vegetales de betabel, lechuga y geranio cultivadas en un suelo contaminado con plomo.

Tratamiento	Raíz **	Tallo	Hoja	Total Pb/g/planta
Betabel *	300.00	22.50	100.00	422.50
Lechuga	222.50	27.50	85.00	335.00
Geranio	291.50	76.56	127.50	495.56
Interacción NS				
C.V.		32.90%		

\*= diferencia significativa (p=0.01); \*\*= diferencias altamente significativas (p=0.01) NS= No significativa.

La planta de geranio acumulo la mayor cantidad de plomo por planta (495.56 mg Pb/kg), la planta de betabel acumuló 422.5 mg Pb/kg y finalmente la lechuga mostro un valor acumulado de 335.00 mg Pb/K. Estos resultados coinciden con los encontrados por Rodríguez *et al.*, (2006) quienes evaluaron la capacidad de seis especies vegetales para acumular plomo en suelos contaminados con este metal, y encontraron diferencias significativas en la acumulación de plomo entre las especies de *Cenchrus ciliaris*, *Helianthus annuus*, *Ricinus communis*, *Nicotiana tabacum*, *Sorghum sudanense* y *Brassica campestris*.

También se encontró una diferencia altamente significativa en la acumulación de plomo en las diferentes estructuras vegetales analizadas.

Al analizar la raíz se encontró que fue el órgano de la planta donde más plomo se acumuló en todas las especies. La planta de betabel acumuló la mayor cantidad de plomo en esta estructura con 300.00 mg Pb/kg mientras que la planta de geranio acumuló 291.50 mg Pb/kg y la planta de lechuga mostro un valor de 222.50 mg Pb/kg. Los resultados obtenidos en este trabajo coinciden con los encontrados en un estudio realizado a *Asphodelus fistulosus* como una planta hiperacumuladora, donde se observaron cantidades superiores en la acumulación de Pb en las raíces que en los tallos y hojas. (Salas et al., 2007). También Jarvis y Leung (2002) encontraron que la mayor cantidad del metal es acumulada en la parte de la raíz. Al usar agentes quelatantes, se permite la absorción y traslocación del metal a las partes aéreas de la planta. Contrario a lo encontrado por Ortiz et al., (2009) quienes mostraron que la mayor acumulación de plomo en plantas de quelite (*Amaranthus hybridus* L.) a los 95 días de cultivadas, fue observada en las hojas, raíz y tallo respectivamente.

En este mismo cuadro se muestra que las hojas de geranio lograron acumular 127.50 mg Pb/Kg mientras que las hojas de betabel registraron una acumulación de 100.00 mg Pb/kg; así mismo las hojas de lechuga fueron las que presentaron el menor valor de acumulación de Pb con 85.00 mg Pb/kg. Los resultados anteriores son superiores a los encontrados

por Narváez (2010) quien mostro que usando compuestos orgánicos de origen diverso en plantas de girasol, el plomo concentrado en las hojas fue de 32.5 mg/kg, mientras que Pérez (2008) encontró una acumulación de plomo en hojas de *Nicotiana glauca* G. de 29.7 mg/kg en plantas con 90 días de cultivo.

La estructura del tallo fue la parte de la planta donde el plomo se acumulo en menor cantidad con respecto a las demás estructuras; de esta manera, el geranio acumulo 76.56 mg Pb/kg; la lechuga 27.50 mg Pb/kg y finalmente el betabel mostro el menor valor de acumulación de plomo con 22.50 mg Pb/kg. Estos resultados son muy similares a los reportados por De la Cruz (2006) quien al evaluar la retención de plomo en tallos de geranio encontró una acumulación de 61 mg de Pb/kg, mientras que Pérez (2008) observo un valor de 11.1 mg Pb/kg en tallos de *Nicotiana glauca* G.

Algunos investigadores prefieren incluir a los tallos y hojas, como una sola estructura, a la cual denominan parte área, esto sugiere que consideran al tallo mas como un tejido conductor que como un tejido acumulador. En el presente trabajo, se decidió evaluar las estructuras por separado para conocer los valores de acumulación de plomo en cada una de ellas.

