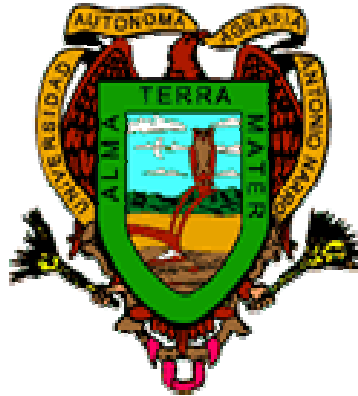


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA**

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



**DETERMINACIÓN DE ABSORCIÓN DE ARSÉNICO (As) POR
HUIZACHE (*Acacia farnesiana*).**

POR

HÉCTOR ANTONIO HERNÁNDEZ

TESIS

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

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO.

MAYO DE 2010

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA**

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



**DETERMINACIÓN DE ABSORCIÓN DE ARSÉNICO (As) POR
HUIZACHE (*Acacia farnesiana*).**

POR

HÉCTOR ANTONIO HERNÁNDEZ

TESIS

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

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO.

MAYO DE 2010

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

DETERMINACIÓN DE ABSORCIÓN DE ARSÉNICO (As) POR
HUIZACHE (*Acacia farnesiana*).

TESIS

PRESENTADA POR:

HÉCTOR ANTONIO HERNÁNDEZ

QUE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR,
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

COMITÉ EVALUADOR:

PRESIDENTE:


M.C. HÉCTOR MONTAÑO RODRÍGUEZ.

VOCAL:


M.C. AMANDA JARAMILLO SANTOS.

VOCAL


M.C. MA. DE JESÚS RIVERA GONZÁLEZ.

VOCAL SUPLENTE:


DR. CESAR GUERRERO GUERRERO.

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS.


M.C. VÍCTOR MARTÍNEZ CUETO

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO



MAYO DE 2010

Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

DETERMINACIÓN DE ABSORCIÓN DE ARSÉNICO (As) POR
HUIZACHE (*Acacia farnesiana*)

TESIS

PRESENTADA POR:

HÉCTOR ANTONIO HERNÁNDEZ

BAJO LA SUPERVISIÓN DEL COMITÉ DE ASESORÍA Y APROBADA COMO
REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR AL GRADO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

COMITÉ ASESOR

ASESOR PRINCIPAL:


M.C. HÉCTOR MONTAÑO RODRÍGUEZ.

ASESOR:


M.C. AMANDA JARAMILLO SANTOS.

ASESOR:


M.C. MA. DE JESÚS RIVERA GONZÁLEZ.

ASESOR:


DR. CESAR GUERRERO GUERRERO.

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS


M.C VÍCTOR MARTÍNEZ CUETO

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO



MAYO DE 2010
Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

AGRADECIMIENTOS

A DIOS

Primeramente por permitirme culminar mis sueños, por la vida que me ha brindado, y porque me acompañe en mi destino.

A MI ALMA TERRA MATER

Por el tiempo tan satisfactorio para prepararme como un verdadero profesionalista y darme las herramientas necesarias para un mejor futuro.

A MIS PADRES

Por estar siempre conmigo y ser tan excelentes padres los quiero mucho.

A MIS ASESORES

M.C. Héctor Montaña Rodríguez.

M.C. Amanda Jaramillo Santos.

M.C. María De Jesús Rivera Gonzales.

DR. Cesar Guerrero Guerrero.

Gracias por brindarme todos sus apoyos en la realización de este trabajo de investigación y de depositar su confianza en mí.

A mis amigos y compañeros de escuela: Por todos esos lindos momentos que vivimos juntos.

DEDICATORIAS

A DIOS por que sin él no existiría nada, por el simple hecho de haberme dado la oportunidad de estar en este mundo, por ser mi fortaleza en mis momentos difíciles, por permitirme gozar de salud y simplemente por la oportunidad de vivir. Y por ahora darme la oportunidad de llegar a este momento cumpliendo uno de mis sueños.

A mis padres: Sabino Antonio cruz y Elvia Hernández Catarina, por la vida que me han dado, por todo su amor incondicional, sus consejos y su motivación a alcanzar mis sueños y metas.

A mis hermanos: Flora, Félix, Guillermina Yececy, Yaneth y María Vianney, por todas las vivencias de nuestra infancia y por ser mi inspiración y motivación de seguir adelante.

