



UNIVERSIDAD AUTONOMA CHAPINGO

Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas

COORDINACIÓN DE POSGRADO

**“Fertilización nitrogenada y fitoextracción de plomo
por huizache (*Acacia farnesiana*) en suelos
contaminados”**

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE:

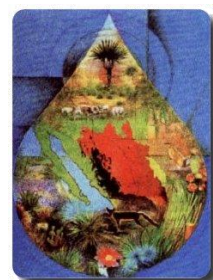
**MAESTRO EN CIENCIAS EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO
AMBIENTE EN ZONAS ÁRIDAS**

PRESENTA:

OSCAR LANDEROS MÁRQUEZ

Diciembre de 2009

Bermejillo, Durango.

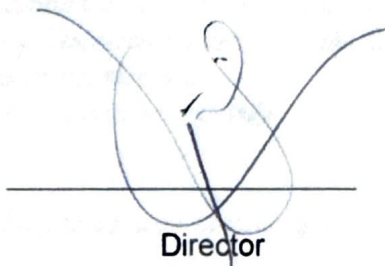


La presente tesis de Maestría en Ciencias titulada "**Fertilización nitrogenada y fitoextracción de plomo por huizache (*Acacia farnesiana*) en suelos contaminados**" fue realizada por el C. Oscar Landeros Márquez, bajo la dirección del Dr. Ricardo Trejo Calzada y la asesoría de los Dres. Ricardo David Valdez Cepeda, Jesús Guadalupe Arreola Ávila y Aurelio Pedroza Sandoval, ha sido evaluada por el Comité Revisor y aprobada como requisito parcial para obtener el grado de:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN RECURSOS NATURALES
Y MEDIO AMBIENTE EN ZONAS ÁRIDAS**

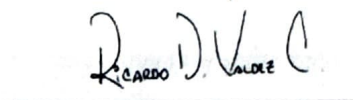
COMITÉ REVISOR

Dr. Ricardo Trejo Calzada



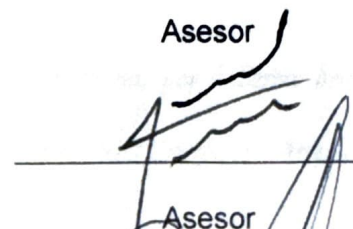
Director

Dr. Ricardo David Valdez Cepeda



Asesor

Dr. Jesús Guadalupe Arreola Ávila



Asesor

Dr. Aurelio Pedroza Sandoval



Asesor

Bermejillo, Durango. Diciembre de 2009

DEDICATORIAS

A mis padres:

Estoy finalizando una etapa más de mi vida, agradezco la confianza que han depositado en mí, el apoyo al compartir logros y tropiezos sin pedir nada a cambio y el esfuerzo que han realizado durante toda mi vida, para que pudiera alcanzar otra más de mis metas en este momento.

Gracias a Dios y a ustedes ahora soy lo que soy y puedo continuar adelante por la vida.

A mis Hermanos:

Adriana Selene Landeros Márquez y Alan Omar Landeros Márquez por todo su cariño y confianza.

Al Amor de mi Vida:

Olivia García Galindo por todo su amor, cariño, comprensión, apoyo, ayuda y sobre todo por estar conmigo en todo momento, gracias por enseñarme lo que es el verdadero amor.

A mis profesores:

Gracias por todo su apoyo, compromiso y sobre todo por creer en mí, por haberme brindado la oportunidad de poder continuar con mis estudios.

Dr. Ricardo Trejo Calzada, Dr. Ricardo David Valdez Cepeda, Dr. Jesús Guadalupe Arreola Ávila y Dr. Aurelio Pedroza Sandoval.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), al Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Durango (COCyTED), Fondos Mixtos CONACYT-Durango, al Programa Universitario de Investigación y Servicio en Recursos Bióticos de Zonas Áridas (REBIZA) de la Universidad Autónoma Chapingo y al Proyecto Internacional ALFA-III-ALAS por su apoyo para mis estudios de Maestría en Ciencias y la realización de la presente investigación.

A mis amigos y compañeros de estos dos años de maestría por toda su ayuda.

Al Dr. Ricardo Trejo Calzada por toda su confianza para mi superación personal.

A todos los profesores que a lo largo de estos dos años pusieron su granito de arena y colaboraron para mi formación profesional.

A la Universidad Politécnica de Gómez Palacio, sobre todo al Sr. Rector M.E. Luis de Villa Barrera por su confianza y apoyo incondicional.

A mi amigo Eloy Alejandro Cardiel Burciaga por todo su apoyo, gracias.

CONTENIDO

Índice de Cuadros	vii
Índice de Figuras	viii
RESUMEN	1
SUMMARY	1
I. INTRODUCCIÓN	2
II. OBJETIVOS	8
III. HIPOTESIS	8
IV. REVISIÓN DE LITERATURA	9
4.1 Antecedentes	9
4.2 Metales Pesados en el Ambiente	10
4.3 Efecto de los Metales Pesados en el Suelo	12
4.3.1 Movilización de Metales Pesados en el Suelo	14
4.4 Plomo (Pb)	16
4.4.1 Aplicaciones	16
4.4.2 Efectos en la salud	17
4.4.3 Fuentes de contaminación del suelo	18
4.4.4 Reglamentación	20
4.4.5 Fuentes de Contaminación de Pb en México	20
4.5 Fitorremediación	22
4.5.1 Fitoextracción	24
4.5.2 Fitoestabilización	25
4.5.3 Rizofiltración	26
4.5.4 Fitovolatilización	26
4.6 Plantas Hiperacumuladoras de Metales Pesados	26
4.7 Acacia farnesiana (Huizache)	28
4.7.1 Hábitat	29
4.7.2 Clima	29
4.7.3 Suelos y Topografía	30
4.7.4 Ciclo vital	30
4.7.5 Producción de Semillas y su Diseminación	31
V. MATERIALES Y MÉTODOS	33
5.1 Ubicación	33
5.2 Desarrollo del estudio	33
5.3 Colecta y siembra de semilla	34
5.4 Colecta y análisis de la muestra de suelo	35
5.5 Análisis de metales pesados de la muestras de suelo	36
5.6 Análisis de plomo total	37
5.7 Análisis de cadmio total	37
5.8 Diseño experimental	37

5.9 Colecta de muestras vegetal	39
5.10 Variables evaluadas	40
5.11 Preparación de muestras vegetales para análisis de Pb.....	40
5.12 Medición de tasa fotosintética	41
5.13 Crecimiento	41
5.14 Análisis estadístico	41
5.15 Modelo estadístico.....	42
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	43
6.1 Germinación de semilla	43
6.2 Pb y Cd total en el sustrato	43
6.3 Tasa fotosintética	45
6.4 Materia seca en huizache.....	47
6.4.1 Materia seca en raíz	49
6.4.3 Materia seca en tallo.....	51
6.5 Acumulación de Pb en huizache	53
6.5.1 Pb en raíz de Huizache.....	54
6.5.2 Pb en hoja de Huizache.....	55
6.5.3 Pb en Tallo de Huizache	56
6.6 Coeficiente de Correlación de Pearson	58
6.7 Tasa relativa de crecimiento (TRC)	59
VII. CONCLUSIONES	63
IX. LITERATURA CITADA	65

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes contaminantes en el suelo.....	13
Cuadro 2. (a, b y c). Algunas características físicas y químicas del sustrato utilizado en este estudio.....	44
Cuadro 3. Tratamientos de la combinación de tres concentraciones de Plomo y cuatro dosis de fertilización nitrogenada en plantas de <i>Acacia farnesiana</i>	39
Cuadro 4. Medias de tasa fotosintética de huizache en los diferentes tratamientos.....	46
Cuadro 5. Medias de materia seca producida en los diferentes órganos de la planta huizache sometidas a diferentes dosis de fertilización nitrogenada y concentraciones de plomo.....	48
Cuadro 6. Medias de acumulación de Pb en los diferentes órganos de la planta huizache sometidas a diferentes dosis de fertilización nitrogenada y concentraciones de plomo.....	53
Cuadro 7. Análisis del factor dosis de nitrógeno y su efecto en la acumulación de Pb en hoja.....	55
Cuadro 8. Análisis de correlación de Pearson entre diferentes variables de crecimiento de planta y concentración de plomo en Huizache.....	59
Cuadro 9. Tasa relativa de crecimiento (TRC) para altura ($\text{cm cm}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) en plantas de huizache ($n= 4$) crecidas en diferentes concentraciones de plomo en el sustrato durante 151 días.....	62

Índice de Figuras

Figura 1. Procesos implicados en la fitorremediación de suelos contaminados (Adaptado de Wenzel <i>et al</i> , 1999).....	24
Figura 2. Ciclo fenológico del huizache <i>Acacia farnesiana</i> . Fuente: Parrotta, John A. 1992.....	31
Figura 3. Localización Geográfica del Municipio de Mapimí, Durango. Fuente: Tomado de Hernández, 2004.....	33
Figura 4. Plántulas de huizaches en vasos antes del trasplante con tres meses de edad.....	34
Figura 5. Unidades experimentales en bloques completos y aleatorizados.	38
Figura 6. Tasa fotosintética (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.	46
Figura 7. Principales factores y su efecto en la interacción entre la dosis de N (0, 100, 300 y 500 ppm) y concentración de plomo (0, 250 y 500 ppm de Pb) en la fotosíntesis del huizache.....	47
Figura 8. Materia seca en raíz (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.	49
Figura 9. Materia seca en hoja (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.	51
Figura 10. Materia seca en tallo (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.	52
Figura 11. Acumulación de plomo en raíz (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.....	54
Figura 12. Acumulación de plomo en hoja (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.....	56

Figura 13. Acumulación de plomo en tallo (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.....	57
Figura 14. Tasa relativa de crecimiento (TRC) en altura ($\text{cm cm}^{-1} \text{ día}^{-1}$) de plantas de huizache sometidas a diferentes concentraciones de plomo y nitrógeno en el sustrato.....	61

**Fertilización nitrogenada y fitoextracción
de plomo por huizache (*Acacia
farnesiana*) en suelos contaminados**

RESUMEN

El plomo (Pb) es un metal que se considera contaminante ecotoxicológico. Una alternativa para tratar la contaminación con plomo es la fitorremediación que ofrece nuevas posibilidades para acelerar la degradación de los contaminantes encontrados en suelos. Este estudio se llevó a cabo *ex situ*, en las instalaciones de la Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas de la Universidad Autónoma Chapingo en Bermejillo, Durango. Árboles jóvenes de Huizache (*Acacia farnesiana* L. Will.) (n=48), de 8 semanas de edad fueron colocados en macetas plásticas con 7 kg de suelo, al cual se le agregó la combinación de tres concentraciones de plomo (0, 250 y 500 ppm) y cuatro dosis de nitrógeno (0, 100, 300 y 500 ppm). A los tres meses de aplicados los tratamientos las plantas de (*Acacia farnesiana* L. Will) fueron analizadas para metales pesados. Los resultados muestran que el Huizache es altamente resistente a las altas concentraciones de Pb, las dosis de nitrógeno y las concentraciones de plomo por separado no produjeron diferencias significativas en la tasa fotosintética de las plantas de huizache, sin embargo, la interacción entre esos dos factores fue altamente significativa (P=0.0074), encontrándose que la mayor acumulación de plomo fue en la parte aérea con una media de 352.34 ppm de acumulación de Pb en planta total. La aplicación de fertilizante nitrogenado no provocó diferencias significativas en la fitoextracción de plomo por las plantas de huizache.

Palabras clave: Contaminación, Pb, Fitoextracción, *Acacia farnesiana*.

**Nitrogen fertilization and phytoextraction
of lead by huizache (*Acacia farnesiana*)
in contaminated soils**

SUMMARY

Lead (Pb) is an ecotoxicological pollutant. An alternative to deal with pollution of lead is phytoremediation, which offers new possibilities for accelerating the degradation of pollutants found in soil. The aim of this study was to assess the metal-extraction capacity of Huizache (*Acacia farnesiana*) as an alternative for remediation of lead (Pb)-contaminated soils. The study was carried out at the Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas of Universidad Autónoma Chapingo at Bermejillo, Durango. Huizache (*Acacia farnesiana* L. Will) plantlets (n=48) 8 weeks old were transplanted into pots with 7 kg of soil. A combination of three concentrations of lead (0, 250, 500 ppm), and four doses of nitrogen (0, 100, 300 y 500 ppm) was applied in a randomized block design with four replications. Photosynthesis rate, relative growth rate (TRC) were evaluated periodically. Samples of leaf, stem and root of the plants were taken and prepared for analysis of content of lead by atomic absorption spectrometry. There was a significant interaction (P = 0.0074) among nitrogen fertilization and soil lead concentration. It was found that *A. farnesiana* stored more lead in the aerial part, that in the root. The mean concentration of lead in whole plant was 352.34 ppm. Moreover, nitrogen did not cause significant differences in lead accumulation in leaves, roots or shoots. Photosynthesis rate was not significantly different on any of the treatments.

Key words: Pollution, Lead, Phytoextraction, *Acacia farnesiana*.

Oscar Landeros Márquez¹ y Ricardo Trejo Calzada²

¹Tesista

²Director

I. INTRODUCCIÓN

Los problemas de contaminación de suelos con metales pesados han sido ampliamente estudiados y se han desarrollado diferentes tecnologías para eliminar o reducir esos problemas (Miteva *et al.*, 2001). La fitorremediación se ha estado desarrollando como una forma de solucionar la contaminación de sitios contaminados con metales pesados. La fitorremediación de metales pesados es una tecnología económica basada en el uso de plantas acumuladoras de metales para removerlos del suelo (Raskin *et al.*, 1997; Lasat, 2002).

Asimismo, se emplean enmiendas al suelo y otras técnicas agronómicas para eliminar, retener o disminuir la toxicidad de los contaminantes del suelo (Chaney *et al.*, 1997). Estas tecnologías reúnen gran número de ventajas, sobre todo limpieza y economía; aunque dan resultado sólo a mediano y largo plazo ya que requieren varios ciclos. Una de estas tecnologías es la fitoextracción, que se basa en la absorción de los contaminantes del suelo por las plantas. Dentro de ella se han empleado dos estrategias básicas:

A) Fitoextracción continua, perdurable a largo plazo, la cual se lleva a cabo por plantas hiperacumuladoras capaces de acumular en parte aérea concentraciones muy altas de metales (Salt *et al.*, 1998).

B) Fitoextracción inducida, se debe a la adición al suelo de un complejante que incremente la solubilidad del contaminante en cuestión, elevando drásticamente su concentración en la disolución del suelo y por tanto su biodisponibilidad, lo

que favorece la toma del metal por la raíz. Lo anterior permite emplear especies vegetales acumuladoras, aunque no hiperacumuladoras, con alta biomasa (Huang *et al.*, 1997).

El desarrollo reciente de tecnología de fitorremediación marca un progreso significativo en este campo, lo cual permite el empleo de plantas para quitar agentes contaminantes o hacerlos inocuos (Salt *et al.*, 1998), concibiendo a la planta como mecanismo constitutivos y/o adaptables para la acumulación y la tolerancia en la rizósfera, exportando los metales y limpiando el suelo (Khan *et al.*, 2000). Según Meagher (2000), la fitorremediación es ampliamente considerada como una alternativa a bajo precio y responsable ecológicamente, comparada con los métodos caros físicos y/o químicos que actualmente se desarrollan. La fitoextracción de metales pesados ha surgido como una nueva promesa rentable y alternativa a los métodos de descontaminación convencionales a base de ingeniería (Salt *et al.*, 1995).

Las investigaciones recientes han mostrado que una práctica común es el uso de fertilizantes (Epstein, 1999; Huang *et al.*, 1997). Estos fertilizantes sobre todo inorgánicos son considerados como aditivos del suelo que proveen nutrientes necesarios para plantas de alto rendimiento y para acidificar el suelo para una mayor biodisponibilidad (Lasat, 2000), favorece la fitorremediación, y se mantienen las propiedades biológicas y la estructura física de suelo, su fertilidad y la diversidad biológica puede ser mejorada (Cunningham *et al.*, 1995; Watanabe, 1997). Se ha demostrado que la adición de fertilizantes al suelo

puede provocar un incremento en la fitoextracción de metales pesados por plantas acumuladoras; por ejemplo, la urea incrementa el cadmio intercambiable y soluble en agua del suelo, probablemente a través de la acidificación (Brown *et al.*, 2003).

El ión amonio puede provocar la desorción de metales pesados de los sitios de intercambio o de los coloides del suelo mediante intercambio de iones y así facilitar la absorción por la plantas (Lorenz *et al.*, 1994). El impacto ambiental de los contaminantes metálicos en suelos y sedimentos es estrictamente dependiente de la capacidad de complejamiento de éstos con componentes del medio ambiente y su respuesta a las condiciones fisicoquímicas y biológicas de su entorno (McGowen *et al.*, 2001).

Es evidente que se requieren medidas que reduzcan o eliminen el plomo del suelo y que permitan hacer una adecuada deposición de estos contaminantes. Una alternativa para la extracción de plomo del suelo es el uso de plantas; sin embargo, esta debe ser auxiliada con medidas de manejo agronómico (Cunningham y Ow, 1996) y la aplicación de fertilizantes y/o agentes quelantes (Vassil *et al.*, 1998) para hacer más eficiente el proceso, dado que en forma natural el plomo no se encuentran bioasimilables en el suelo (Lasat, 2002).