En los resultados del análisis de varianza para la interacción entre las especies utilizadas y sus estructuras, se encontró una diferencia no

significativa, lo que indica, que la acumulación de plomo en las diferentes estructuras de estas plantas, no está influenciada por la especie utilizada. Lo expuesto anteriormente está acorde con lo sugerido por García (2006) quien menciona que hasta cierto punto la localización de plomo en diferentes tejidos de la planta es también dependiente de la especie.

En el cuadro 9 se muestran los resultados del análisis de varianza realizado al área total de apertura de estomas, transpiración y acumulación de plomo total por planta. En este cuadro se observa que existe una relación inversamente proporcional, entre la tasa de transpiración en la planta y la acumulación total de plomo, es decir, plantas con mayor área total de apertura de estomas, tienen una tasa de transpiración mayor, y con ello una baja acumulación de plomo en sus tejidos, de ahí que la lechuga, presenta el valor más alto del área total de apertura de estomas con 44646.14, micras<sup>2</sup>, el valor más alto en la tasa de transpiración con 8.00 molH<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup> y el valor más bajo en la acumulación de plomo en su tejido con 335.00 mg de Pb/Kg, el betabel se presenta como la especie con un valor intermedio para las tres variables estudiadas, teniendo 25725.21 micras<sup>2</sup> de área total de apertura de estomas, 5.66 molH<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup> en su tasa de transpiración y una acumulación de 422.50 mg de Pb/Kg, mientras que en el geranio se observaron los valores más bajos en el área total de apertura de estomas y transpiración

con 14498.31 micras<sup>2</sup> y 4.98 molH<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup> respectivamente y el valor más alto para las tres especies en acumulación de plomo con 495.56 mg de Pb/Kg.

Cuadro 9. Análisis de varianza del área total de apertura de estomas, transpiración y acumulación de plomo total por planta

TRATAMIENTO	Área total de apertura de estomas ** (micras <sup>2</sup> )	Transpiración * molH <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	Acumulación de Pb, Total en planta mg de Pb/Kg
BETABEL	25725.21	5.66	422.50
GERANIO	14498.31	4.98	495.56
LECHUGA	44646.14	8.00	335.00
C.V. %	19.74%	14.89%	32.90%

C.V= Coeficientes de variación

\*= diferencia significativa (p=0.05), \*\*=diferencia altamente significativa.

Como se menciona anteriormente el geranio, presenta el valor más bajo en la tasa de transpiración, y el más alto en el de acumulación de plomo, esto se debe a que la tasa de transpiración en esta especie tiene un ritmo constante, debido a la presencia de estructuras de protección en las hojas llamados tricomas, que le permiten formar un microclima entre la superficie de la hoja y el medio ambiente, evitando así una transpiración excesiva, contrario a lo que ocurre con las otras especie, las cuales no presentan estas estructuras, y por lo cual su transpiración no es constante y se ve

afectada por los cambios en la temperatura. Tomando en cuenta que el plomo es un elemento muy pesado de los llamados metales, con una baja solubilidad y muy lenta movilidad dentro de la planta, un ritmo constante en la transpiración le permite ser movilizado y acumulado sobre todo en los tejidos de la raíz.

Por otro lado el geranio muestra una mayor concentración de plomo en el tallo comparado con las otras especies, debido precisamente a su menor tasa transpiratoria lo que hace que avancen los materiales disueltos en el flujo hídrico muy lentamente dándole oportunidad de distribuirse lateralmente por difusión. Lo mismo sucede en el caso de las hojas ya que la mayor acumulación de plomo entre las especies consideradas en este estudio corresponde a las hojas del geranio, en las cuales termina acumulándose el plomo que no se alcanzó a depositar en las estructuras anteriores, nuevamente se observa la influencia inversamente proporcional entre la acumulación de plomo en la hoja y la intensidad de transpiración.