ÍNDICE GENERAL

Agradecimientos.....	i
Dedicatorias	ii
Índice de Cuadros	V
Índice de Graficas	VI
Resumen.....	VII
I. Introducción	1
CAPITULO I.	
1.1 Planteamiento del problema.....	2
1.2 Justificación.....	3
1.3 Objetivos	5
1.3.1 Objetivo general.....	5
1.3.2 Hipótesis	5
CAPITULO II. MARCO TEÓRICO	
2.1 Fuente de contaminación en el ambiente.....	7
2.1.1 extracción y fundición de minerales	7
2.1.2 Quemado de carbón	7
2.1.3 Pesticidas.....	7
2.2 Conceptos de fitorremediación.....	8
2.3 Mecanismos y fases de fitorremediación.....	8
2.4 Efectos ambientales del arsénico.....	9
2.5 Efectos del arsénico en la salud.....	10
2.6 Fuentes de contaminación por arsénico.....	11
2.7 Efecto del arsénico en las plantas.....	11
2.8 Normatividad del arsénico en el suelo.....	12
2.9 Mecanismos para la absorción de metales pesados en las plantas.....	12
2.10 Huizache <i>Acacia farnesiana</i>	13

CAPITULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Ubicación geográfica	14
3.2 Desarrollo del experimento.....	14
3.2.1 Siembra	14
3.2.2 Mezcla de sustrato	15
3.2.3 Trasplante	15
3.3 Diseño experimental	15
3.4 Determinación cuantitativa de Arsénico	16
3.5 Metodología.....	16
3.5.1 Metodología para análisis de Arsénico en la planta.	16

CAPITULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Resultados de los análisis de varianza para el proceso estadístico de los datos obtenidos de la planta.	17
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

CAPITULO V. CONCLUSIONES

5.1 Determinación de los análisis de varianza para el proceso estadístico de los datos obtenidos de la planta.....	20
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

CAPITULO VI. BIBLIOGRAFÍA.....	22
---------------------------------------	-----------

ÍNDICE DE CUADROS

CUADRO 4.1 Resultados de los análisis de varianza para el proceso estadístico de los datos obtenidos de la planta.....	18
Cuadro 4.2 Comparación de media de los tratamientos en mg/As con diferentes dosis para cada tratamiento según DMS ($P \leq 0.05$).....	19

ÍNDICE DE GRAFICAS

Grafica 4.2 Resultados de las medias de absorción en cada uno de los tratamientos con diferentes concentraciones de As 20

RESUMEN

En México como consecuencia del desarrollo industrial, se registra una creciente y preocupante contaminación ambiental, sobre todo a raíz de varios siglos de actividad minera y, desde hace décadas, por la intensa explotación petrolera. Su concentración en los seres vivos aumenta a medida que son ingeridos por otros, por lo que la ingesta de plantas o animales contaminados puede provocar síntomas de intoxicación el objetivo de este trabajo fue determinar la absorción del arsénico en la estructura de la planta de huizache (*Acacia farnesiana*) con diferentes concentraciones en el sustrato en vivero, se trabajo con un total de 280 plantas de huizache de las cuales se dividieron en seis tratamientos y un testigo cada uno con 40 plantas por tratamiento se aplicó diferentes concentraciones de arsénico al **TI** 15mg/kg, **TII** 20mg/kg, **TIII** 30mg/kg, **TIV** 50mg/kg, **TV** 100mg/kg, **TVI** 200mg/kg y el testigo. En los resultados obtenidos se puede observar que hay una diferencia significativa la planta comúnmente conocida como huizache, absorbió el metal pesado en las siguientes cantidades; 0.400 mg/As en los tratamientos III, IV y VI, 0.300 mg/As para el tratamiento V, 0.1667 mg/As al tratamiento II, 0.133 mg/As en el tratamiento I considerando diferentes concentraciones del contaminante aplicados para cada tratamiento.

Palabras clave: Fitorremediación, Absorción, Arsénico, Huizache.

I. INTRODUCCIÓN.

En México como consecuencia del desarrollo industrial, se registra una creciente y preocupante contaminación ambiental, sobre todo a raíz de varios siglos de actividad minera y, desde hace décadas, por la intensa explotación petrolera.