Un gran número de estudios se han llevado a cabo para identificar los efectos de los metales pesados en plantas cultivadas y en algunas especies consideradas como hiperacumuladoras. Sin embargo, pocos esfuerzos se han

dedicado a la evaluación de los efectos de los metales pesados en poblaciones vegetales nativas y sus efectos colaterales en los ecosistemas y la diversidad genética y biológica.

A pesar del gran potencial de la fitorremediación y los muchos experimentos realizados para establecer una adecuada metodología, el empleo de plantas para la descontaminación de suelo está todavía en la fase de desarrollo. Como ha sido afirmado por Van Der Lelie *et al.* (2006), todavía hay una necesidad urgente de la investigación que apunte fundamentalmente al conocimiento de mecanismos implicados en el suelo y la compartimentalización de los metales en las planta, así como proyectos de demostración para optimizar los procesos de fitorremediación y convencer a tomadores de decisión y al público sobre las ventajas de la técnica.

El problema principal de esta tecnología se relaciona con la baja biomasa y la bajas penetración de las raíces en las plantas hiperacumuladoras a las profundidades del suelo (Khan *et al.*, 2000). En general, se conoce poco sobre el impacto de las diferentes prácticas de fitorremediación.

La contaminación por metales pesados en los suelos es uno de los problemas más serios de contaminación ambiental, ya que éstos pueden ser absorbidos por las plantas y parte de ellos traslocados a los animales y las personas en la cadena alimenticia provocando intoxicaciones (Sauerbeck, 1982).

Se sabe que muchas personas están siendo envenenadas lentamente porque sus cuerpos han absorbido demasiado plomo. García Vargas (2001) encontró una media de plomo en sangre de 27.6 mg/dL (1.33 mmol/L) en niños de la Comarca Lagunera entre 6-9 años de edad, aunque al principio, el envenenamiento por plomo pueda no presentar síntomas, con el tiempo éstos pueden causar daños en el cerebro, la sangre, el sistema nervioso, los riñones y el sistema reproductivo. Estos daños pueden manifestarse y causar serios problemas como pérdida de memoria, cansancio o fatiga, problemas emocionales, falla en los riñones, coma o la muerte. La NOM-199-SSA1-2000 establece que los límites máximos permisibles para plomo en sangre son de 0.0483 mmol de plomo/L de sangre y el valor de criterio para la concentración de plomo en sangre en niños, mujeres embarazadas y en periodo de lactancia es de 10 mg/dl, y para el resto de la población expuesta no ocupacionalmente es de 25 mg/dl.

Los niños pequeños son más susceptibles a ser afectados por el plomo. Las personas expuestas al plomo pueden contaminarlos cuando llevan polvo de plomo a la casa, por medio de sus ropas contaminadas.

En la región Lagunera se han identificado y reportado áreas con altas concentraciones de plomo en el suelo y aire y se han establecido algunas medidas para tratar de abatir la contaminación. Sin embargo, poco se ha explorado la alternativa de emplear especies vegetales nativas en la

remediación de los suelos y la reducción de los riesgos de que los metales pesados contaminantes sean accesibles a la población humana.

La presencia de metales pesados, y particularmente la de plomo, genera un grave problema y representa un gran riesgo dado que las condiciones ambientales de la región propician suelos secos y fuertes vientos que generan tolvaneras, las cuales dispersan el suelo y sus contaminantes en toda la región, provocando riesgos de salud en la población humana. El problema en la ciudad de Torreón Coahuila es provocado por el plomo, el cadmio y el arsénico, tres elementos altamente dañinos para los humanos. Sin embargo, los estudios, las denuncias y ahora las acciones que se han realizado en torno a este problema tienen como actor principal al plomo. Esto no significa que el plomo sea el más tóxico de los tres elementos. De hecho, ocurre lo contrario. Pero de los tres es el que ha sido utilizado por la humanidad más ampliamente y, por ende, es el que causa más problemas y más preocupación en todo el mundo. En Bermejillo, Durango se han encontrado concentraciones de plomo de 1700 ppm en suelos aledaños a una planta metalúrgica, abarcando parte del área urbana de la ciudad (Trejo *et al.*, 2007).

II. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad de extracción de plomo del Huizache (*Acacia farnesiana*) como una alternativa de remediación en suelos contaminados.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar los efectos de la adición de la fertilización nitrogenada al suelo sobre la fitoextracción de plomo.
- Evaluar las tasas fotosintéticas sobre el huizache en condiciones de estrés por plomo y en invernadero.

III. HIPOTESIS

La planta de huizache (*Acacia farnesiana*), no tiene capacidad fitoextractora de plomo, ni se modifica dicha capacidad con el suplemento de fertilizantes nitrogenados.

IV. REVISIÓN DE LITERATURA

4.1 Antecedentes

A través de la historia y especialmente desde la Revolución Industrial, los hombres han producido contaminantes muy peligrosos, los cuales han sido gradualmente depositados en el ambiente. Granadillo (1993) expresó que los altos niveles de metales tóxicos no biodegradables, encontrados en sectores urbanos, son el resultado de una actividad antropogénica indiscriminada. En la Antigüedad, el plomo era común y probablemente fue usado primero con propósitos cosméticos y para hacer adornos (Aitcheson, 1960).

La toxicidad del plomo fue conocida por los antiguos egipcios quienes lo usaron como veneno con propósitos homicidas. No solo los romanos y egipcios usaron el plomo sino que también lo hicieron los antiguos griegos. Geólogos franceses han descubierto que la nieve que cayó durante el tiempo de la dominación griega, contenía una inesperada alta concentración de plomo. El monto de plomo precipitado de la atmósfera entre el año 500 A.C. y el 300 D.C. representó un 15% de la contaminación causada en el siglo XX por la gasolina. Hay evidencias del uso del plomo en China y en México pre-colombino (Emsley, 1994).

En tiempos más Recientes, el desarrollo de procesos industriales usando plomo ha sido extraordinario y, a pesar de las evidencias de envenenamientos, todavía

está siendo usado en el ámbito mundial. El uso del plomo se ha incrementado considerablemente en este siglo XXI. Es importante valorar el efecto que esta desproporcionada movilización del metal está teniendo en sus niveles ambientales. A pesar de las medidas tomadas para evitar o controlar la polución con plomo, los seres humanos siempre han estado expuestos al plomo, pero los records de envenenamiento se han incrementado sustancialmente en decenios recientes como un producto de la industrialización. En consecuencia, se tiene la necesidad de reducir significativamente el contaminante del ambiente y controlar la exposición de los seres humanos a su toxicidad. La contaminación del ambiente es perversa en las sociedades industrializadas (Aranguren, 1999).

4.2 Metales Pesados en el Ambiente

Los metales pesados contribuyen fuertemente a la contaminación ambiental. La cantidad de metales disponibles en el suelo está en función del pH, el contenido de arcillas, contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y otras propiedades que las hacen únicas en términos de manejo de la contaminación (Sauve *et al.*, 2000). Además, son definidos como elementos con propiedades metálicas (conductibilidad, ductilidad, etc.), número atómico mayor de 20, y cuya densidad es mayor a los 5 g cm⁻³. Se consideran metales pesados el plomo, cadmio, cromo, mercurio, zinc, cobre, plata y arsénico y constituyen un grupo de gran importancia, ya que algunos son esenciales para las células, pero en altas concentraciones pueden resultar tóxicos para los seres vivos, incluyendo a los humanos, organismos del suelo, plantas y animales (Spain, 2003).

Estos contaminantes pueden alcanzar niveles de concentración que provocan efectos negativos en las propiedades físicas, químicas y biológicas como: reducción del contenido de materia orgánica, disminución de nutrientes, variación del pH generando suelos ácidos, amplias fluctuaciones en la temperatura, efectos adversos en el número, diversidad y actividad en los microorganismos de la rizósfera, dificultan el crecimiento de una cubierta vegetal protectora favoreciendo la aridez, erosión del suelo y la dispersión de los contaminantes hacia zonas y acuíferos adyacentes y, como consecuencia, aumentan la vulnerabilidad de la planta al ataque por insectos, plagas y enfermedades, afectando su desarrollo (Zhang *et al.*, 2000).

Las principales fuentes de metales pesados son fenómenos naturales, como desgastes de cerros, volcanes, que constituyen una fuente relevante de los metales pesados en el suelo. También algunas actividades antropogénicas, como la industria minera, están catalogadas como actividades industriales generadora de metales pesados. En el suelo, los metales pesados están presentes como iones libres, compuestos metálicos solubles, compuestos insolubles como óxidos, carbonatos e hidróxidos (Pineda, 2004).

Dentro de los metales pesados hay dos grupos; a) oligoelementos o micronutrientes: son los requeridos en pequeñas cantidades o cantidades traza por plantas y animales y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral se vuelven tóxicos. En esta categoría se encuentran el As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Fe, Se y Zn; b) Los metales

pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva aparejada disfunciones de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos, el Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, Sn, Tl son parte de este grupo (García y Dorronsoro, 2005).

4.3 Efecto de los Metales Pesados en el Suelo

Cuando el contenido de metales pesados en el suelo alcanza niveles que rebasan los límites máximos permitidos causa efectos inmediatos como inhibición del crecimiento normal, el desarrollo de las plantas y un disturbio funcional en otros componentes del ambiente, así como la disminución de las poblaciones microbianas del suelo. El término que se usa o se emplea es “polución de suelos” (Martín, 2000).

En el suelo, los metales pesados están presentes como iones libres, compuestos metálicos solubles, compuestos insolubles como óxidos, carbonatos e hidróxidos. Su acción directa sobre los seres vivos ocurre a través del bloqueo de las actividades biológicas, es decir, la inactivación enzimática por la formación de enlaces entre el metal y los grupos –SH (sulfhidrilos) de las proteínas, causando daños irreversibles en los diferentes organismos.

La contaminación en suelos por metales pesados (Cuadro 1) ocurre cuando estos son irrigados con aguas procedentes de desechos de minas, aguas

residuales contaminadas de parques industriales y municipales y filtraciones de presas de jales (Wang *et al.*, 1992).

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes contaminantes en el suelo.

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

NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

El pH es un factor esencial para que la mayoría de los metales tiendan a estar más disponibles en un pH ácido, excepto As, Mo, Se y Cr, los cuales tienden a estar más disponibles en pH alcalino. Es una variable importante para definir la movilidad del catión, debido a que en medios con pH moderadamente alto se produce la precipitación como hidróxidos. En medios muy alcalinos, pueden nuevamente pasar a la solución como hidroxicomplejos. La adsorción de los metales pesados está fuertemente condicionada por el pH del suelo y, por tanto, también la biodisponibilidad de sus compuestos (Alloway, 1995).

La materia orgánica puede adsorber fuertemente a algunos metales, como el Cu, que pueden quedar en forma no disponible por las plantas, motivo por el

cual algunas plantas, crecidas en suelos ricos en materia orgánica, presentan carencia de elementos como el Cu, Pb y Zn. Eso no significa que los suelos no estén contaminados ya que las poblaciones microbianas se reducen notablemente. La textura favorece la entrada e infiltración de la contaminación de metales pesados en el suelo: por ejemplo, la arcilla tiende a adsorber a los metales pesados, que quedan retenidos en sus posiciones de cambio; por el contrario, los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los metales pesados, los cuales pasan rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los niveles freáticos (Pineda, 2004).

4.3.1 Movilización de Metales Pesados en el Suelo

La contaminación del suelo por metales pesados está fundamentalmente relacionada con diferentes tipos de actividades humanas. Una vez en el suelo, éstos pueden quedar retenidos en el mismo pero también pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos (Pagnanelli *et al.*, 2004). Los metales pesados adicionados a los suelos se redistribuyen y reparten lentamente entre los componentes de la fase sólida. Dicha redistribución se caracteriza por una rápida retención inicial y posteriores reacciones lentas, dependiendo de las especies del metal, propiedades del suelo, nivel de introducción y tiempo (Han *et al.*, 2003).

La movilidad relativa de los elementos traza en suelos es de suma importancia en cuanto a su disponibilidad y su potencial para lixiviarse de los perfiles del

suelo al agua subterránea y difiere de si su origen es natural o antrópico y, dentro de este último, al tipo de fuente antrópica (Burt *et al.*, 2003).

Los factores que influyen en la movilización de metales pesados en el suelo son: Características del suelo: pH, potencial redox, composición iónica de la solución del suelo, capacidad de cambio, presencia de carbonatos, materia orgánica, textura; naturaleza de la contaminación: origen de los metales, forma de deposición y condiciones medioambientales: acidificación, cambios en las condiciones redox, variación de temperatura y humedad (Sauquillo *et al.*, 2003).

En general, los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías: 1) quedan retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la fase acuosa del suelo, 2) ocupando sitios de intercambio o específicamente adsorbidos sobre constituyentes inorgánicos del suelo, 3) asociados con la materia orgánica del suelo y/o precipitados como sólidos puros o mixtos; 4) pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas; pasan a la atmósfera por volatilización y se movilizan a las aguas superficiales o subterráneas (García y Dorronsoro, 2005).

Para elucidar el comportamiento de los metales pesados en los suelos y prevenir riesgos tóxicos potenciales, se requiere la evaluación de la disponibilidad y movilidad de los mismos (Banat *et al.*, 2005). La toxicidad de los metales depende no sólo de su concentración, sino también de su movilidad y reactividad con otros componentes del ecosistema (Abollino *et al.*, 2005).

4.4 Plomo (Pb)

Se ubica en el grupo IVA (metales) en la tabla periódica de los elementos. El Pb es un metal gris azulado que se presenta en forma natural y en pequeñas cantidades (0.002%) en la corteza terrestre. Este elemento, es generalmente obtenido de la galena (PbS), la anglesita (PbSO₄) y la cerusita (PbCO₃). El Pb es tóxico para el sistema nervioso y se asocia con la depresión de muchas funciones endócrinas, aunque no hay evidencia de efectos teratogénicos o carcinogénicos.

El uso más amplio del Pb elemental es para la fabricación de acumuladores; también es usado para la fabricación de tetra-etilo de plomo, pinturas, cerámicas, forros para cables, elementos de construcción, vidrios especiales, pigmentos, soldadura suave y municiones (Abollino *et al.*, 2005).

El Pb, en el suelo, se encuentra principalmente en forma de Pb⁺². También es conocido su estado de oxidación ⁺⁴. Algunos de los compuestos insolubles son Pb (OH)₂, PbCO₃, PbS y PbSO₄. La velocidad de oxidación depende de factores como la humedad, la temperatura, el pH, el potencial redox, la cantidad de materia orgánica o la roturación de los suelos (Guitart *et al.*, 2005).

4.4.1 Aplicaciones

El plomo es un producto muy importante en la industria moderna. Esta importancia se debe a propiedades como: bajo punto de fusión, alta densidad, baja dureza y resistencia a ácidos (Hatre *et al.*, 2001).

Los principales usos de este metal y sus compuestos son: en baterías, tetraetilo de plomo (en gasolinas), pigmentos, cerámica, plásticos, municiones, soldaduras, circuitos electrónicos, cubiertas de cables y equipo militar. Además, su uso para atenuar ondas de sonido, radiación atómica y vibraciones mecánicas, va en aumento. En estas últimas aplicaciones, se aprovecha la suavidad y densidad alta del plomo para formar aleaciones que son las que realmente se usan (Marqués, 1999; Valdés y Cabrera 1999).

4.4.2 Efectos en la salud

Cuando el plomo es ingerido, inhalado o absorbido por la piel resulta ser altamente tóxico para los seres vivos en general y para los humanos en particular (Wagner, 1996; Nastoff y Rush, 2000).

El plomo llega a afectar el sistema nervioso, la producción de células de la sangre, los riñones, el sistema reproductivo y la conducta. Si los niveles a los que se está expuesto cotidianamente son altos, se puede llegar a afectar los sistemas nervioso y sanguíneo. En caso de que la exposición sea aguda, los síntomas por intoxicación por este metal son muy vagos y poco específicos, por lo que se pueden confundir fácilmente a otras enfermedades. Los síntomas que se pueden presentar incluyen palidez, vomito, dolor abdominal, estreñimiento, apatía, estupor, falta de apetito, irritabilidad y falta de coordinación muscular. Los riesgos por intoxicación con plomo aumentan en niños y mujeres embarazadas. En el caso de los niños, éstos están más expuestos ya que potencialmente pueden ingerir más partículas de plomo por kilogramo de masa

corporal y los efectos nocivos inician cuando los niveles de plomo en la sangre aun son bajos; en el caso de las mujeres embarazadas, el plomo puede llegar a cruzar la placenta y dañar el desarrollo del sistema nervioso del feto, además de que este metal puede llegar a inducir abortos (Medina y Vallejo, 2001).

La eliminación del plomo se efectúa por la orina, las secreciones gastrointestinales y otras vías como el sudor. Cuando la cantidad de plomo absorbida supera a la eliminada se produce acumulación de plomo en hígado, riñones, músculos y cerebro, pero de forma más clara en el tejido óseo (huesos y dientes). Después de un cierto tiempo de exposición, afecta principalmente a los sistemas endócrino, cardiovascular, respiratorio, inmunológico, neurológico, reproductor y gastrointestinal (Henry, 2000)

4.4.3 Fuentes de contaminación del suelo

La amplia utilización de este metal, la inexistencia de un proceso de eliminación natural y su elevada vida media hacen que se acumule en los ecosistemas (Marqués, 1999).