## **CONCLUSIÓN**

Con los resultados obtenidos en la presente investigación se puede concluir que en las especies vegetales utilizadas, existe una relación inversamente proporcional entre la densidad estomática y la transpiración con respecto a la acumulación de plomo en la planta. Así mismo se observó que la mayor acumulación de este metal se encuentra en las raíces y las hojas por ser órganos propicios para la acumulación y en mucho menor medida en los tallos por ser un órgano de conducción.

## LITERATURA CITADA

Aboulroos, S. A., Holah, S. and Badawy, S. H. (1989), Influence of prolonged use of sewage effluent in irrigation on heavy metal accumulation in soils and plants. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. 152: 51–55.

Acosta, I; Moctezuma-Zárate, M. G; Cárdenas J. F. y Gutiérrez C. (2007). Bioadsorción de cadmio (II) en solución acuosa por biomásas fúngicas. *Inf. Tec.* 18: 9-14.

Adriano, D. C. 2001. Trace elements in terrestrial environments biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. Segunda edición. Springer-Verlag. Georgia, USA. 871 pp.

Alarcón, H. M. T y Flores, T. E. 2005. Plantas tolerantes al arsénico y al plomo. *Agrofaz: publicación semestral de investigación científica*. 5(1): 751-754

Alcántara, E; Barra, R; Benlloch, M; Ginhas, A; V. Jorrín, V. J; López, J. A; Lora, A; Ojeda, M. A; Puig, M; Pujadas, A; Requejo, R; Romera, J; Ruso, J; Sancho, E. D; Shilev, S. I. y Tena, M. 2001. Phytoremediation of a metal contaminated area In Southern Spain. *Minerva biotecnologica*. 13: 33-5.

Aldrich, M; Ellzey, J; Peralta, V J; Gonzalez, J.; Gardea, T. J. 2004. Lead Uptake and the Effects of EDTA on Lead-Tissue Concentrations in the Desert Species Mesquite (*Prosopis spp.*) International Journal of Phytoremediation. 6(3):195-207

Alkorta, I; Hernández-Allica, J; Becerril, J. M; Amezaga, I; Albizu, I. y Garbisu C. 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology. 3: 71–90.

Barceló, J., Poschenrieder, C., Lombini, A., Llugany, M., Bech, J. y Dinelli, E. 2001. Mediterranean plant species for phytoremediation. En: Abstracts Cost Action 837 WG2 workshop on Phytoremediation of Trace Elements in Contaminated Soils and Waters with Special Emphasis on Zn, Cd, Pb and As. Ed. Universidad Complutense Madrid, Faculty of Chemistry, Madrid pp.23 Disponible en: <http://lbewww.epfl.ch/COST837>.

Barceló, J. y Poschenrieder, C. 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. Contributions to Science 2(3): 333-344. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.

- Bareen, F. y Anjum, T. S. 2011. Metal accumulation potential of wild plants in tannery effluent contaminated soil of Kasur, Pakistan: Field trials for toxic metal cleanup using *Suaeda fruticosa*. *Journal of Hazardous Materials*.186(1): 443-450
- Bautista, Z. F. 1999. Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados. Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatan. Merida, Yucatan, Mexico. 113 pp.
- Bazzaz, F. A; Rolfe, G. L; Windle, P. 1973. Differing Sensitivity of Corn and Soybean Photosynthesis and Transpiration to Lead Contamination1. *Journal of Environmental Quality*. 3: 156–158.
- Bruemmer, G. W., Gerth, J. and Herms, U. 1986. Heavy metal species, mobility and availability in soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 149: 382–398.
- Carpena, R. O. y Bernal, M. P. 2007. Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Ecosistemas* 16 (2):1-3.
- Chaney, R. L; Malik, M; Li, Y. M; Brown, S. L; Brewer, E. P; Angle, S. J and Baker, A. JM. 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*. 8 (3):279-284.