Los metales pesados pueden encontrarse en mayores cantidades en los estratos profundos de los ríos y en menor proporción en la superficie, los mantos acuíferos no contaminados pueden contener cantidades muy pequeñas.

Uno de los mecanismos mediante el cual los metales llegan al ser humano se debe a que las plantas absorben el metal a través de la raíz y a su vez las especies animales lo hacen al alimentarse de aquellas.

Su concentración en los seres vivos aumenta a medida que son ingeridos por otros, por lo que la ingesta de plantas o animales contaminados puede provocar síntomas de intoxicación.

Una de las técnicas empleadas por el hombre para remediar suelos y aguas contaminadas con compuestos orgánicos, inorgánicos y compuestos radioactivos es el uso de especies vegetales diversas y microorganismos con capacidad fisiológica y bioquímica para absorber, retener, degradar o transformar sustancias contaminantes a formas menos tóxicas en diferentes sitios contaminados (SEMARNAT 2000).

La actividad humana incrementa el contenido de estos metales en el ambiente en cantidades considerables, siendo esta, sin duda, la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas (Vega 2000).

El objetivo de este trabajo fue determinar la absorción del arsénico en la estructura de la planta de huizache (*Acacia farnesiana*) con diferentes concentraciones en el sustrato en vivero.

CAPITULO I

1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.

El arsénico (As) ha estado entre nosotros durante miles de años, pero solo hace dos décadas; entidades como la Environmental Protection Agency (EPA) y gobiernos de diversos países se han interesado en este mineral debido a sus comprobados efectos nocivos para la salud, los cuales pueden ser cancerígenos. Aunque la mayor parte del arsénico a escala mundial se encuentra de forma natural en los suelos, se ha visto incrementado por la interferencia del hombre, especialmente por las industrias del cobre (Cu), zinc (Zn) y la agricultura. En la región norte de Chile se han presentado históricamente altas concentraciones de arsénico, tanto en suelos como en aguas subterráneas que alimentan las diversas poblaciones urbanas y rurales, es por ello, que tanto entidades de gobierno y empresas privadas han generado plantas de tratamiento para las aguas de las grandes zonas urbanas (EPA).

El arsénico está ampliamente distribuido en gran número de minerales. Las mayores concentraciones, en general, se dan en forma de arseniuros de cobre, plomo, plata y oro o como impurezas en sulfuros (World Health Organization, 1981). El contenido de arsénico de la corteza terrestre está entre 1.5 y 2 mg/kg, siendo el elemento número veinte en la lista de los elementos más abundantes (N.A.S., 1977).

En el sur y el este de Asia se registran más de la mitad de los envenenamientos por arsénico conocidos en el mundo. La ingestión de grandes cantidades de arroz cultivado en las áreas afectadas también podría ser un riesgo para la salud.

La contaminación ambiental debida al arsénico es causada mayormente por las actividades humanas. La contaminación del agua por arsénico constituye un grave problema en México. La fitorremediación se ha constituido como una opción viable que presenta ventajas importantes respecto a otras tecnologías de remediación, por lo que se hace necesario estudiar los mecanismos involucrados (Lasat, M. 2002).

La organización mundial de la salud ha llegado a la conclusión de que 1 de cada 10 000 habitantes corre el riesgo de adquirir cáncer de piel debido a la ingestión diaria

de agua con concentraciones de 0.002mg.L^{-1} . (Batsheba, 1996). Es importante destacar que en productos destinados al consumo humano, como verduras, hortalizas, frutas y otros, no se ha encontrado alguna norma que especifique si puede ser admisible la presencia de arsénico.

Bangladesh es el país que más contaminación sufre, donde cientos de miles de personas pueden morir víctimas de cánceres de pulmón, vejiga y piel causados por el arsénico, las consecuencias se multiplican en las zonas de actividad agrícola y ganadera, ya que el tóxico, presente en la naturaleza en rocas sedimentarias y volcánicas, se incorpora en la cadena alimenticia a través de plantas y animales (Ravenscroft 1999).

Según los parámetros de la Organización Mundial de la Salud, 10 partes por 1.000 millones (ppb) de arsénico en suministros de agua es un límite seguro. Sin embargo, casi 140 millones de personas consumen agua que supera este umbral y 57 millones están expuestos a niveles de más de 50 ppb.