En las áreas rurales y remotas, el plomo presente en el suelo proviene principalmente de fuentes minerales; el plomo tiende a acumularse en los suelos en donde permanece inmóvil durante largo tiempo. Las estimaciones de las contribuciones antropogénicas a la contaminación por plomo del suelo a nivel mundial para 1983, señalan un total de entre 479 mil y 1,113 millones de toneladas anuales, como resultado de actividades industriales, urbanas y

agrícolas. La concentración más alta de plomo generalmente se localiza la superficie del suelo entre 1 y 5 cm de profundidad (Marqués, 1999).

Destacan como fuentes importantes de plomo el depósito de las partículas suspendidas en el aire, la disposición de productos comerciales, cenizas de las plantas carboeléctricas y los desechos urbanos. A ello se suma la contribución de la minería y de las empresas fundidoras de minerales conteniendo plomo. La contaminación del suelo es particularmente alta a los lados de las carreteras por donde circulan vehículos que consumen gasolina con plomo. También puede ser fuente de contaminación de los suelos el depósito de los lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales con un fuerte contenido de descargas industriales de plomo (Xiong, 1997; Pitchel y Kuroiwa, 2000).

La biodisponibilidad del plomo en los suelos depende de la composición de estos, de su acidez, de las especies de plomo presentes en ellos y de otros factores. Se sabe que las plantas pueden incorporarlo a su organismo, al igual que el ganado que ingiere suelos contaminados junto con la hierba. El polvo, sobre todo el que se introduce a los hogares en las áreas de intenso tráfico vehicular o cercanas a fuentes fijas emisoras, puede contener plomo. También la pintura con plomo utilizada intramuros que se descascara puede contribuir a la contaminación intradomiciliaria por este metal y a la exposición humana (Valdés y Cabrera, 1999; Medina y Vallejo, 2001). De acuerdo a la normatividad mexicana el suelo se considera normal cuando contiene 35 mg kg^{-1} de Pb y se denomina peligroso cuando alcanza $100\text{-}300 \text{ mg kg}^{-1}$ de Pb.

4.4.4 Reglamentación

El plomo es uno de los seis contaminantes que mas normas tiene por la Environmental Protection Agency (EPA); ésta regula la emisión de plomo al aire y agua. La Comisión de Seguridad en los Productos de Consumo prohibió los juguetes y otros artículos para niños, así como muebles con pinturas las cuales no deben exceder el 0.06% de plomo. La FDA se encuentra estudiando diferentes métodos para disminuir el contenido de plomo en los alimentos (Hatre *et al.*, 2001). De acuerdo a la NOM-010-STPS-1999 el límite de plomo máximo permisible del aire $1.1\mu\text{g m}^{-3}$, agua 0.025mg L^{-1} , suelo 250 mg kg^{-1} .

4.4.5 Fuentes de Contaminación de Pb en México

Este elemento es una de las bases de la civilización tecnológica, ya que infinidad de industrias lo utilizan como materia prima o como componente básico de sus productos. Su intenso uso se debe a una serie de propiedades que lo hacen poco menos que imprescindible en algún tipo de industrias. Entre estas propiedades las más importantes son: densidad elevada, punto de fusión bajo, inercia química entre los ácidos, ductilidad, muchas de sus sales son corrosivas y algunas de sus sales son fuertemente tóxicas. La contaminación natural por plomo es pequeña. La contaminación artificial, es decir aquella procedente de la actividad humana es grande.

Dos son las principales fuentes: a) emisiones industriales (fundiciones de hierro, zinc, cobre, y plomo; fábricas de pinturas, cerámicas, cristalería, pólvoras y

explosivos; combustión del carbón etc.) y b) emisiones producidas por los vehículos. Actualmente se está restringiendo el contenido de plomo de las gasolinas, para reducir así las emisiones a la atmósfera (Seoáñez, 1999).

La industria minera es otra fuente importante de contaminación. En México ha generado por décadas una gran cantidad de desechos y sitios contaminados a lo largo de todo el país. La excavación de minas, la remoción de minerales y el proceso y la extracción de metales puede causar daños ambientales y, en casos extremos, destruir el ecosistema; por ejemplo, se pueden dañar tierras de cultivo, favorecer la erosión y contaminar cuerpos de agua con sales solubles de elementos potencialmente tóxicos (EPT), como As, Se, Pb, Cd y óxidos de S, entre otros. Asimismo, el material subterráneo puede generar volúmenes de residuos hasta ocho veces superiores al original (Volke *et al.*, 2005).

El envenenamiento por metales pesados se debe al funcionamiento de la cuarta fundidora más importante del mundo, propiedad una planta industrial de la Compañía Met Mex Peñoles S.A de C.V, situada en el centro de la ciudad de Torreón, Coahuila. En otros lugares puede presentarse la contaminación por plomo pero las fuentes emisoras pueden ser distintas (Valdés, 1999).

Además de las emisiones, hay un problema muy grave con las escorias de los procesos de esta planta; desde el inicio de sus actividades éstas se han ido acumulando en un montículo conocido localmente como “el cerro negro”. Dicha empresa es la responsable de emitir altos índices de agentes contaminantes y

que a la fecha sigue generando elevados niveles de plomo y cadmio entre otros contaminantes dañinos para el medio ambiente y para la salud de adultos y menores, como parte de los procesos industriales y metalúrgicos que en esa empresa se desarrollan. Por lo anterior, es necesario que la intoxicación que se hace patente en el Municipio de Torreón es grave provocando, en menores de edad, graves e irreversibles daños a su sistema nervioso central y periférico, pues se sabe que el plomo como principal causa de intoxicación en Torreón se absorbe por ingestión o por inhalación. El plomo en la sangre y niveles altos de plomo se puede provocar encefalopatía e, incluso, la muerte.

Los valores aceptables de plomo en la sangre, aire y suelo son elevados y sobrepasan los valores permisibles en normas internacionales. Estas son tan solo algunas de las graves consecuencias que se generan por las altas emisiones de contaminantes en el municipio de Torreón, por lo que la preocupación es eminente frente a los irreversibles daños ambientales (Cervantes, 2000).

4.5 Fitorremediación

El concepto de usar plantas para limpiar suelos contaminados no es nuevo. Desde hace 300 años, las plantas fueron propuestas para el uso en el tratamiento de aguas residuales. En Rusia, en los años del decenio de 1970 se realizaron investigaciones utilizando plantas para recuperar suelos contaminados con radionucleótidos. Existen reportes sobre el empleo de plantas acuáticas en aguas contaminadas con plomo, cobre, cadmio, hierro y

mercurio. La remediación de la acumulación de metales pesados en suelos utilizando plantas es también ampliamente reconocida (Ernst, 2000).

La fitorremediación es el uso de plantas para recuperar suelos contaminados, es una tecnología *in situ* no destructiva y de bajo costo y está basada en la estimulación de microorganismos degradadores (Merkl *et al.*, 2004). Consiste en el uso de plantas, sus microorganismos o enzimas asociadas, así como de la aplicación de técnicas agronómicas para degradar, retener o reducir a niveles inofensivos los contaminantes ambientales a través de procesos que logran recuperar la matriz o estabilizar al contaminante. Dentro de las técnicas de restauración de suelos afectados por la contaminación, la fitorremediación ha adquirido auge por ser un procedimiento pasivo, estéticamente agradable, útil para remediar simultáneamente una gran variedad de contaminantes (Frick *et al.*, 1999).

En estudios recientes se ha demostrado que la fitorremediación es una solución prometedora para la limpieza de sitios contaminados por una variedad de metales, aunque también tiene una serie de limitaciones (Singh *et al.*, 2003). Además, es un proceso de descontaminación que involucra el empleo de plantas que pueden remover, transferir, estabilizar, descomponer y/o degradar contaminantes de suelo, sedimentos y agua, como solventes, plaguicidas, hidrocarburos poliaromáticos, metales pesados, explosivos, elementos radiactivos, fertilizantes, para hacerlos más biodisponibles para la planta (McGrath *et al.*, 2001). La fitorremediación aplicada a suelos contaminados con

elementos o compuestos inorgánicos, incluye, básicamente, tres mecanismos: la fitoextracción o fitoacumulación, la fitoestabilización y la fitovolatilización (Figura 1) (Singh *et al.*, 2003., Prasad y Freitas, 2003).

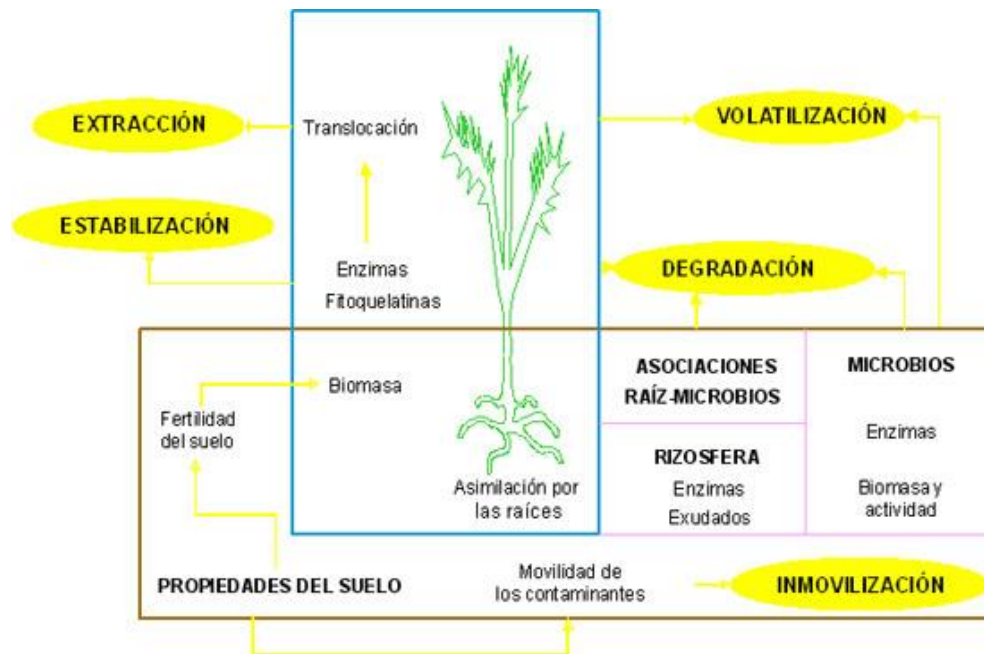


Figura 1. Procesos implicados en la fitorremediación de suelos contaminados (adaptado de Wenzel *et al.*, 1999).

4.5.1 Fitoextracción

La fitoextracción debe considerarse como una tecnología de largo plazo. Puede requerir de varios ciclos de cultivo para reducir la concentración de los contaminantes a niveles aceptables. El tiempo requerido depende de la concentración y tipo de contaminante(s), de la duración del periodo de crecimiento y de la eficiencia de remoción de la especie utilizada y puede tomar entre uno y 20 años (Prasad y Freitas, 2003).

Esta técnica se encuentra todavía en su etapa inicial de investigación y de desarrollo. El número de pruebas de campo realizadas hasta la fecha es pequeña (Brown *et al.*, 2003), y está surgiendo como un método de rehabilitación atractivo debido a su simplicidad. Además, su costo es relativamente bajo.

Entre las metodologías de limpieza para suelos contaminados por metales pesados, la técnica de fitoextracción a través de los tejidos de las plantas, presenta ventajas ecológicas y económicas. Esta opción de limpieza depende, principalmente, de las condiciones del suelo y de la planta acumuladora (Pulfort, 1993). Para mejorar el proceso de fitoextracción, la biodisponibilidad del contaminante hacia las raíces puede facilitarse a través de la adición de agentes acidificantes, de fertilizantes o quelantes (Prasad y Freitas, 2003).

4.5.2 Fitoestabilización

Es el uso de ciertas plantas para inmovilizar contaminantes en el suelo, sedimentos y lodos a través de su absorción y acumulación en la raíz, adsorción a la raíz o precipitación en la rizósfera. Por medio de este proceso se reduce la movilidad de los contaminantes y previene la migración de los mismos al agua o al aire; además disminuye la biodisponibilidad de los metales para su entrada a la cadena alimenticia. Existen reportes de la aplicación de esta técnica a sitios contaminados con Pb, Cd, As, Cr, Cu, Hg y Zn (Madrid *et al.*, 2003; Wong, 2003).

4.5.3 Rizofiltración

Este proceso se utiliza fundamentalmente para remediar aguas subterráneas, aguas superficiales y aguas residuales. Implica la adsorción, precipitación o absorción de los contaminantes por las raíces de las plantas acuáticas o terrestres. Una vez que se ha desarrollado el sistema radicular, las plantas se aclimatan con agua contaminada y, posteriormente, se plantan en el área designada. Cuando las raíces de las plantas se saturan de contaminantes como Pb, Cd, Cu, Ni, Zn o Cr, se cosechan e incineran para el posterior reciclado de los metales (Dietz y Schnoor, 2001).

4.5.4 Fitovolatilización

Involucra el uso de plantas para absorber a los contaminantes, transformarlos a formas volátiles y por transpiración liberarlos a la atmósfera. La fitovolatilización se aplica generalmente en agua subterránea aunque también puede utilizarse en suelo, sedimentos y lodos contaminados con Se, Hg o As (Dietz y Schnoor, 2001).

4.6 Plantas Hiperacumuladoras de Metales Pesados

Todas las plantas poseen un potencial para absorber una amplia variedad de metales del suelo, pero la mayoría tiende solamente a absorber los esenciales para su supervivencia y desarrollo. Existe una notable excepción de esta regla de un pequeño grupo de plantas que pueden tolerar, absorber y translocar altos niveles de ciertos metales; dichas plantas reciben el nombre de hiperacumuladoras (Chen *et al.*, 2001).

Una definición propone que si una planta contiene más de 0.1% de Ni, Co, Cu, Cr y Pb o 1% del Zn en sus hojas sobre una base del peso seco, ésta puede ser llamada una “hiperacumuladora”, independientemente de la concentración del metal en el suelo (Robinson *et al.*, 2003). Las primeras plantas hiperacumuladoras caracterizadas son miembros de las familias *Brassicaceae* y *Fabaceae*. El gran interés despertado por las plantas hiperacumuladoras, especialmente para destoxificar un ambiente contaminado, obliga también a resolver otros problemas relativos a otras disciplinas, hace hincapié en ello y destaca que, cuando se intensifique la investigación conjunta de diversos campos como botánica, fisiología vegetal, agronomía, química y genética, probablemente se inicie un brillante futuro para la fitorremediación. El entorno de las plantas hiperacumuladoras revela la necesidad de impulsar mayores conocimientos multidisciplinarios que aumenten la rentabilidad y eficacia de dichas plantas: sus aplicaciones son interesantes en muchas áreas, y particularmente importantes en la protección del ambiente (Lasat, 2002).

En las *Asteraceae* se ha reportado por ejemplo tolerancia al plomo en *Sonchus oleraceus* y se le ha propuesto como especie fitoremediadora de ambientes contaminados con plomo (Xiong, 1997). La especie *Thlaspi caurulencens*, en suelos contaminados con zinc y cadmio, logra eliminar más de 8 mg Kg⁻¹ de cadmio y 200 mg Kg⁻¹ de zinc, representando estos valores el 43 y 7 % de estos metales en un suelo agrícola, respectivamente (Lombi *et al.*, 2001).

El girasol (*Helianthus annuus* L.) es la especie que absorbe los metales pesados en mayor cantidad. Acumula más en sus raíces que en sus brotes si se cosecha la biomasa entera de la planta, por lo que se considera una planta hiperacumuladora favorable en la fitoextracción de Cd, Zn, Pb y elementos radiactivos (Christie *et al.*, 2004).

4.7 *Acacia farnesiana* (Huizache)

Acacia farnesiana (L.) Willd., conocido comúnmente como huizache, es una especie de la familia *Leguminosae*, subfamilia *Mimosoideae*. Es un arbusto o árbol pequeño caducifolio y de tallos múltiples caracterizado por una copa esparcida y densa, ramas espinosas y flores fragantes. El huizache es nativo de, probablemente, de la costa del Mediterráneo, aunque se ha naturalizado en muchas partes de los trópicos y subtrópicos del Nuevo y Viejo Mundo en donde ha sido introducido.

Es una especie útil para la reforestación de tierras secas degradadas; se usa también de manera extensa para combustible y para obtener maderos pequeños y, en el sur de Francia, en la industria del perfume. En algunos lugares se le considera como una plaga debido a su habilidad para colonizar pastizales y otros hábitats perturbados (Gilman y Watson, 1993).

4.7.1 Hábitat

4.7.1.1 Área de Distribución Natural y de Naturalización

El huizache se considera nativo del sur de Francia, Italia y otras partes a lo largo de la costa norte del Mediterráneo. Fue introducido al Nuevo Mundo durante los primeros años de la colonización española. Después de su introducción, el huizache fue esparcido por el ganado y por perturbaciones relacionadas al pastoreo, tales como el fuego, la corta de matorrales y el forrajeo. Se ha naturalizado a través de las Indias Occidentales; en el sur de los Estados Unidos, desde California hasta la Florida; México, la América Central; América del Sur hasta Chile y Argentina; y en muchas partes de los trópicos y subtrópicos del Viejo Mundo, incluyendo la India, el Norte de África y Nigeria. Se encuentra presente en todos los continentes (entre las latitudes 30° N. y 40° S.) y es la especie de *Acacia* de distribución más extensa (Avendaño y Garza 2005).