- Chen, Y; Shen, Z. y Li, X. 2004. The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Applied Geochemistry*. 19(10):1553-1565.
- Coria, I. D. 2007. Remediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *UAIS Sustentabilidad*. 1: 13-18.
- De la Cruz, R. G. 2006. Evaluación de la retención de plomo en geranio (*pelargonium spp.*) emitido al ambiente por la industria de peñoles en Torreón, Coahuila. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Unidad Laguna. Departamento de Procesos Ambientales. Torreón, Coahuila, México.
- De la Rosa, I. M. 2011. Fisiología vegetal y absorción de plomo. Comunicación personal. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Departamento de Botánica. Buenavista Saltillo, Coahuila, México.
- De La Rosa, P. D. A; Teutli, L. M. M. M. y Ramirez, I. M. E. 2007. Electrorremediación de suelos contaminados, una revisión técnica para su aplicación en campo. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 23(3) 129-138.

- Dushenkov, S; Kapulnik, Y; Blaylock, M; Sorochisky, B; Raskin, I; y Ensley, B. 1997. Phytoremediation: a novel approach to an old problem. *Studies in Environmental Science*. 66 (C): 563-572.
- Felix, H. 1997, Field Trials for *in Situ* Decontamination of Heavy Metal Polluted Soils using Crops of Metal-Accumulating Plants. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. 160: 525–529.
- Ferrera, C. R; Rojas, A. N. G; Poggi, V. H. M; Alarcón, A; Cañizares, V. R. O. 2006. Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. *Rev. Latinoam, Microbiol.* 48 (2): 179-187
- Garbisu, C. y Alkorta, I. 2001. Phytoextraction: A cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment *Bioresource Technology*. 77 (3): 229-236
- Garbisu, C; Becerril, J.M; Epelde, L; Alkorta, I. 2007. Bioindicadores de la calidad del suelo: herramienta metodológica para la evaluación de la eficacia de un proceso fitorremediador. *Ecosistemas* 16 (2): 44-49.
- García, V. D. 2006. Efectos fisiológicos y compartimentación radicular en plantas de *Zea mays* L. expuestas a la toxicidad por plomo. Tesis de

Doctorado. Universidad Autónoma de Barcelona. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Barcelona, España.

González, M; Banderas, J. A; Raya, C; Baéz, A; Belmont, R. 1997. Cuantificación de plomo, cadmio y cromo mediante sialoquímica. *Salud pública de México*. 39 (3): 179-186.

Gonzalo, G; Juárez, J. C; Figueroa, H. H. 1979. Técnicas biológicas selectas de laboratorio y de campo. Editorial Limusa. 2da. Edición. México. 582 pp.

Ghosh, M. y Singh, S. P. 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research*. 3(1): 1-18.

Greger, M. y Landberg, T. 1999. Use of Willow in Phytoextraction. *International Journal of Phytoremediation*. 1(2) 115-123.

Huang, J. W. y Cunningham, S. D. 1997. Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytologist*. 134: 75-84.

Huang, J. W; Chen; J. Berti, W. R. and Cunningham, S. D. 1997. Phytoremediation of Lead-Contaminated Soils: Role of Synthetic Chelates in Lead Phytoextraction. *Environmental Science & Technology*. 31 (3): 800-805.

- Jacob, J.R; Hee, C.K. y Pichtel, J. 2007. Amendments for field-scale phytotreatment of Pb, Cd and Zn from an Indiana Superfund soil. Proceedings of the Indiana Academy of Science. 116(2): 148-157.
- Jarvis, M.D. y Leung, D.W.M. 2002. Chelated lead transport in *Pinus radiata*: an ultrastructural study. Environ. Exp. Bot. 48:21-32.
- Juwarkar, A; Singh, S; Mudhoo, A. 2010. A comprehensive overview of elements in bioremediation. Reviews in Environmental Science and Biotechnology. 9 (3): 215-288.
- Khan A.G., Kuek C., Chaudhry T.M., Khoo C.S., Hayes W.J. 2000. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. Chemosphere. 41 (1-2): 197-207.
- Lasat, M. M. 2002. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. J Environ Qual. 31(1):109-20.
- Lallana, V. H. y Lallana, M. Del C. 2004. *Eryngium horridum malme* y su relación con el estado de desarrollo de las hojas. Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias. Año IV (5): 81-86.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. Publicado en el Diario Oficial de la Federación. Enero del 2011.