La OMS fija el límite máximo del As en agua en $10\ \mu\text{g/l}$, aunque es frecuente que el agua subterránea exceda mucho esta concentración (WHO 1986).

La acumulación de metales pesados en sólidos y sedimentos puede acarrear, a la larga, consecuencias negativas para el entorno ecológico, ya que se facilita la lixiviación de cantidades significativamente elevadas de elementos tóxicos que, posteriormente, se hacen accesibles a los sistemas acuosos y seres vivos. Por su parte, la acumulación en tejidos vegetales puede llegar a producir daños genotóxicos en las células y de esta forma, se incorporan al hombre a través de la cadena alimenticia (Pérez, 2004).

1.2 JUSTIFICACIÓN.

Los metales pesados se han convertido en un tema actual tanto en el campo ambiental como en la salud pública. Los daños que causan son tan severos y en ocasiones tan ausentes de síntomas, que las autoridades ambientales y de salud en el mundo ponen atención en minimizar la exposición de la población, en particular la infantil a estos metales pesados (Valdés 1999).

Las principales vías de entrada de los metales a las plantas son el aire, el agua y el suelo, siendo las plantas un punto de conexión importante entre la parte abiótica y biótica del ecosistema en la transferencia de metales, los principales peligros ambientales de la transferencia de metales pesados desde el suelo a las plantas son la entrada de los metales en la cadena trófica, la pérdida de cobertura vegetal o cosecha por su fitotoxicidad y la absorción de metales desde el suelo por plantas tolerantes, que pueden producir efectos tóxicos en la flora y la fauna (Kabata-Pendias, 2004). Por lo tanto, además del suelo las plantas son un elemento importante en los procesos de contaminación. Esto es especialmente relevante en zonas agrícolas, ya que la transferencia de metales pesados a los seres humanos puede producirse de manera directa.

El Arsénico (As) se encuentra como materia de desecho en muchos minerales; también puede ser liberado al ambiente por la actividad volcánica, la erosión de depósitos minerales y por diversas actividades humanas.

México es uno de los principales productores de arsénico en el mundo, con cerca del 20 % de la producción mundial. Además de su presencia natural en pequeñas cantidades en prácticamente todos los ecosistemas, las principales actividades humanas que liberan este elemento al ambiente son el uso de combustibles fósiles en plantas termoeléctricas, los procesos de fundición y refinación de metales no ferrosos (Pb, Zn y Cu) y el almacenamiento de desechos industriales que contienen arsénico (Nriagu Jo. 1994).

La contaminación ambiental debida al arsénico es causada mayormente por las actividades humanas. La contaminación del agua por arsénico constituye un grave problema en México. La fitorremediación se ha constituido como una opción viable que presenta ventajas importantes respecto a otras tecnologías de remediación, por lo que se hace necesario estudiar los mecanismos involucrados (Lasat, M. 2002).

1.3 OBJETIVOS.

1.3.1 Objetivo general.

- Determinar la absorción del arsénico en la estructura de la planta de huizache (*Acacia farnesiana*) con diferentes concentraciones en el sustrato en vivero.

1.3.2 Hipótesis.

- A mayor concentración de arsénico en el sustrato habrá mayor absorción del mismo por la planta (*Acacia farnesiana*).
- La absorción de arsénico por planta depende de la concentración de este compuesto en el sustrato.

CAPITULO II. MARCO TEÓRICO.

Debido a la gran cantidad de actividad industrial a lo largo del último siglo, la contaminación por metales pesados en el ambiente se ha vuelto un serio dilema. Muchos de estos metales tóxicos entran en el ambiente por el uso de combustible fósil así como la minería y en los procesos de fundición (Fernández 1991).

Concentraciones altas de metales en las soluciones del suelo pueden provocar inhibición en la elongación y en el desarrollo de las raíces (Punshon 1996), sin embargo, existe vegetación resistente que se adapta a estos ambientes con elevadas concentraciones de metales pesados y puede colonizar estas áreas (Shaw 1990).