4.7.2 Clima

El huizache por lo general requiere de una precipitación anual promedio de entre 500 y 750 mm para un buen crecimiento, aunque puede sobrevivir en áreas que reciben una precipitación de tan solo 400 mm anuales, con una temporada seca de 4 a 6 meses de duración. En México, el huizache crece en áreas con una precipitación de hasta 900 mm. La especie es resistente a la sequía y a los incendios, a la vez que susceptible a las heladas. El huizache prospera en áreas en donde las temperaturas anuales promedio varían entre 15 y 28 °C, con unas temperaturas promedio de entre 25 y 32 °C durante los

meses más calientes y unas temperaturas promedio de entre 2 y 10 °C durante los meses más helados (Avendaño y Garza 2005).

4.7.3 Suelos y Topografía

En México, el huizache crece sobre una gran variedad de suelos, desde arcillosos pesados hasta arenosos, aunque el mejor crecimiento ocurre en suelos bien drenados. Crece bien en arenosos pobres en nutrientes en bosques secos y se considera como útil para la estabilización del suelo en tierras secas degradadas. El huizache no es muy particular en cuanto al pH del suelo y tolera los suelos salinos.

El árbol crece en rodales naturales a altitudes que van desde el nivel del mar hasta aproximadamente 2,000 msnm en México, y hasta una elevación de 1,000 msnm en la América Central (Gilman y Watson, 1993; Avendaño y Garza 2005).

4.7.4 Ciclo vital

Puede florecer tan temprano como durante el segundo año después de la germinación, siendo capaz de producir vainas durante el tercer año. La temporada de florecencia varía con el clima local; de diciembre a marzo en la América Central, de enero a abril en el noroeste de la India y de septiembre a febrero en el este de la India. Las numerosas flores amarillas forman agregaciones globosas y fragantes, las cuales aparecen solas o en grupos de hasta tres al final de pedúnculos vellosos de 1.8 a 3.6 cm de largo.

Las flores individuales consisten de un cáliz tubular (de 6 mm de largo) con cinco indentaciones, muchos estambres filiformes de 6 mm de largo y un pistilo (de 4-8 mm de largo) con un ovario estrecho y un estilo delgado (Avendaño y Garza, 2005).



Figura 2. Ciclo fenológico del huizache *Acacia farnesiana*. Fuente: Parrotta, John A. 1992.

4.7.5 Producción de Semillas y su Diseminación.

Las semillas son pequeñas, elípticas y ligeramente aplastadas, de 8 mm de largo y de color pardo con una testa dura. Hay aproximadamente de 11,000 a 13,000 semillas por kilogramo.

El ganado es probablemente el principal medio de dispersión en pastizales. Los vertebrados de menor tamaño que consumen semillas, tales como las lagartijas, dispersan las semillas hasta una distancia de 500 m del árbol materno en los bosques caducifolios de la América Central. A menos que sean ingeridas por el ganado, las vainas maduras permanecen adheridas al árbol por varios meses y caen al suelo por lo general sin mostrar dehiscencia. Las semillas se liberan de

las vainas a consecuencia de la pudrición o por el daño por insectos. Las vainas maduras se pueden recolectar de las ramas, secar al aire y aplastar para liberar las semillas (Gilman y Watson, 1993).

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Ubicación

El estudio se llevó a cabo en las instalaciones de la Unidad Regional Universitaria de Zonas áridas de la Universidad Autónoma Chapingo en Bermejillo, Dgo., la cual está ubicada entre los paralelos 24° 30' y 27° 00' latitud norte y entre los meridianos 102° 00' y 104° 40' de longitud oeste, con una precipitación anual promedio de 240 mm (Figura 3).

5.2 Desarrollo del estudio

El experimento se realizó en condiciones de invernadero, para lo cual se utilizó suelo libre de metales pesados colectado en el Ejido la Victoria, Mapimí, Dgo. Una muestra de suelo colectado se usó para realizar el análisis de fertilidad en laboratorio, para tener un punto de referencia y, con base en ello establecer los tratamientos del experimento. La segunda fase fue el establecimiento del experimento en invernadero al colocar semillas para obtener plántula de la especie *Acacia farnesiana* como especie fitorremediadora.



Figura 3. Localización Geográfica del Municipio de Mapimí, Durango. Fuente: Tomado de Hernández, 2004.

5.3 Colecta y siembra de semilla

La colecta de semilla de *Acacia farnesiana* se realizó en el mes de Marzo de 2007. Las semillas se recolectaron de un árbol de Huizache en las instalaciones de Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas (URUZA). Posteriormente, se realizaron pruebas de germinación, para lo cual las semillas fueron sembradas en vasos de poliuretano de un volumen de 250 mL, usando peat moss como sustrato, colocando cinco semillas por vaso y se evaluó el porcentaje de germinación. Las plántulas se regaron cada 3 días con riegos ligeros, hasta los 3 meses después de la siembra cuando se realizó el trasplante (Figura 4).



Figura 4. Plántulas de huizaches en vasos antes del trasplante, con 3 meses de edad.

5.4 Colecta y análisis de la muestra de suelo

La colecta de suelo se realizó en el Ejido La Victoria, Municipio de Mapimí, Dgo. a una distancia de aproximadamente 4 km de la planta Metalúrgica. Para verificar que el suelo se encontraba libre de metales pesados se llevó a cabo un muestreo en una hectárea en donde se colectaron 16 muestras de suelo en el estrato de 0 a 30 cm de profundidad, georreferenciado con GPS (Etrex, GARMIN). Luego se conformó una muestra compuesta de 4 Kg, la cual se secó en papel en laboratorio a medio ambiente por una semana; se colocó una etiqueta con la información de localización, profundidad, muestra, fecha. La muestra seca se homogenizó mediante molido con un rodillo de madera, luego se tomaron sub-muestras de suelo seco, por el método del cuarteo y, posteriormente, se pasó por un tamiz de malla de 2 mm de diámetro, hasta obtener 1 kg de muestra homogenizada para realizar el análisis físico-químico, basado en los principios en la preparación de la muestra de suelo que marca la norma AS-01 NOM-021-RECNAT-2000 y de metales pesados principalmente plomo y cadmio. El suelo tamizado se llevó al laboratorio de agua-suelo-planta para su respectivo análisis de las características físicas:

- Textura (%) (Hidrómetro de Bouyoucus)
- Punto de marchitez permanente (% PMP)
- Capacidad de campo (% CC)
- Punto de saturación (% PS)

Las características químicas evaluadas fueron:

- pH (Potenciómetro)
- Capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Extracción con Acetato de amonio a pH 7 y cationes cuantificados por absorción atómica)
- Conductividad eléctrica (CE), (dSm^{-1}) (Conductivímetro)
- Contenido de materia orgánica (%) (Método de Walkley Black)
- Carbonatos (%) (Método volumétrico por colorimetría)
- Bicarbonatos (%) (Método volumétrico por colorimetría)
- Porcentaje de sodio intercambiable (PSI), (PSI calc., %) (Cuantificación de cationes solubles por absorción atómica)
- Relación de absorción de sodio (RAS) (%) (Cuantificación de cationes solubles por absorción atómica).

Los resultados se muestran en el cuadro 2.

Análisis de metales pesados como:

- Plomo total (Pbt), por medio de extracción ácida (ppm) (Cuantificación de cationes solubles por absorción atómica)

5.5 Análisis de metales pesados de la muestras de suelo

De la muestra total de suelo tamizada y homogénea, se tomaron 10 g pesados en la balanza analítica. Posteriormente, fueron colocados en 10 vasos de precipitados para analizar plomo total, con 5 repeticiones para cada determinación.

5.6 Análisis de plomo total

Para la determinación de plomo total se le agregó 10 g de suelo a cada uno de cinco vasos de precipitado; posteriormente, se agregaron 50 ml de ácido nítrico 4M como solución extractora, se colocó en baño maría por cuatro horas a 70°C y se enfrió a temperatura ambiente. Después se agitó por una hora con el agitador automático y se filtró para luego llevarla a leer al espectrofotómetro de absorción atómica.

5.7 Análisis de cadmio total

Para la determinación de cadmio total se agregaron 10 g de suelo a cinco vasos de precipitados, luego se agregaron 50 ml de ácido nítrico 4M como solución extractora, se colocó en baño maría por cuatro horas a 70°C y posteriormente se enfrió a temperatura ambiente. Luego se agitó por una hora y se filtró para luego llevarla a leer al espectrofotómetro de absorción atómica.

De los puntos georeferenciados con GPS (Etrex, GARMIN) se tomó la cantidad de suelo homogéneamente mezclado, para ser llenadas 48 macetas utilizadas en el experimento, de una capacidad de 7 kg de suelo por maceta, que hicieron un total de 336 kg de suelo.

5.8 Diseño experimental

A los 3 meses después de la siembra se realizó el trasplante de plántulas de huizache (*Acacia farnesiana*) en macetas de plástico de 10 kg. El experimento se estableció al considerar un diseño de bloques completos y aleatorizados con dos factores de variación (dosis de plomo y dosis de fertilización nitrogenada),

con cuatro repeticiones. Las concentraciones de plomo fueron 0, 250, 500 mg.kg^{-1} y las concentraciones de fertilización nitrogenada: 0, 100, 300 y 500 mg de N Kg^{-1} de suelo. Esto implicó 12 tratamientos por repetición (cuadro 3).

A los 2 meses después del trasplante se agregó al suelo el tratamiento con Pb. La fuente de plomo fue la sal de nitrato de plomo $\text{Pb(NO}_3)_2$. La dosis nitrogenada se agregó a los 15 días después de la aplicación de la dosis de plomo; la fuente de nitrógeno fue el fertilizante fosfo-nitrato (33-03-00).

La unidad experimental estuvo constituida por una maceta de plástico conteniendo 7 Kg de suelo y una planta de huizache. Los 12 tratamientos con 4 repeticiones hicieron un total de 48 macetas (Figura 5).

El muestreo fue a los 100 días después de la aplicación de las concentraciones de los metales y a los 85 días después de la aplicación de la dosis nitrogenada, para evaluar la concentración de plomo en los órganos de la planta de huizache hoja, tallo y en la raíz mediante espectrofotometría de absorción atómica.



Figura 5. Unidades experimentales en bloques completos y aleatorizados.

Cuadro 3. Tratamientos de las combinaciones de tres concentraciones de Pb y cuatro dosis de fertilización nitrogenada en plantas de *Acacia farnesiana*.

TRATAMIENTO	Pb (mg kg ⁻¹)	(Fosfo-Nitrato) (mg kg ⁻¹)
1	0	0
2	0	100
3	0	300
4	0	500
5	250	0
6	250	100
7	250	300
8	250	500
9	500	0
10	500	100
11	500	300
12	500	500

5.9 Colecta de muestras vegetal

A los 100 días de las aplicaciones de plomo y a los 85 días de la fertilización nitrogenada se realizó el muestreo de cada uno de los órganos de la planta de huizache en hoja, tallo y raíz. Las muestras se sometieron a digestión ácida para determinar la concentración de plomo, de acuerdo al método de Chau *et al.* (1980).

Una vez colectadas las muestras, se llevaron a laboratorio y se obtuvo el peso fresco para cada uno de los tratamientos. Posteriormente, se colocaron en una estufa para secarlas a una temperatura de 75 °C por 48 horas. Ya secas, las muestras se pesaron de nueva cuenta para determinar el peso seco y determinar la relación de materia seca producida. Después, cada una de estas

muestras, con la ayuda de una licuadora y un mortero, se molieron hasta obtener un polvo fino.

5.10 Variables evaluadas

Las variables evaluadas fueron:

- Acumulación de Pb en hojas, tallos, raíces y planta total (mg kg^{-1}).
- Materia seca producida (MS) en hojas, tallos, raíces y planta total (g).
- Tasa fotosintética ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$).
- Tasa relativa de crecimiento (TRC) ($\text{cm cm}^{-1} \text{día}^{-1}$).

5.11 Preparación de muestras vegetales para análisis de Pb

Las muestras de los diferentes órganos vegetales de huizache secos se pesaron para obtener porciones de 0.5 g y se colocaron en matraces de 50 ml, a los cuales se agregaron 10 ml de mezcla digestora de ácido nítrico (HNO_3) y ácido perclórico (HClO_4) en una relación 3:2.

Las muestras se colocaron en una plancha de calentamiento hasta quedar la digestión de un color transparente. Se retiraron de la plancha y se dejaron enfriar. Las muestras, éstas se filtraron mediante el uso de filtros de papel Watman N° 40, en un matraz de aforación de 100 ml. Una vez que se filtró, la solución se diluyó con agua tridestilada hasta aforar a 100 ml y se mezcló perfectamente.

5.12 Medición de tasa fotosintética

Para la determinación de la tasa fotosintética ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) de huizache se utilizó un medidor portátil LICOR LI6400, en el cual se usó una concentración constante de CO_2 de $400 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ utilizando una fuente externa de este gas y el flujo de aire se ajustó a $400 \mu\text{mol s}^{-1}$.

5.13 Crecimiento

La determinación de la altura de las plantas de huizache se realizó con una cinta métrica, dos veces por semana, para estimar la tasa relativa de crecimiento (TRC).

5.14 Análisis estadístico

Para realizar el análisis estadístico de las variables concentración de plomo, así como de acumulación de materia seca se utilizaron el programa STATISTICA Kernel release 7.0 (Stat soft Inc., 2004), el paquete estadístico MINITAB 14. También se utilizó el paquete estadístico SAS Versión 9.0 (Institute Inc., Cary NC, USA, 2002), para realizar un análisis de varianza y la prueba rango múltiple de medias Tukey ($\alpha = 0.05$).

Con el paquete estadístico SAS Versión 9.0 (Institute Inc., Cary NC, USA, 2002), se realizaron un análisis de varianza y pruebas de comparación de medias por Tukey ($\alpha = 0.05$).

5.15 Modelo estadístico.

Cada observación del experimento es expresada mediante una ecuación lineal en los parámetros, el conjunto conforma el modelo para el diseño de bloques completos al azar:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \beta_j + \varepsilon_{ij}$$

Donde:

$i=1,2,\dots$, tratamiento

$j=1,2,\dots$, repetición

μ = Parámetro, efecto medio

τ_i = Parámetro, efecto del tratamiento i

β_j = Parámetro, efecto del bloque j

ε_{ij} = valor aleatorio, error experimental de la unidad experimental i, j

Y_{ij} = Observación en la unidad experimental

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Germinación de semilla

El porcentaje de germinación logrado en este trabajo para lograr la propagación de esta especie fue satisfactorio ya que hubo un 75% de germinación empleando semilla de Huizache *Acacia farnesiana*; las primeras plantas germinaron a los 7 días después de la siembra.

6.2 Pb y Cd total en el sustrato

De acuerdo a los datos presentados en el Informe 1995-2000 de PROFEPA, en México se tienen identificados 61 sitios contaminados por los elementos de alto riesgo para la población, lo anterior debido a la escasez de regulaciones en materia de remediación de suelos contaminados, lo que ha generado la aparición de sitios contaminados.

Los resultados obtenidos para la determinación de plomo total en el suelo utilizado para este estudio, éste tuvo en promedio de 22.924 ppm. Mientras que el contenido de cadmio total en el suelo fue de 0.102 ppm; los cuales son bajos según el Proyecto de NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, donde se indica que los límites para plomo son de 400 mg kg⁻¹ para suelos de uso agrícola y/o residencial y para el caso de suelos de uso industrial es 750 mg kg⁻¹ y para el caso de cadmio son de 37 y 450 mg kg⁻¹, respectivamente. Assadian *et al*, (1998) mencionan que un rango global en cuanto a la concentración de Plomo va de 2-200 ppm.

Cuadro 2 (a, b y c). Algunas características físicas y químicas del sustrato utilizado en este estudio.

Cuadro 2 a. Determinación de variables físicas del suelo utilizado en este estudio.

Variables Físicas

Textura							
Arcilla %	Limo %	Arena %	Clasificación	% de Saturación	CC	PMP	Da
24.64	0	76.8	Franco-Arenoso	33.6 mL	16.8 mL	8.4 mL	1.152 g cm ⁻³

Cuadro 2 b. Determinación de variables químicas del suelo utilizado en este estudio.

Variables Químicas

pH		Aniones Solubles				
Solución	Suspensión	CE	CO ₃ (Carbonatos)	HCO ₃ (Bicarbonatos)	Cloruros	Sulfatos
8.24	8.86	0.9 dSm ⁻¹	1.808 mg L ⁻¹	2.893 mg L ⁻¹	3.666 mg L ⁻¹	0.317 mg L ⁻¹

Cuadro 2 c. Determinación de variables químicas del suelo utilizado en este estudio.

Variables Químicas

Cuadro de Salinidad (Cationes Solubles)				Capacidad de Intercambio Cationico						
Ca	Mg	K	Na	RAS %	PSI %	Ca	Mg	Na	K	Materia Orgánica
9.013 mg L ⁻¹	0.663 mg L ⁻¹	0.449 mg L ⁻¹	0.361 mg L ⁻¹	0.164	-1.029	11.234 mg L ⁻¹	0.285 mg L ⁻¹	3.022 mg L ⁻¹	334.2 mg L ⁻¹	3.09 %

6.3 Tasa fotosintética

Las dosis de nitrógeno y las concentraciones de plomo no produjeron diferencias significativas en la tasa fotosintética de las plantas de huizache. Sin embargo, la interacción entre esos dos factores fue altamente significativa ($P=0.0074$) entre el tratamiento 12 (500 Pb + 500 N) con respecto a los tratamientos 1 (0 Pb + 0 N), 7 (250 Pb + 300 N), 5 (250 Pb + 0 N) y 11 (500 Pb + 300 N), con una $R^2=69.29\%$, un $CV=28.33$ y una media de $17.06\ \mu\text{mol m}^{-2}\text{ s}^{-1}$.