López, M. S; Gallegos, M. M. E; Pérez, F. L. J y Gutiérrez, R. M. 2005. Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con Moléculas orgánicas xenobióticas. Rev. Int. Contam. Ambient . 21 (2): 91-100.

López, L. M; Peralta, V. J. R; Benítez, T. y Gardea, T. J. L. 2005. Enhancement of lead uptake by alfalfa (*Medicago sativa*) using EDTA and a plant growth promoter. Chemosphere. 61(4): 595-598

Marmioli, N. y Monciardini, P. 1999. PHYTONET (<http://www.dsa.unipr.it/phytonet>), a Thematic Network Devoted to the Scientific, Economical, Environmental, and Social Aspects of Phytoremediation. International Journal of Phytoremediation. 1 (2): 125-138.

McGrath, SP., Sidoli, C.M.D., Baker, A.J.M. y Reeves, R.D. 1993. The potential for the use of metal-accumulating plants for the in situ decontamination of metal-polluted soils. En: Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for proper Protection, (eds. Eijsackers, H.J.P. y Hamers, T.), pp. 673-676, Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. The Netherlands.

McGrath, SP., Lombi, E., Gray, CW., Caille, N ., Dunham, SJ . y Zhao, F.J . 2006. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the

hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*.  
Environmental Pollution 141 (1): 115-125.

Meagher, R.B., Rugh, C.L., Kandasamy, M.K., Gragson, G. y Wang, N.J. 2000.  
Engineered phytoremediation of mercury pollution in soil and water  
using bacterial genes. In: Phytoremediation of Contaminated Soil  
and Water (eds. Terry, N. y Bañuelos, G.), pp. 201-220, Lewis  
Publishers, Boca Raton, FL, USA.

Mendoza H. J. M. 1983. Diagnostico climático para la zona de influencia  
inmediata de la UAAAN. Ediciones de la Universidad Autónoma  
Agraria Antonio Narro. México. 611pp.

Mensah, E; Odal, S. N; Ofori, E. y Kyei-Baffour, N. 2008. Influence of  
Transpiration on Cadmium (Cd) and Lead (Pb) Uptake by Cabbage,  
Carrots and Lettuce from Irrigation Water in Ghana. Asian Journal of  
Agricultural Research. 2 (2): 56-60

Muñoz, C. L. N; Nevárez, M. G. V; Ballinas C. M. L y Peralta P. M.R. 2010.  
Fitorremediación como una alternativa para el tratamiento de  
suelos contaminados. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología  
Biomédica. 1 (3): 1-9.

Narvaéz, O. W. A. 2010. Efectividad de compuestos orgánicos de origen  
diverso y girasol ornamental en la fitorremediación de un suelo

alcalino contaminado con plomo. Tesis licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Departamento de Ciencias del Suelo. Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

Norma Oficial Mexicana. NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece los criterios para el muestreo, caracterización y determinación de las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio. Publicado en el Diario oficial de la federación en 2007.

Ortiz, C. H. G; Trejo, C. R; Valdez, C. R. D; Arreola, A. J. G; Flores, H. A; y López, A. B. 2009. Fitoextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados usando quelite (*Amaranthus hybridus* L.) y micorrizas. Revista Chapingo Serie Horticultura 15(2): 161-168.

Pallavi, S. y Rama, S. D. 2005. Lead toxicity in plants. Brazilian Journal of Plant Physiology. 17(1): 35-52.

Parés, M. J; Arizaleta, M; Sanabria, M. E; Brito, L. 2004. Características de los estomas, densidad estomática y su variación en función a la injertación en *Annona muricata* L. Y *A. montana* MADCAF. Bioagro 16(3):213-218.