En el cuadro 6 se pueden observar las interacciones entre las diferentes concentraciones de Pb y las diferentes dosis de N. El tratamiento 12 (500 ppm Pb y 500 ppm N) es el que mayor actividad fotosintética presentó, lo cual difiere con lo encontrado por Chi-Ying *et al.* (1974) en los experimentos realizados en invernadero, quienes encontraron que el Pb y Cd inhiben el metabolismo de las plantas de Soya (*Glycine max* L).

Las tasas máximas de fotosíntesis se producen cuando los niveles de luz se encuentran entre 400 y 600 $\mu\text{moles de fotones m}^{-2}\text{ s}^{-1}$ y, a partir de 600 $\mu\text{moles de fotones m}^{-2}\text{ s}^{-1}$, se produce por lo general un descenso en la tasa de fotosíntesis por fotoinhibición (Quero *et al.*, 2004). Por otra parte, de acuerdo con Jacobson *et al.* (1996), la fotosíntesis máxima a concentraciones normales de CO_2 y la saturación de luz son normalmente de 14-40 $\mu\text{mol CO}_2\text{ m}^{-2}\text{ s}^{-1}$ para plantas C_3 y 18-55 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{ s}^{-1}$ para plantas C_4 .

Cuadro 4. Medias de tasa fotosintética en huizache con los diferentes tratamientos.

Tratamientos (ppm)	Fotosíntesis ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
12 (500 Pb + 500 N)	27.3 a
8 (250 Pb + 500 N)	21.3 ab
10 (500 Pb + 100 N)	20.2 ab
9 (500 Pb + 0 N)	17.0 ab
6 (250 Pb + 100 N)	16.2 ab
3 (0 Pb + 300 N)	15.9 ab
2 (0 Pb + 100 N)	15.8 ab
4 (0 Pb + 500 N)	15.7 ab
1 (0 Pb + 0 N)	15.0 b
7 (250 Pb + 300 N)	15.0 b
5 (250 Pb + 0 N)	13.5 b
11 (500 Pb + 300 N)	11.3 b

Cifras con las mismas letras dentro de una misma columna, son estadísticamente iguales. Prueba de rango múltiple de medias Tukey ($\alpha \leq 0.05$).

Por otro lado, la diferencia fue altamente significativa entre bloques ($P = 0.0001$).

En la figura 6 se muestra el comportamiento de los doce tratamientos.

Conforme aumentan las dosis de los tratamientos la fotosíntesis se incrementa, aunque estadísticamente sean iguales.

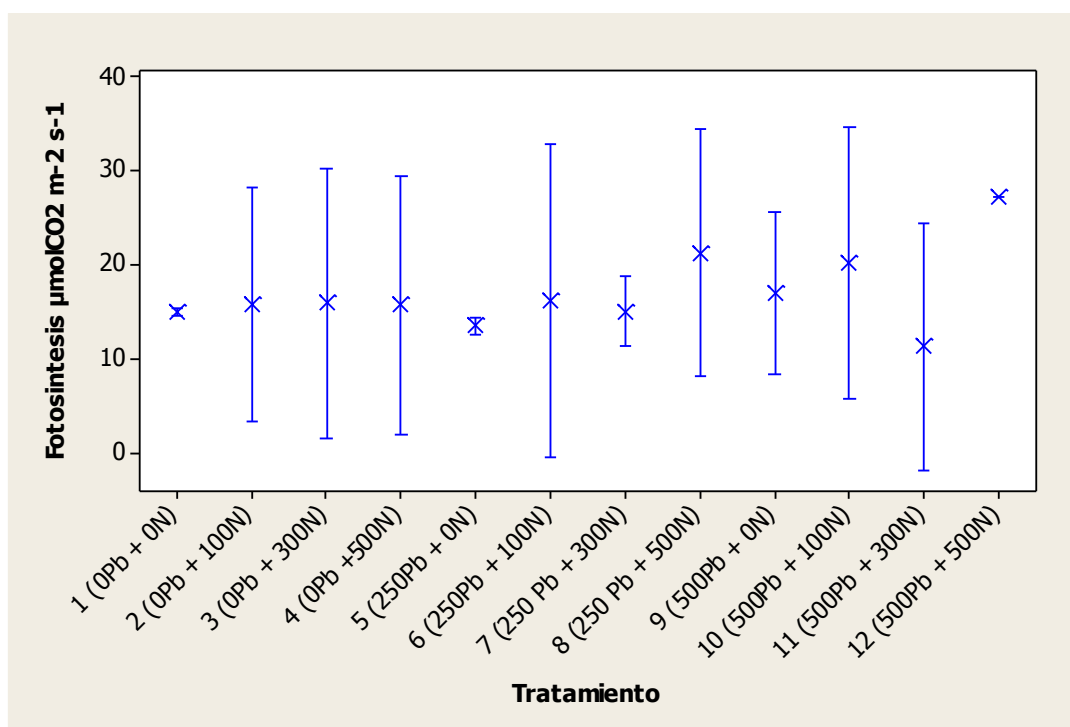


Figura 6. Tasa fotosintética (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.

En la figura 7 se muestra como la tasa fotosintética tiende a aumentar conforme incrementan las dosis de Pb y tiene un comportamiento irregular bajo las dosis de N, existiendo una interacción.

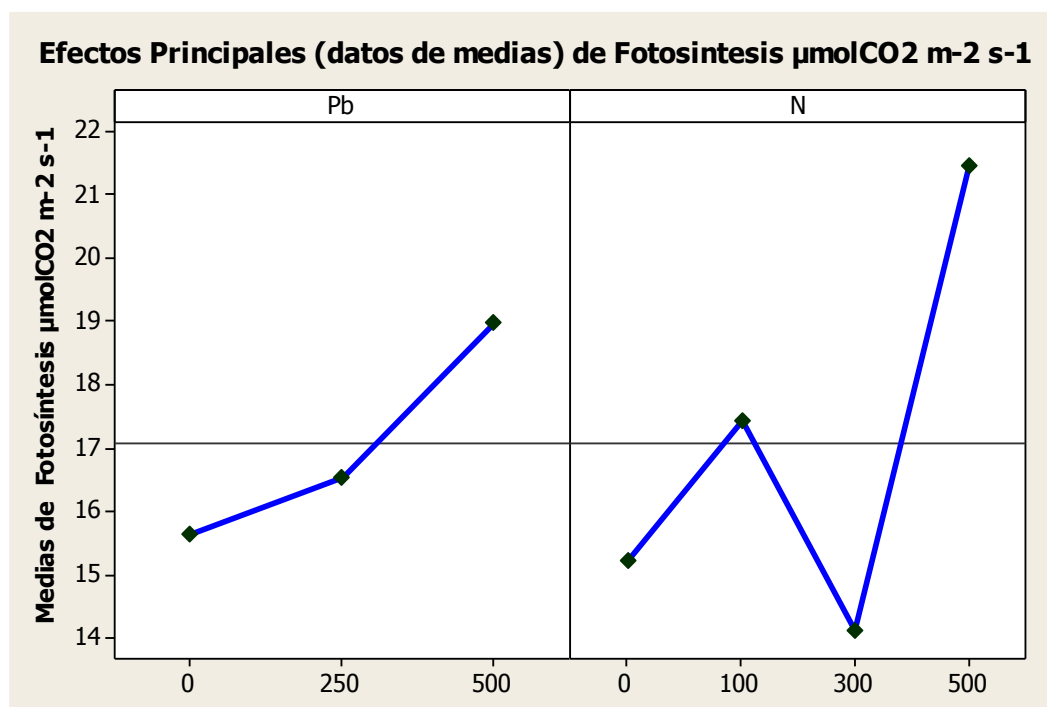


Figura 7. Principales factores y su efecto en la interacción entre la Dosis de N (0, 100, 300 y 500 ppm) y concentración de Pb (0, 250 y 500 ppm) en la fotosíntesis del huizache.

6.4 Materia seca en huizache

Para el análisis de la materia seca del total de la planta, se sumaron las materias secas producidas de cada uno de sus órganos para poder obtener el total; hubo diferencias altamente significativas ($P= 0.0001$) entre el tratamiento 12 (500Pb + 500N) con respecto a los tratamientos 3 (0Pb + 300N), 2 (0Pb + 100N), 8 (250Pb + 500N), 1 (0Pb + 0N), 7 (250Pb + 300N), 4 (0Pb + 500N), 9(500Pb + 0N), 6(250Pb + 100N), 10 (500Pb + 100N) y 11 (500Pb + 300N).

En el cuadro 5 se muestran las medias de materia seca en raíz, hoja, tallo y planta total. De acuerdo al análisis estadístico (ANOVA) se observó diferencia estadística entre tratamientos para las variables materia seca en hoja ($P=0.0001$), materia seca en tallo con una $P=0.0076$ y para materia seca en raíz ($P=0.0002$).

Epstein *et al.* (1999), Mengel y Kirkby (1987), Jingquan y Dewei (1988), Hageman (1992), Maldonado (1993) y Salisbury y Ross (1994) han documentado ampliamente que las plantas pueden utilizar NO_3^- y NH_4^+ como fuente de nitrógeno. Sin embargo, no está perfectamente definida la forma de nitrógeno (NO_3^- o NH_4^+) adecuada para obtener la máxima cantidad de materia seca.

Cuadro 5. Medias de materia seca producida en los diferentes órganos de la planta de huizache sometidas a diferentes dosis de fertilización nitrogenada y concentraciones de plomo.

Tratamientos (ppm)	Materia seca en raíz (g)	Materia seca en hoja (g)	Materia seca en tallo (g)	Materia seca en planta total (g)
12 (500 Pb + 500 N)	29.5 a	6.6 a	4.7 a	40.9 a
5 (250 Pb + 0 N)	18.1 ab	3.2 b	4.1 ab	25.5 ab
3 (0 Pb + 300 N)	15.2 ab	2.7 b	2.0 ab	20.2 b
2 (0 Pb + 100 N)	14.7 b	2.5 b	3.0 ab	20.2 b
8 (250 Pb + 500 N)	12.4 b	2.0 b	1.6 ab	16.1 b
1 (0 Pb + 0 N)	12.0 b	3.1 b	2.4 ab	16.9 b
7 (250 Pb + 300 N)	11.5 b	1.5 b	2.6 ab	15.7 b
4 (0 Pb + 500 N)	11.3 b	2.2 b	2.3 ab	15.9 b
9 (500 Pb + 0 N)	9.8 b	1.9 b	1.7 ab	13.5 b
6 (250 Pb + 100 N)	8.4 b	1.8 b	1.5 b	11.9 b
10 (500 Pb + 100 N)	7.9 b	1.8 b	1.6 ab	11.4 b
11 (500 Pb + 300 N)	4.0 b	1.2 b	1.1 b	6.2 b

Cifras con las mismas letras dentro de una misma columna, son estadísticamente iguales. Prueba de rango múltiple de medias Tukey ($\alpha \leq 0.05$).

6.4.1 Materia seca en raíz

Las dosis de nitrógeno y las concentraciones de plomo no produjeron diferencias significativas en la producción de materia seca en raíz en las plantas de huizache. Sin embargo, el efecto de la interacción entre esos dos factores fue altamente significativo ($P=0.0006$), entre el tratamiento 12 (500Pb + 500N) con respecto a los tratamientos 2 (0Pb + 100N), 8 (250Pb + 500N), 1 (0Pb + 0N), 7 (250Pb + 300N), 4 (0Pb + 500N), 9 (500Pb + 0N), 6 (250Pb + 100N), 10 (500Pb + 100N) y 11 (500Pb + 300N).

Aunque la fertilización nitrogenada se hizo con el propósito de mejorar la absorción de metales pesados, también se esperaba que este contribuyera a un incremento en la biomasa de las plantas, lo cual no ocurrió, solo con la dosis de 500 ppm de N y 500 de Pb (Figura 8), Chi-Ying *et al.*, (1974) en los experimentos realizados en invernadero, encontraron que el Pb y Cd inhiben el metabolismo de las plantas de Soya (*Glycine max* L), teniendo una reducción en el desarrollo de las raíces y la producción de biomasa.

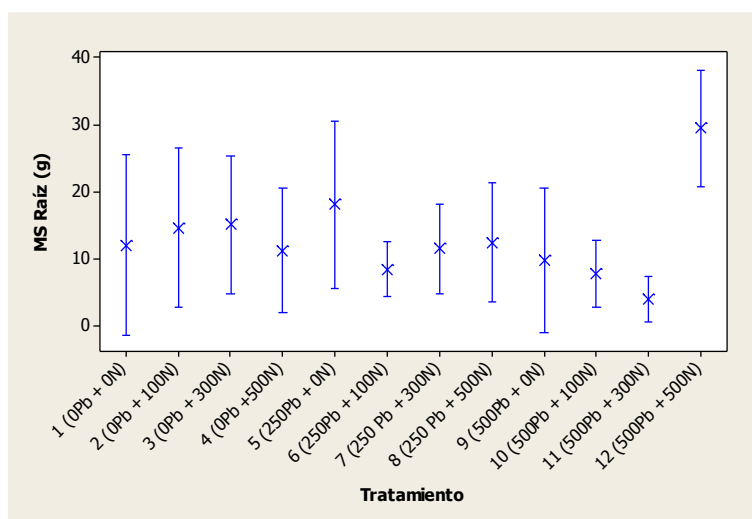


Figura 8. Materia seca en raíz (Media ± intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.

6.4.2 Materia seca en hoja

Las dosis de nitrógeno y las concentraciones de plomo no produjeron diferencias significativas en la producción de materia seca en hoja en las plantas de huizache. Sin embargo, la interacción entre esos dos factores fue altamente significativa ($P=0.0001$), entre el tratamiento 12 (500Pb + 500N) con respecto a los tratamientos 5 (250Pb + 0N), 3 (0Pb + 300N), 2 (0Pb + 100N), 8 (250Pb + 500N), 1 (0Pb + 0N), 7 (250Pb + 300N), 4 (0Pb + 500N), 9 (500Pb + 0N), 6 (250Pb + 100N), 10 (500Pb + 100N) y 11 (500Pb + 300N). Con una media de 2.57 g y con coeficiente de variación 39.79% y una $R^2= 73.56\%$, lo que indica que los tratamientos son diferentes entre sí.

En la Figura 9 se muestra la producción de materia seca de los doce tratamientos. El tratamiento que mas materia seca produjo es el 12, esto tal vez debido a la relación con los efectos de $N-NO^3$, pues ha sido documentado que una proporción óptima de NO^3 favorece el crecimiento de la planta de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) (Jingquan y Dewei, 1988) y rendimiento (Kwak *et al.*, 1989), lo cual no coincide con los resultados de este trabajo, pues se observa que la adición de $N-NO^3$ no favorece la producción de materia seca. Aunque el efecto del nitrógeno sobre el crecimiento de las plantas ha sido objeto de un gran número de estudios, aún existen fuertes discrepancias en los resultados (Mengel y Kirkby, 1987; Cao y Tibbitts, 1994; Griffith y Streeter, 1994; Osaki *et al.*, 1995a,b), sobre todo si se consideran la especie de la planta y otros factores ambientales, tales como temperatura, humedad y pH del suelo.

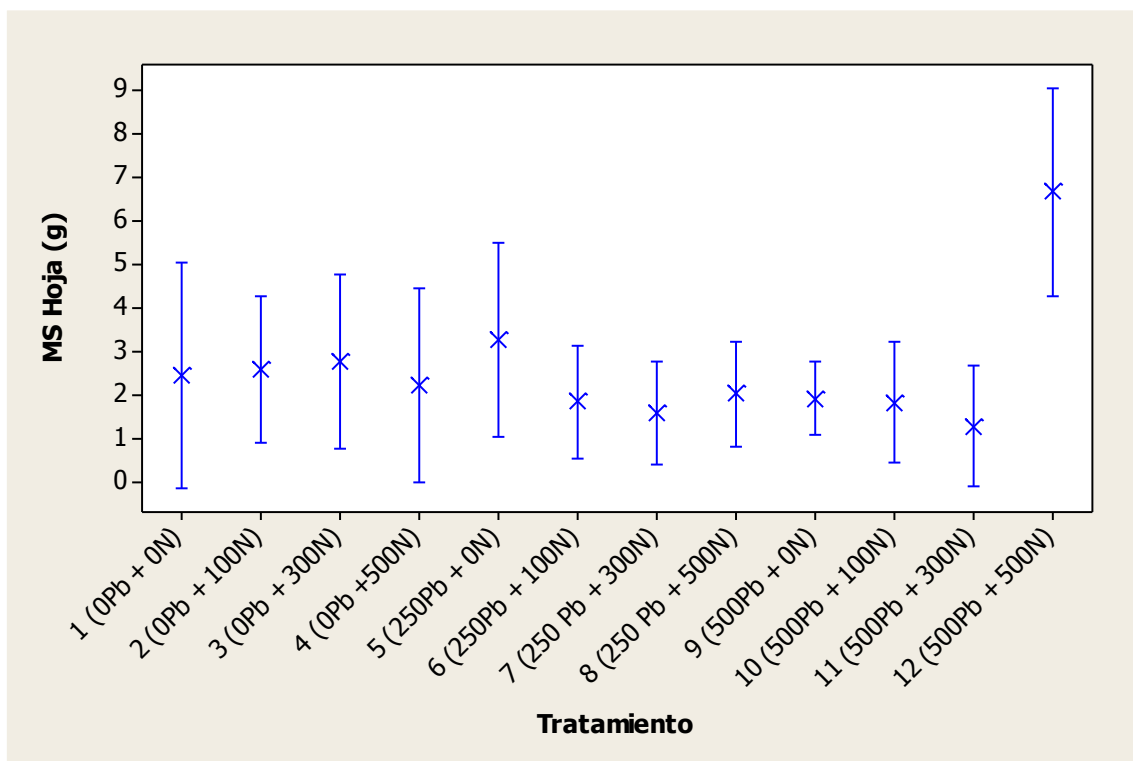


Figura 9. Materia seca en hoja (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.

6.4.3 Materia seca en tallo

Las dosis de nitrógeno y las concentraciones de plomo no produjeron diferencias significativas en la producción de materia seca en tallo en las plantas de huizache. Sin embargo, la interacción entre esos dos factores fue altamente significativa ($P=0.0076$), entre el tratamiento 12 (500Pb + 500N) con respecto a los tratamientos 6 (250Pb + 100N) y 11(500Pb + 300N). Con una $R^2= 52.79\%$, un coeficiente de variación de 49.76% y una media de 2.46 g.

En la figura 10 se puede observar que el tratamiento 12 produjo mayor cantidad de materia seca, seguido del tratamiento 5.

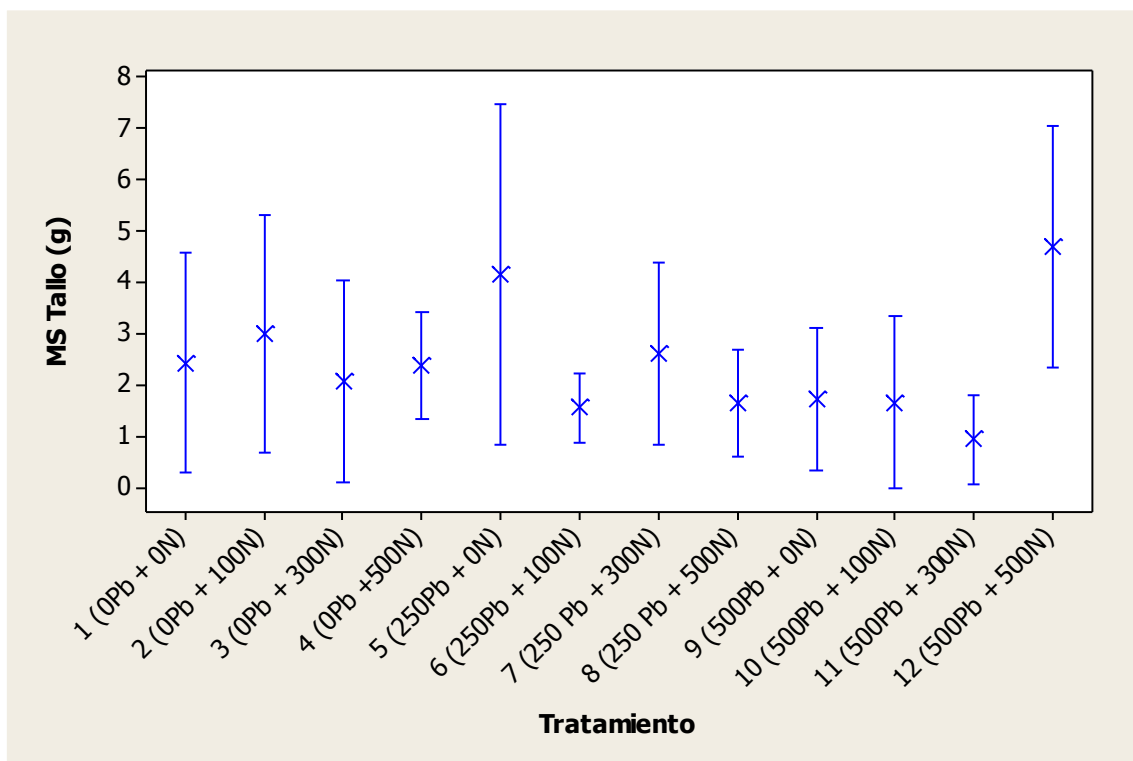


Figura 10. Materia seca en tallo (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.

Los estudios iniciales en fitorremediación se enfocaron a especies hiperacumuladoras que se desarrollan en suelos extremadamente contaminados y que son capaces de acumular concentraciones elevadas de metales en la parte aérea (Garbisu y Alkorta, 2001; Kärenlampi *et al.*, 2004; Sarret *et al.*, 2001). Sin embargo, una característica general de estas especies es su lento crecimiento y limitada producción de biomasa (Cunnhingham *et al.*, 1995; Lasat, 2002; Römken *et al.*, 2002; Sarret *et al.*, 2001); por esta razón, las investigaciones más recientes se enfocan a especies tolerantes a metales pesados y altas productoras de biomasa (Mejäre y Bülow, 2001).

6.5 Acumulación de Pb en huizache

Para el análisis de la acumulación de Pb total de la planta, se sumaron las acumulaciones de cada uno de sus órganos para poder obtener el total. Hubo diferencias significativas de acuerdo al ANOVA ($P= 0.0361$), con un coeficiente de variación de 18.56%, una media de 352.34 ppm de acumulación de Pb en planta total y una $R^2=45.13\%$.

En el cuadro 6 se muestran las medias de acumulación de Pb en raíz, hoja, tallo y planta total para el promedio de cuatro repeticiones. De acuerdo al análisis estadístico (ANOVA) se observó diferencia estadística entre tratamientos para las variables acumulación de Pb en tallo ($P= 0.0047$), Pb en raíz con una $P= 0.0072$; en cambio no existió diferencia estadística significativas para la variable Pb en hoja ($P= 0.0929$). El efecto de interacción se pierde con el pb en el total de la planta.

Cuadro 6. Medias de acumulación de Pb en los diferentes órganos de la planta de huizache sometidas a diferentes dosis de fertilización nitrogenada y concentraciones de plomo.

Tratamientos (ppm)	Pb en raíz (ppm)	Pb en hoja (ppm)	Pb en tallo (ppm)	Pb en planta total (ppm)
11 (500 Pb + 300 N)	124.6 a	124.5 ab	120.9 b	370.1 ab
6 (250 Pb + 100 N)	123.7 a	148.6 ab	164.6 ab	436.9 a
7 (250 Pb + 300 N)	105.6 ab	143.5 ab	124.9 ab	374.0 ab
9 (500 Pb + 0 N)	82.5 ab	127.9 ab	218.3 a	428.8 a
12 (500 Pb + 500 N)	62.8 ab	126.2 ab	130.6 ab	319.6 ab
2 (0 Pb + 100 N)	51.5 ab	146.1 ab	112.9 b	310.5 ab
1 (0 Pb + 0 N)	48.2 ab	103.0 b	126.9 ab	278.1 b
10 (500 Pb + 100 N)	44.8 ab	179.0 a	130.4 ab	354.2 ab
8 (250 Pb + 500 N)	43.4 ab	135.2 ab	162.2 ab	340.8 ab
4 (0 Pb + 500 N)	41.2 ab	150.3 ab	186.2 ab	377.7 ab
3 (0 Pb + 300 N)	30.6 ab	136.6 ab	126.6 ab	293.8 b
5 (250 Pb + 0 N)	16.2 b	135.2 ab	194.3 ab	343.1 ab

Cifras con las mismas letras dentro de una misma columna, son estadísticamente iguales. Prueba de rango múltiple de medias Tukey ($\alpha \leq 0.05$).

6.5.1 Pb en raíz de Huizache

Las dosis de nitrógeno y las concentraciones de plomo no produjeron diferencias significativas en la acumulación de Pb en raíz en las plantas de huizache. Sin embargo, la interacción entre esos dos factores fue altamente significativa ($P=0.0072$), entre los tratamientos 11 (500Pb + 300N) y 6 (250Pb + 100N) con respecto al tratamiento 5 (250Pb + 0N). Mostrando un alto coeficiente de variación de 62.78%, una media de 65.64 ppm de Pb acumulado en el órgano raíz y una $R^2= 52.42$.

La mayor acumulación de plomo está dada por la concentración de 500 ppm de Pb con 300 ppm de N, con una media de 124.667 ppm (Figura 11), seguida de 250 ppm de Pb y 100 ppm de N con una media de 123.750 ppm. Sin embargo, hay que destacar que al aplicar mayor cantidad de plomo y al analizar la acumulación de este metal en planta, es de esperarse una mayor acumulación.

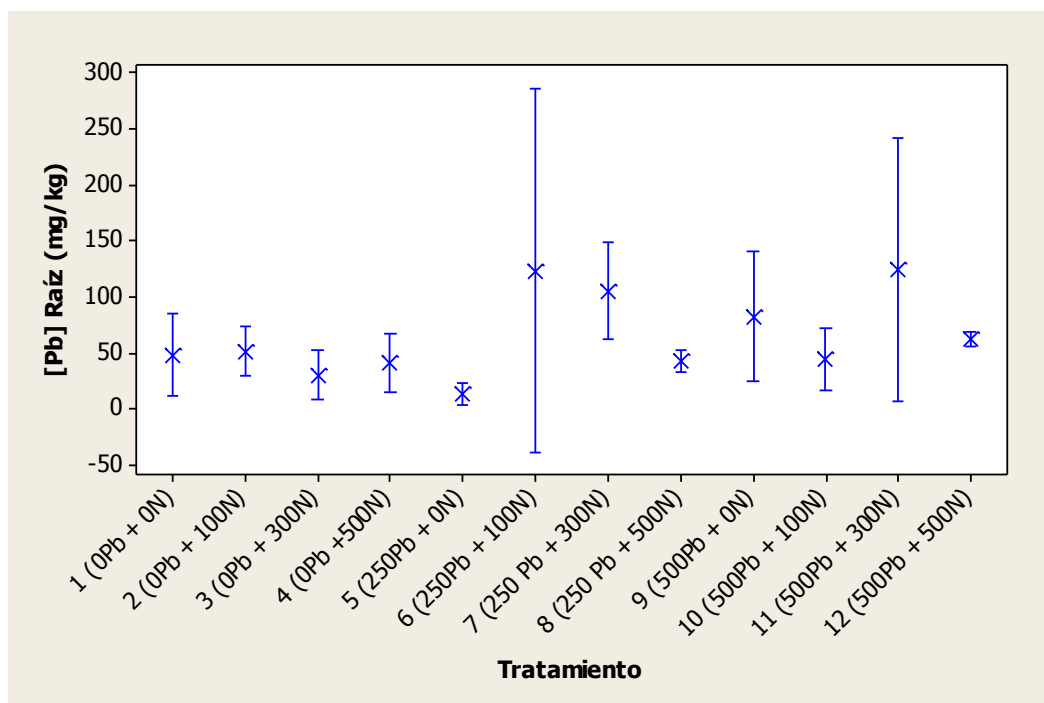


Figura 11. Acumulación de plomo en raíz (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.

6.5.2 Pb en hoja de Huizache

Las concentraciones de plomo no produjeron diferencias significativas en la acumulación de Pb en hoja en las plantas de huizache, en cambio las dosis de N si tuvieron diferencias estadísticas ($P=0.023$), entre el tratamiento testigo 0N con respecto al tratamiento de 100N. Todos los tratamientos con nitrógeno provocaron significativamente mayor acumulación de plomo en la hoja de huizache. La mayor concentración ocurrió en el tratamiento con 100 ppm de N (cuadro 7).

Al realizar el análisis de interacción entre esos dos factores no fue significativa ($P=0.093$) según el ANOVA, pero existió una diferencia en la prueba de comparación de medias de Tukey entre el tratamiento 10 (500Pb + 100N) con respecto al tratamiento 1 (0Pb + 0N). Mostrando un coeficiente de variación de 19.78%, una media de 138.02 ppm de acumulación de Pb en hoja y una $R^2=40.05$. En la figura 12 se muestra el tratamiento que mayor acumulación tuvo es el de 100 ppm de N y 500 de Pb con una media de 179.07.

Cuadro 7. Análisis del factor dosis de nitrógeno y su efecto en la acumulación de Pb en hoja.

Concentración de N (ppm)	Acumulación de Pb en hoja (ppm)
0	122.07 b
100	157.92 a
300	134.89 ab
500	137.23 ab

Cifras con las mismas letras dentro de una misma columna, son estadísticamente iguales. Prueba de rango múltiple de medias Tukey ($\alpha \leq 0.05$).

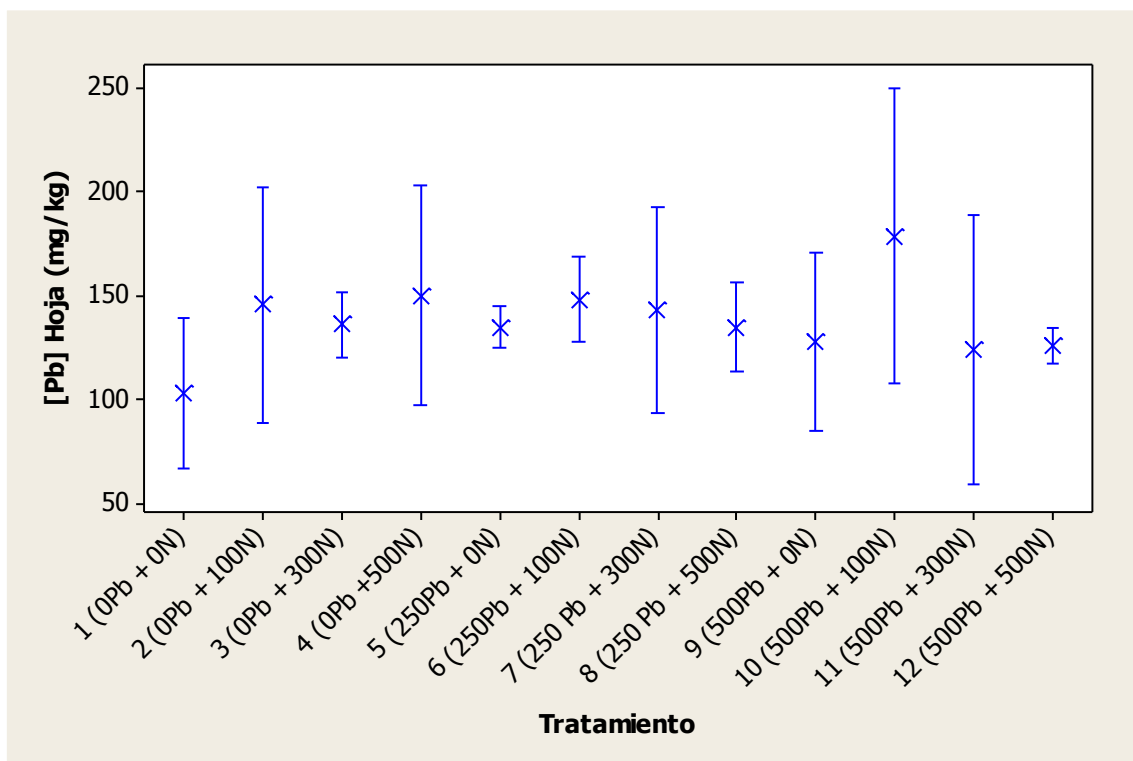


Figura 12. Acumulación de plomo en hoja (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.

6.5.3 Pb en Tallo de Huizache

Las dosis de nitrógeno y las concentraciones de plomo no produjeron diferencias significativas en la acumulación de Pb en tallo en las plantas de huizache. Sin embargo, la interacción entre esos dos factores fue altamente significativa ($P= 0.0077$), entre el tratamiento 9 (500Pb + 0N) con respecto a los tratamientos 2 (0Pb + 100N) y 11 (500Pb + 300N). Con un coeficiente de variación de 25.64%, una media de 149.92 ppm de acumulación de Pb en el órgano tallo y una $R^2= 54.15$. En la figura 13 se muestra como la acumulación de plomo tienden a ser irregular con las diferentes dosis de N.