- Pérez, Z. L. A. 2008. Fitorremediación de un suelo contaminado por Pb y Zn mediante la especie vegetal *Nicotiana glauca* G. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Unidad Laguna. Departamento de Procesos Ambientales. Torreón, Coahuila, México.
- Pourrut, B; Shahid, M; Dumat, C; Winterton, P. y Pinelli, E. 2011. Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Rev Environ. Contam. Toxicol.* 213:113-36.
- Puga, S; Sosa, M; Lebgue, T; Quintana C. y Campos, A. 2006. Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la Industria minera *Ecología Aplicada*, 5(1,2): 149-155.
- Ray, P. M. 1979. *La Planta Viviente*. Compañía Editorial Continental, S. A. México. México. 272 pp.
- Rojas, G. M. 1972. *Fisiología vegetal aplicada*. McGraw-Hill. México. 252 pp.
- Rodríguez, O. J. C; Rodríguez, F. H; De Lira, R. G; Martínez, de la C. J; Lara, M. J. L. 2006. Capacidad de seis especies vegetales para acumular plomo en suelo contaminado. *Revista Fitotecnia mexicana*. 29(3): 239-245.

- Ruíz, M; Nieto, D. y Larios, I. 1962. Tratado elemental de botánica. Séptima edición. Editorial E.C.L.AL. México. 730 pp.
- Saad, I; Castillo, J. I; Rebolledo, D. 2009. Fitorremediación: estudio de inteligencia tecnológica competitiva. Memorias del 4º Congreso Internacional de Sistemas de Innovación para la Competitividad 2009: Hacia la Inteligencia Competitiva. León, Guanajuato, México.
- Sahi, S. V; Bryant, L. N; Sharma, N. C. and, Singh, S. R .2002. Characterization of a Lead Hyperaccumulator Shrub, *Sesbania drummondii*. Environmental Science & Technology 36 (21), 4676-4680.
- Salas, S. F. k. 2007. Selección in vitro de plantas tolerantes a plomo para su uso en fitorremediación. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Laboratorio de residuos sólidos. D.F. México.
- Salas, S. F; Montes de Oca, D. I; Ramírez, I. M; Gutiérrez, R. M. y Volke, S.T. 2007. Fitoextracción de plomo por *Asphodelus fistulosus* en un suelo modelo. Memorias del XII Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería. Morelia, Michoacán, México.

- Shuhe, W; Qixing, Z; Uttam, K. S; Hong, X; Yahu, H; Liping R. and Gu, P. 2009. Identification of a Cd accumulator *Conyza Canadensis*. Journal of Hazardous Materials. 163 (1): 32-35.
- Susarla S; Medina V.F; McCutcheon S.C. 2002. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. Ecological Engineering. 18 (5): 647-658.
- Torres A. O; Ocañas, G. L; Moya, A. V; Bernal, H. M. A; Piñeyro L. A. 2001. Contaminación ambiental y salud. Parte I. Plomo: Exposición en niños y la importancia de su detección. CIENCIA UANL. 4 (1): 76-81.
- U.S.E.P.A. 2000. Introduction to Phytoremediation. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio. USA.
- Valdés, P. F. y Cabrera, M. V. M. 1999. La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México. Texas Center for Policy Studies. Torreón, Coahuila, México. 46 pp.
- Vidal, D. J. V; Marrugo, N. J. L; Jaramillo, C. B; Libia María Pérez C. M. P. 2010. Remediación de suelos contaminados con mercurio utilizando guarumo (*Cecropia peltata*). Ingeniería & Desarrollo. 27: 113-129.
- Villadóniga, M; Millán, R; Gamarra, R; Schmid, T; Cardona, A. I; Sierra, M. J. Y Carrasco, S. 2008. Búsqueda de Especies Vegetales en el Distrito

de Almadén, para su Posterior Uso en Técnicas de Fitorremediación de Espacios Contaminados por Mercurio. Macla. 10: 149-150

Volke, S. T; Velasco, T. J. A; De la Rosa, P. D. A. 2005. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Instituto Nacional de Ecología. México .141 pp.

Vullo, D. L. 2003. Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente. Química viva. 2 (003): 93-104.

Wang, H.-Q; Lu, S.-J; Li, H. y Yao Z.-H. 2007. EDTA-enhanced phytoremediation of lead contaminated soil by *Bidens maximowicziana*. Journal of Environmental Sciences, 19 (12): 1496-1499.