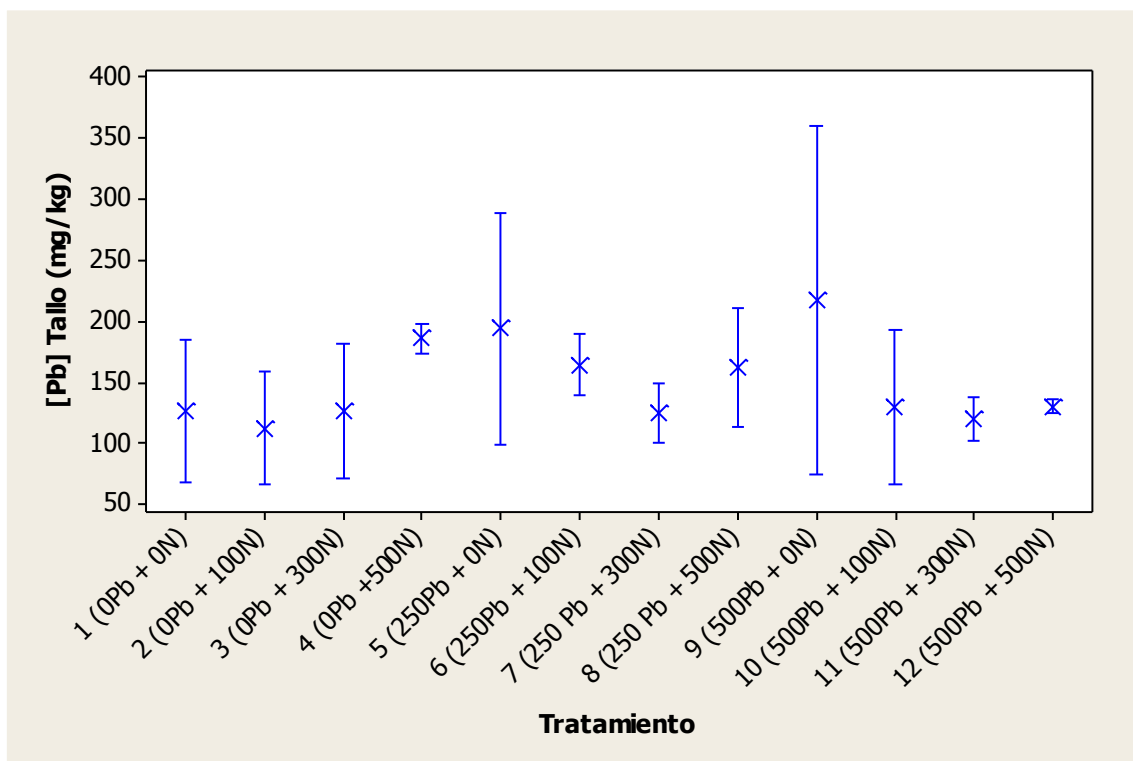


Figura 13. Acumulación de plomo en tallo (Media $\pm$ intervalo de confianza 95%) de plantas de huizache en respuesta a diferentes concentraciones de N y Pb.

Los resultados encontrados en este trabajo no coinciden con los encontrados por Rodríguez-Ortíz *et al.* (2006), quienes reportaron altos niveles Pb en plantas de tabaco (*Nicotiana tabacum* L.) por efecto de la dosis nitrogenada con nitrato de amonio mostrando un incremento en la acumulación de materia seca y la acumulación de Cd y Pb. Sin embargo, Rodríguez *et al.* (2005) evaluaron las siguientes especies: *Cenchrus filiares*, *Helianthus annus*, *Ricinos communis*, *Nicotiana tabacum*, *Sorghum sudanense* y *Brassica campestres* para determinar su capacidad de acumulación de plomo de cada una, pero no lograron identificar alguna de las seis especies como hiperacumuladora de plomo (Lasat, 2002, Schmidt, 2003).

Datos de otros estudios muestran que el plomo, por ser un metal pesado y de poca movilidad, se acumula mayormente en raíz (Sias *et al.*, 1998). Comparado con la acumulación de metales que se encontraron en el presente estudio, clarifica que al utilizar una fuente de plomo muy soluble $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, el cual es muy factible que se incorpore rápidamente al flujo de transpiración de la planta y por ende se acumule más en las partes aéreas y la menor producción de materia seca en estos órganos, como consecuencia un incremento de la tasa fotosintética.

6.6 Coeficiente de Correlación de Pearson

El coeficiente de correlación de Pearson para variables cuantitativas (escala mínima de intervalo), es un índice que mide el grado de covariación entre distintas variables relacionadas linealmente (Cohen y Cohen, 1983).

Como se muestra en el cuadro 8, se observa que existe una correlación altamente significativa ($P= 0.0001$) positiva entre la producción de MST y la producción de MSH, lo que indica una existencia de un efecto sinérgico al igual que para MSH con las variables MSR y MSPT; para el caso de MST existe una correlación altamente significativa ($P= 0.0001$) con las variables MSR Y MSPT. Para el caso de concentración de Pb en los diferentes órganos del Huizache se observa una correlación positiva entre las variables PbT y PbR con la concentración de plomo en la planta total.

Por el contrario se observa una correlación negativa entre MST y las variables PbH, PbR y PbPT debido a un efecto antagónico, de igual manera se observan correlaciones negativas entre las variables PbH, PbT y PbPT con relación a la actividad fotosintética.

Cuadro 8. Análisis de correlación de Pearson entre diferentes variables de crecimiento de planta y concentración de plomo en huizache.

	MSH	MST	MSR	MSPT	PbH	PbT	PbR	PbPT	FOTO
MSH	1.00000	0.80119 p≤.0001	0.90062 p≤.0001	0.93077 p≤.0001	-0.1192 p=.4247	-0.0462 p=.7574	-0.2057 p=.1702	-0.2111 p=.1543	0.36410 p=.0119
MST		1.00000	0.84727 p≤.0001	0.88769 p≤.0001	-0.0350 p=.8149	0.03294 p=.8260	-0.2219 p=.1383	-0.1252 p=.4017	0.01756 p=.9068
MSR			1.00000	0.99441 p≤.0001	-0.1239 p=.4014	0.00070 p=.9962	-0.2764 p=.0600	-0.2349 p=.1079	0.28325 p=.0511
MSPT				1.00000	-0.1111 p=.4519	0.00857 p=.9539	-0.2727 p=.0636	-0.2212 p=.1307	0.27191 p=.0615
PbH					1.00000	-0.0164 p=.9119	0.03064 p=.8380	0.41527 p=.0033	-0.0517 p=.7267
PbT						1.00000	-0.0493 p=.7419	0.60303 p≤.0001	-0.0127 p=.9315
PbR							1.00000	0.65255 p≤.0001	0.02736 p=.8551
PbPT								1.00000	-0.0008 p=.9953
FOTO									1.00000

MSH= Materia seca en Hoja, **MST**= Materia seca en tallo, **MSR**= Materia seca en raíz, **MSPT**=Materia seca en planta total, **PbH**= Concentración de Pb en hoja, **PbT**= Concentración de Pb en tallo, **PbR**= Concentración de Pb en raíz, **PbPT**= Concentración de Pb en planta total y **FOTO**= Actividad fotosintética.

6.7 Tasa relativa de crecimiento (TRC)

Para la tasa relativa de crecimiento de acuerdo al análisis estadístico (ANOVA), no se encontraron diferencias significativas durante todo el periodo de muestreo,

desde el día 41 después del trasplante hasta el día 143 después del trasplante. Los 24 de TRC, excepto para la TRC en el periodo 17 ($P= 0.0122$), presentando una media de $0.005613 \text{ cm cm}^{-1} \text{ día}^{-1}$.

En general, la TRC tuvo una tendencia a descender conforme avanzó el tiempo. Sin embargo, hubo algunos picos notorios a los 21, 42 y 71 días, en donde las plantas de huizache, en la mayoría de los tratamientos, tuvieron un incremento en la tasa relativa de crecimiento. Esto pudiera deberse a variaciones en la temperatura o disponibilidad de humedad. La TRC disminuyó y tendió a cero después de los 100 días, en el mes de septiembre, lo que pudiera deberse a la disminución de la temperatura. Las plantas perennes detienen su crecimiento al final del año cuando se acerca el invierno y lo recuperan cuando las temperaturas se incrementan en la primavera.

En promedio, las plantas que mantuvieron una mayor tasa relativa de crecimiento fueron las que crecieron en el tratamiento con 500 ppm de plomo y 100 ppm de nitrógeno (tratamiento 10) (Figura 14).

Las combinaciones de nitrógeno y plomo en los diferentes tratamientos no produjeron diferencias significativas en las tasas de crecimiento relativo ($P \geq 0.05$).

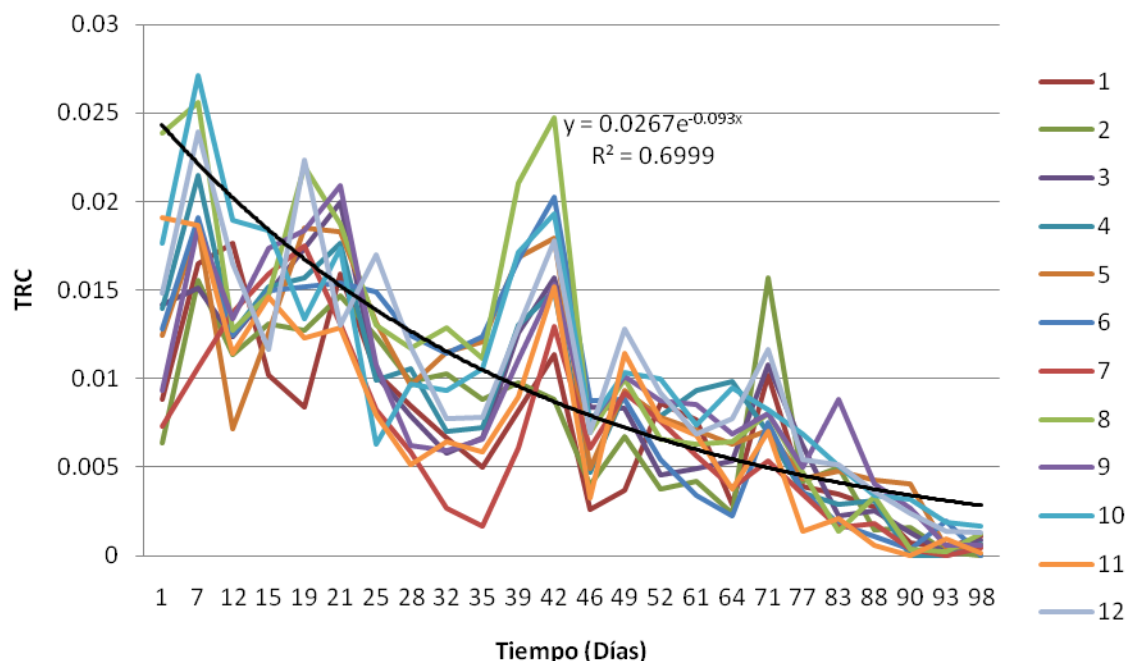


Figura 14. Tasa relativa de crecimiento (TRC) en altura ($\text{cm cm}^{-1} \text{ día}^{-1}$) de plantas de huizache sometidas a diferentes concentraciones de plomo y nitrógeno en el sustrato.

Al medir la tasa relativa de crecimiento total, durante el período evaluado, se encontró que el tratamiento 10 (500Pb + 100N), provocó la mayor TRC con $0.00812 \text{ cm cm}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (Cuadro 9), en el cual muestran la TRC final, que es un promedio de las 4 repeticiones o bloques, dando como resultados los 12 tratamientos, en las cuales de acuerdo al análisis estadístico (ANOVA) no se observó diferencia estadística entre tratamientos ($P = 0.806$), en cambio resultó altamente significativo entre bloques ($P = 0.001$)

Cuadro 9. Tasa relativa de crecimiento (TRC) para altura ($\text{cm cm}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) en plantas de huizache ($n= 4$) crecidas en diferentes concentraciones de plomo en el sustrato durante 151 días.

Tratamiento	TRC total ($\text{cm cm}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)
1	0.00529318
2	0.00525891
3	0.00616041
4	0.00652509
5	0.00654634
6	0.00656443
7	0.00473646
8	0.00759906
9	0.00636903
10	0.00812308
11	0.00568021
12	0.00756562

Estos resultados muestran que el huizache es tolerante a relativamente altas concentraciones de plomo en el suelo, lo que pudiera ser aprovechado para su empleo en prácticas de fitorremediación.

VII. CONCLUSIONES

El suelo utilizado como sustrato tiene una cantidad relativamente baja de 22.924 ppm de Pb en relación a lo que se propone en el Proyecto de Norma Oficial Mexicana Proy-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

Se rechaza la hipótesis planteada de que la planta de huizache (*Acacia farnesiana*), no tiene capacidad fitoextractora de plomo, ni se modifica dicha capacidad con el suplemento de fertilizantes nitrogenados.

La tasa fotosintética no fue afectada por las concentraciones de plomo o dosis de nitrógenos por separado, pero hubo una interacción entre estos dos factores; la máxima tasa fotosintética ocurrió en el tratamiento con 500 ppm de N y 500 ppm de plomo ($27.3 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$).

La producción de materia seca fue afectada significativamente por la interacción entre dosis de nitrógeno y concentraciones de plomo. El tratamiento con 500 ppm de nitrógeno y 500 ppm de plomo fue el que produjo la mayor cantidad de materia seca en raíz, tallo, hoja y materia seca total con una media de 40.9 g.

No hubo diferencias significativas en la tasa relativa de crecimiento entre los diferentes tratamientos, pero la máxima tasa relativa de crecimiento ($0.00812 \text{ cm cm}^{-1} \text{ día}^{-1}$) se observó en las plantas bajo el tratamiento con 500 ppm de plomo y 100 ppm de nitrógeno.

No hubo efecto de los tratamientos de dosis de nitrógeno y concentración de plomo sobre la acumulación total de plomo en las plantas de huizache. Sin embargo, en la raíz el tratamiento con 500 ppm de plomo y 300 ppm de nitrógeno provocó la mayor acumulación de plomo (124.6 ppm). El tratamiento de 500 ppm de plomo y 100 ppm de nitrógeno causó la mayor acumulación de plomo en las hojas (179 ppm) y el tratamiento con 500 ppm de plomo y 0 ppm de nitrógeno provocó la mayor acumulación de plomo (218.3 ppm) en los tallos de huizache.

En general, las plantas de huizache acumularon mayor cantidad de plomo en tallos (74.96 ppm), luego en hojas (69.01 ppm) y raíz (32.2 ppm).

IX. LITERATURA CITADA

- Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C. y Agency for Toxic Substances and Disease Registry 2005.** Division of Toxicology, ATSDR Information Center: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html#bookmark05>. Accesado: 15 febrero 2008.
- Aitcheson, L. 1960.** A History of Metals. London: Mac Donalds and Evans.
- Alloway, B. J. 1995.** Heavy Metals in Soils. Blackie Academic & Professional. Londres: 370.
- Aranguren F. 1999.** El Plomo En El Medio Geográfico: Una Amenaza Saliente. Geoenseñanza Vol. 4 ISSN 1316-6077: 121-155.
- Assadian N. W., Esparza L. C., Fenn L. B., Ali A. S., Miyamoto S., Figueroa U. V y Warrick A. W. 1998.** Spatial variability of heavy metals in irrigated alfalfa fields in the upper Rio Grande River basin. Agricultural Water Management 36: 141-156.
- Avendaño J. V y Garza R. P. 2005.** Evaluación de las vainas de Quebracho (*Acacia farnesiana*) en alimentación de ganado lanar." Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España. 54(206-207): 535-540.
- Banat, K. M., Howari, F. y Al-Hamad, A. A. 2005.** Heavy Metals in Urban Soils of Central Jordan: Should we Worry about Their Environmental Risks. Environmental Research, 97: 258-273.
- Barberis, R. 2002.** Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. Chemometric Investigation of Pollutant Profiles. Environmental Pollution, 119: 177.
- Brown, S. L., Chaney, R. L., Hallfrisch, J. G., y Qi Xue. 2003.** Effect of Biosolids Processing On Lead Bioavailability in an Urban Soil. Environ Qual 32: 100- 108.
- Burt, R., Wilson, M. A., Keck, T. J., Dougherty, B. D., Strom, D. E., Lindahl, J. A. 2003.** Trace Element Speciation in Selected Smelter-Contaminated Soils in Anaconda and Deer Lodge Valley, Montana, USA. Advances in Environmental Research, 8: 51-67.

- Cao, W. y Tibbitts, T. W. 1994.** Responses of potatoes to solution pH levels with different form of nitrogen. *J. Plant Nutr.* 17: 109-126.
- Chaney, R. L., Malik M., Li, Brown Y. M., Brewer, S. L., Angle, E. P., Baker, J. S. 1997.** Phytoremediation of soil metals. *Current Opnion In Biotechnology* 8(3): 279-284.
- Chau, K. A., Riklund, R. and Silva, A. Ferreira. 1980** Roles of the lower and the upper Hubbard bands and the donor-excitonic states in the theory of shallow-impurity states in doped semiconductors. *Phys. Rev. B.* 21: 5745-5748.
- Chen, B., Christie, P. and Li, L. 2001.** A Modified Glass Bead Compartment Cultivation System for Studies on Nutrient and Trace Metal Uptake by Arbuscular Mycorrhiza. *Chemosphere* 42: 185-192.
- Chi-Ying Huang, Fakhri A., Bazzaz and Larry N. Vanderhoef 1974.** The Inhibition of Soybean Metabolism by Cadmium and Lead. *Plant Physiol.* 54: 122-124.
- Christie, P., Li, X., Chen, B. 2004.** Arbuscular Mycohrriza can Depress Translocation of Zinc To Shoots of Host Plants in Soils Moderately Polluted with Zinc. *Plant and Soil*, 261 (1-2): 209-217.
- Cohen, J. and Cohen, P. 1983.** Applied multiple regression/correlation analysis for the behavioral sciences. Hillsdale, NJ: Lawrence Erlbaum Associates, Inc.
- Cunningham, S. D. and Ow, D. W. 1996.** Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.* 110: 715–719.
- Cunningham, S. D., Berti, W. R. Huang, J. W. 1995.** Phytoremediation of contaminated soils. *Biotechnology* 13: 393-397
- Dietz, A. C. and Schnoor J. L. 2001.** Advances in Phytoremediation. *Environ Health Perspectives* 109: 163-168.
- Emsley, J. 1994.** Ancient World was Poisoned by Lead. *En: New Scientist*, 143: 14.
- Epstein, A. L., Gussman, C. D., Blaylock, M. J., Yermiyahu, U., Huang, J. W., Kapulnik, Y., Orser, C. S. 1999.** EDTA and Pb-EDTA accumulation in *Brassica juncea* grown in Pb-amended soil. *Plant and Soil*, 208: 87-94.
- Ernst, W. H. O. 2000.** Evolution of Metal Hyperaccumulation and Phytoremediation. *New Phytol* 146: 357-357.

- Frick, C. M., R. E. Farrell and Germida, J. J. 1999.** Assessment of Phytoremediation as an in situ Technique for Cleaning Oil-Contaminated Sites. Petroleum Technology Alliance of Canada. Vancouver, British Columbia.
- Garbisu, C., Alkorta, I. 2001.** Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresour Technol.* May; 77(3): 229-36. Review.
- García Vargas, G. G., Rubio Andrade, M., Del Razo, L. M., Borja Aburto, V., Vera Aguilar, E., Cebrian, M. E. 2001.** Lead exposure in children living in a smelter community in region Lagunera, Mexico. *J Toxicol Environ Health A*; 62: 417-29.
- García, I., Dorronsoro, C. 2005.** Contaminación por Metales Pesados. En *Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola.
- Gilman, E. F. and Watson, D. G. 1993.** Acacia farnesiana Sweet Acacia. Forest Service Department of Agriculture: 1-3.
- Granadillo, V. 1993.** Concentraciones de Plomo en Sangre de la Población de la Ciudad de Maracaibo. Universidad de Zulia, Maracaibo, Venezuela: 1-110.
- Griffth, S. M. y Streeter, D. 1994.** Nitrate and ammonium nutrition in ryegrass: changes in growth and chemical composition under hidroponic conditions. *J. Plant Nutr*: 1771-81.
- Guitart, R. y Vernon, G. Thomas. 2005.** *Revista Española de Salud Pública* V: 79 No.6 Madrid Nov.- ISSN 1135-5727.
- Hageman, R. H. 1992.** Ammonium versus nitrate nutrition of higher plants. R.D. Hauck, J.D. Beaton, C.A.I. Goring, R.G. Hoeft, G.W. Randall y D.A. Russel (eds.). *Nitrogen in crop production*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America and Soil Society of America. Madison, WI, USA: 67-88.
- Han, F. X., Banin, A., Kingery, W. L., Triplett, G. B., Zhou, L. X., Zheng, S. J., Ding, W. X., 2003.** New Approach to Studies of Heavy Metal Redistribution in Soil. *Advances in Environmental Research*, 8: 113-120.
- Hatre, J., Holdren, C., Schneider, R., Shirley, C. 2001.** Guía de las sustancias contaminantes. Editorial Grijalbo, México DF.

- Henry, J. R. 2000.** An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury. U.S. Washington, D.C., Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation office Washington, D.C. <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm> Accesado: 15 de febrero de 2008.
- Huang, J. W., Chen, J., Berti, W. R., and Cunningham, S. D. 1997** Phytoremediation of lead contaminated soil: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science and Technology*, vol. 31, no. 3: 800-805.
- Jacobson, M. D. 1996.** Reactive oxygen species and programmed cell.
- Jingquan, Y. y Dewei, C. 1988.** Effects of different nitrogen forms on tomato grown in carbonized rice hull. *Soilless Culture* 4: 51-61
- Kärenlampi, R. I., Tolvanen, T. P. and Hänninen, M. L. 2004.** Phylogenetic analysis and PCR-restriction fragment length polymorphism identification of *Campylobacter* species based on partial *groEL* gene sequences. *J Clin Microbiol* 42: 5731–5738.
- Khan, A. G., Kuek, C., Chaudhry, T. M., Khoo, C. S. and Hayes, W. J. 2000.** Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere* 4: 197–207.
- Kwak, Y. W., Min, B. H., Lee, J. M. 1989.** Effects of nitrogen source on growth and fruit development of tomatoes grown in nutrient solution. *Cated Papers Abstracts of Communicated Horticultural Science* 7: 60-61.
- Lasat, Mich M. 2000.** Phytoextraction of metals from contaminated soil: A Review of plant/soil/metal interaction and assessment of partinet agronomic issues. *J. Hazardous Substance Res.* 2 (5): 1-25.
- Lasat, Mich M. 2002.** Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms. *Journal of Environmental Quality.* 31(1): 109-120.
- Lombi, E., Zhao, F. J., Dunham, S. J. and McGrath, S. P. 2001.** Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils: Natural Hyperaccumulation Versus Chemically-Enhanced Phytoextraction. *Journal of Environmental Quality* 30: 1919-1926.
- Lorenz, K. H., Dosba, F., Poggi, Pollini C., Llacer, G., Seemüller, E. 1994.** Phytoplasma diseases on *Prunus* species in Europe are caused by genetically similar organisms. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 101: 567-75

- Madrid, F., Liphadzi, M. S. 2003.** Heavy metal displacement in chelat-irrigated soil during phytoremediation. *J Hydrol.* 272: 107-119.
- Maldonado, J. M. 1993.** Asimilación del nitrógeno y del azufre. J. Azcon B. y M. Talon. *Fisiología y bioquímica vegetal.* Interamericana-McGraw-Hill, Madrid: 215-236.
- Marqués, F. 1999.** El plomo como contaminante: su analítica y legislación. Fuentes de contaminación del plomo. *Toxicocinética.*
- Martin, C. W. 2000.** Heavy Metals Trends in Floodplain Sediments and Valley Fill. *Catena* 39: 53-68.
- McGowen, S. L., Basta, N. T. and Brown, G. O. 2001.** Use of diammonium phosphate to reduce heavy metal solubility and transport in smelter contaminated Soil. *J. Environ. Qual.* 30: 493–500.
- McGrath, S. P, Lombi, E., Zhao, F. J. and Dunham, S. J. 2001.** Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils: Natural Hyperaccumulation Versus Chemically Enhanced Phytoextraction. *Journal of Environmental Quality* 30 (6): 1919-1926.
- Meagher, R. B. 2000.** Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Curr Opin Plant Biol* 3: 153-162.
- Meagher, R. B., Rugh, C. L., Kandasamy, M. K., Gragson, G. and Wang, N. J. 2000.** Engineered phytoremediation of mercury pollution in soil and water using bacterial genes. In: *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, N. Terry, and G. Banuelos, eds (Boca Raton: Lewis Publishers): 203-221.
- Medina, R. y Vallejo A. 2001.** Elementos a considerar para integrar las bases de política para la prevención de la contaminación del suelo y su remediación. P7 ediciones. México, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales: 65.
- Mejáre, M., Bülow, L. 2001.** Metal binding proteins and peptides in bioremediation and phytoremediation of heavy metals. *Trends in Biotechnology* 19: 67-73.
- Mengel, K. and Kirkby, E.A. 1987.** Principles of Plant Nutrition. 4th Edition. International Potash Institute, IPI, Bern, Switzerland: 685.
- Merkl, N. R, Schultze, Kraft and Infante, C. 2004.** Phytoremediation of Petroleum Contaminated Soils in the Tropics - Pre-Selection of Plant Species from Eastern Venezuela. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 78 (3): 185-192.

Minitab Version 14 (Minitab, Inc. State College, PA, 2000)

Miteva, E., Maneva, S., Hristova, D. and Bojinova, P. 2001. Heavy metal accumulation in virus-infected tomatoes. *J. Phytopathol.* 149: 179–184.

Nastoff, T., Rush, V. 2000. Lead Toxicity. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta (G.A).

Nolan, A. L. and Zhang, H. 2005. Prediction of Zinc, Cadmium, Lead, and Copper Availability to Wheat in Contaminated Soils Using Chemical Speciation, Diffusive Gradients in Thin Films, Extraction, and Isotopic Dilution Techniques. *Journal of Environmental Quality.* 34: 496-507.

Norma Oficial Mexicana NOM-010-STPS-1999, Condiciones de seguridad e higiene en los centros de trabajo donde se manejen, transporten, procesen o almacenen sustancias químicas capaces de generar contaminación en el medio ambiente laboral.

Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMATNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000, Salud ambiental. Niveles de plomo en sangre y acciones como criterios para proteger la salud de la población expuesta no ocupacionalmente.

Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que Establece Criterios para Determinar las Concentraciones de Remediación de Suelos Contaminados por Arsénico, Berilio, Cadmio, Cromo Hexavalente, Mercurio, Níquel, Plomo, Selenio, Talio y Vanadio, Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 11 de Noviembre de 2005.

Osaki, M., Shirai, J., Shinano, T. and Tadano, T. 1995b. Effects of ammonium and nitrate assimilation on the growth and tuber swelling of potato plants. *Soil Sci. Plant Nutr.* 41: 709-719.

Osaki, M., Shirai, J., Shinano, T. and Tadano, T. 1995a. ^{15}N - Allocation of $^{15}\text{NH}_4\text{-N}$ and $^{15}\text{NO}_3\text{-N}$ to nitrogenous compounds at the vegetative growth stage of potato plants *Soil Sci. Plant Nutr.* 41: 699-708.

Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V., Toro, L. 2004. Sequential Extraction of Heavy Metals in River Sediments of an Abandoned Pyrite Mining Area: Pollution Detection and Affinity Series. *Environmental Pollution*, 132: 189- 201.

- Parrotta, John A. 1992.** *Gliricidia sepium* (Jacq.) Walp. *Gliricidia*, Mother of Cocoa. Leguminosae (*Papilionoideae*). Legume family. . New Orleans, LA: USDA Forest Service, Southern Forest Experiment Station, Institute of Tropical Forestry (SO-ITF-SM; 50): 7.
- Pineda, H. R. 2004.** Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de *Glomus* Intraradices en la Absorción y Translocación de Cinc y Cobre en Girasol (*Helianthus Annuus L.*) Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina. Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias Universidad de Colima. Tecoman, Colima.
- Pitchel, J. and Kuroiwa, K. 2000.** Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. *Environ Pollution* 110: 171-178.
- Prasad, M. N. V. and Freitas H. M. 2003.** Metal Hyperaccumulation In Plants Biodiversity Prospecting For Phytoremediation Technology. *Electronic Journal of Biotechnology* 6 (3): 285– 321.
- Pulfort, I. D., and Watson, C. 1993.** *J. Environ. Inten.* 29: 529-540
- Quero, J. L., Marañón, T., Villa R., 2004.** Tasas de fotosíntesis en plántulas de alcornoque y roble en distintos micrositos dentro del sotobosque. Área de Ecología, Universidad de Córdoba Dpto. Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada IRNA, CSIC.
- Raskin, I., Smith, R. D. and Salt, D. E. 1997.** Phytoremediation of metals: Using plants to remove pollutants from the environment. *Curr.Opinion Biotechol.* 8: 221–226.
- Robinson, B. H., Lombi, E., Zhao, F. J. and McGrath S. P. 2003.** Uptake and Distribution of Nickel and other Metals in the Hyperaccumulator *Berkheya Coddii*. *New Phytologist* 158: 279–285.
- Rodríguez, J. P., Beard, T. D. Jr., Agard, J., Bennett, E., Cork, S., Cumming, G., Deane, D., Dobson, A. P., Lodge, D. M., Mutale, M., Nelson, G. C., Peterson, G. D. and Ribeiro, T. 2005.** Interactions among ecosystem services. *in* S. R. Carpenter, P. L. Pingali, E. M. Bennett, and M. B. Zurek, editors. *Ecosystems and human well-being: scenarios. Findings of the Scenarios Working Group, Millennium Ecosystem Assessment.* Island Press, Washington, D.C., USA 2: 431–448
- Rodríguez-Ortíz, J.C.; Valdez-Cepeda, R.D.; Lara-Mireles, J.L.; Rodríguez-Fuentes, H.; Vázquez-Alvarado, R.E.; Magallanes-Quintanar, R.; García-Hernández, J.L. 2006.** Soil nitrogen fertilization effects on phytoextraction of Cd and Pb by tobacco (*Nicotiana tabacum L.*). *Bioremediation Journal* 10(3): 105-114.

- Römken, M. J. M., Dabney, S.M., Govers, G. and Bradford, J.M. 2002.** Soil erosion by water and tillage. *In* J.H. Dane and G.C. Topp (ed.) *Methods of Soil Analysis: Part 4. Physical Methods*. Soil Sci. Soc. Am. Book Series No. 5. SSSA, Madison, WI: 1621–1662
- Salisbury, F.B. and Ross, C.W. 1994.** Fisiología vegetal. Grup Editorial Iberoamérica. México, D.F.
- Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P. B. A., Dushenkov, V., Ensley, D., Chet, I. and Raskin, I. 1995a.** Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, 1995a, vol. 13: 468-474.
- Salt, D. E., Prince, R.C., Pickering, I. J. and Raskin, I. 1995b.** Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian Mustard. *Plant Physiology*, 1995b, vol. 109: 1427-1433.
- Salt, D. E., Smith, R.D., Raskin, I. 1998.** Phytoremediation. *Ann Rev Plant Physiol Plant Mol. Biol.* 49: 643-668.
- Sarret, G., Vangronsveld, J., Manceau, A., Musso, M., D'Haen, J., Menthonnex, J. J., Hazemann, J. L. 2001.** Accumulation forms of Zn and Pb in *Phaseolus vulgaris* in the presence and absence of EDTA. *Environ Sci Technol* 35: 2854 -2859
- SAS Versión 9.0** (Institute Inc., Cary NC, USA, 2002)
- Sauerbeck, D. 1982** Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden. *Landwirtsch. Forsch. Sh.* 39: 108-129.
- Sauquillo, A., Rigol, A. and Rauret, G. 2003.** Overview of the use of Leaching/Extraction Tests for Risk Assessment of Trace Metals in Contaminated Soils and Sediments. *Trends in Analytical Chemistry*, 22: 152-159.
- Sauve, S., Henderson, W., Allen, H. E. 2000.** Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1125–1131.
- Schmidt, Ulrich. 2003.** Enhancing Phytoextraction: The Effect of Chemical Soil manipulation on Mobility, Plant Accumulation, and Leaching of Heavy Metals. *J. Environ. Qual.* 32: 1939–1954
- Seoáñez, Calvo M. 1999.** Ingeniería del Medio Ambiente Aplicada al Medio Natural Continental Mundi-Prensa, México: 60, 181y 290

- Sias, Salvador., Gardea, Torresdey Jorge., James, Salvador., Webb, Robert. 1998.** Survey of northern chihuahuan desert plants for phytoremediation potential. Thesis. The University of Texas At El Paso.
- Singh, O. V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R. and Jain, R.K. 2003.** Phytoremediation: An Overview of Metallic Ion Decontamination From Soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 61: 405-412.
- Spain, A. 2003.** Implications Of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. *Reviews In Undergraduate Research*, 2: 1-6.
- STATISTICA Kernel release 7.0** (Stat soft Inc. 2004)
- Trejo-Calzada, R., García, N.C.; Valdez-Cepeda, R.D.; Flores-Hernández, A.; Arreola-Ávila, J.G. 2007.** Análisis de la variación espacial de plomo en suelos del área de Bermejillo, Dgo. *Memorias del Congreso de la Asociación Mexicana de Ingeniería Agrícola*. Bermejillo, Dgo., México: 120-129.
- Valdés, P. F. y Cabrera M. V. 1999.** La Contaminación Por Metales Pesados en Torreón Coahuila. En *Defensa del Ambiente A.C Torreón Coahuila*.
- Van der Lelie, D., Lesaulnier, C., McCorkle, S., Geets, J., Taghavi, S. and Dunn, J. 2006.** Use of Single-Point Genome Signature Tags as a universal tagging method for microbial genome surveys. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72: 2092-2101.
- Vassil, A. D., Kapulnik, Y., Raskin, I., and Salt, D.E. 1998.** The role of EDTA in lead transport and accumulation in Indian mustard *Plant Physiol.* 117: 447–453.
- Volke, S. T., Velasco, T. J. A y De La Rosa, A. 2005.** Suelos Contaminados por Metales y Metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. S y G Editores, S.A. de C.V., México, D. F. ISBN: 968-817-492
- Wang, Y. P. and Chao, C.C. 1992.** Effects of Vesicular- Arbuscular Mycorrhizae and Heavy Metals on the Growth of Soybean and Phosphate and Heavy Metal Uptake by Soybean in Major Soil Groups of Taiwan. *J. Agric. Assoc. China New. Ser.* 157: 6-20.
- Watanabe, M., Hanamoto, T. and Watanabe, Y. 1997.** Changes in the activities of ammonia assimilation enzymes during senescence of *Brassica napus*. T. Ando et al (Eds.), Kluwer Academic Publisher. Dordrecht: 197-198.

- Wenzel, W. W., Adriano, D. C., Salt, D., Smith, R. 1999.** Phytoremediation: A plant-microbe-based remediation system. En *Bioremediation of Contaminated Soils* (ed. Adriano, D.C., Bollang, J.M., Frankerberger, W.T., Smith, R.C.), ASA, CSSA, SSSA, Madison, EEUU, Agronomy 37: 457-508.
- Xiong, Z. T. 1997.** Bioaccumulation and Physiological Effects of Excess Lead in a Roadside Pioneer Species *Sonchus Oleraceus* L. *Environmental Pollution* 97 (3): 275 279.
- Zhang, Q., Davis, L. C. and Erick, L. E. 2000.** Heavy Metal. In: *Hazardous Substance Res. Soil Sci.* 2 (4): 1