En la actualidad la exposición a elementos metálicos como el arsénico se produce de forma específica en la actividad laboral, como ha sucedido a lo largo de la historia, pero además la población general entra en contacto con ello a través del agua, los alimentos y el ambiente, donde su presencia se ha incrementado por la intervención de la actividad industrial humana sobre los ciclos hidrogeológicos (Sullivan 2001). Así como la fuente de exposición alimentaria mantiene su importancia como se ha demostrado en la epidemia de arsenicosis por consumo de agua de pozo con alta concentración de As en diversos países asiáticos a lo largo de los años 90 (Rahman 2001)

La contaminación ambiental por arsénico puede aumentar debido a diversas actividades humanas tales como la minería, los procesos industriales en los que se usa el carbón como fuente de energía, la industria de vidrio y la agricultura (Leonard y Lauwerys, 1980). Y cada vez son más los países en los que se conocen problemas de arsenicismo, entre los que se destacan en orden alfabético Argentina, Bangladesh, Bolivia, Canadá, Chile, China, EEUU, Eslovaquia, Hungría, India, Japón, México, Mongolia, Perú, Polonia, Rumania, Tailandia y Taiwán (Aposhian *et al.*, 2000; Basu *et al.*, 2001).

2.1 FUENTE DE CONTAMINACIÓN EN EL AMBIENTE.

Existen tres fuentes principales de contaminación de arsénico en el medio ambiente; fundición de metales, quemado de carbón y el uso de pesticidas que en su composición contengan arsénico (Lepp 1981).

2.1.1 Extracción y fundición de minerales.

La existencia de arsénico en minerales de zinc-plomo, de cobre y su presencia en muchas piritas son causa de contaminación por arsénico en el entorno de los sitios de fundición y tratamiento de los minerales, debido a la volatilización de algunos compuestos durante el proceso de fundición (Crecelius *et al.*, 1974).

El polvo y los gases emanados desde las operaciones de fundición han contaminado suelos y plantas, De este modo, suelos superficiales cercanos a fundiciones de cobre o plomo presentan concentraciones que oscilan entre las 260-380 ppm de arsénico; niveles de contaminación que conllevan contenidos de aproximadamente 60-80 ppm de arsénico en planta (O'Toole *et al.*, 1971).

2.1.2 Quemado de carbón.

El arsénico aparece ampliamente en el carbón como arsenopirita y se da como trióxido en las emisiones desde las plantas carboníferas la concentración de arsénico en el carbón de Estados Unidos, Australia y Gran Bretaña varía entre 0.5 y 93 mg As/kg. Siendo el americano el de mayores valores (Swaine, 1977).

Las partículas de polvo aerotransportadas pueden contener más de 1700 ppm de arsénico (Temple *et al.*, 1977).

2.1.3 Pesticidas.

Desde el siglo diecinueve hasta la mitad del siglo veinte los arsenicales inorgánicos fueron usados como pesticidas generales en huertos y cultivos de patatas. En general, estos suelos contienen más de 2500 mg As/kg (Woolson *et al.*, 1971) y son fitotóxicos para varios cultivos; dependiendo este grado de toxicidad del pH, de las concentraciones de fosfato, hierro y aluminio y de la cantidad de materia orgánica.

2.2 CONCEPTOS DE FITORREMEDIACION.

La fitorremediación es el nombre dado en conjunto de tecnologías las cuales usan plantas para limpiar sitios contaminados. El termino de fitorremediación (Phyto = planta y remediation = corrección, remediación) es relativamente nuevo y es conocido como tal en 1991 (EPA 2000).

La fitorremediación es una de las técnicas biológicas que más atención ha recibido que tiene como objetivo degradar, asimilar, metabolizar o desintoxicar metales pesados, compuestos orgánicos y compuestos radioactivos por medio de la acción combinada de plantas y microorganismos con capacidad fisiológica y bioquímica para absorber, retener, degradar o transformar sustancias contaminantes a formas menos tóxicas (Harvey *et al.* 2002).

A través de procesos que logran recuperar la matriz o estabilizar el contaminante (Cunningham s. *et al.* 1997).

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, y que procura una mejora de la calidad del suelo, ya que aumenta el contenido de carbono orgánico, mejora su estructura, incrementa la porosidad, la infiltración del agua y reduce la erosión (Pivetz, B. 2001).

2.3 MECANISMOS Y FASES DE FITORREMEDIACIÓN.

La desintoxicación de contaminantes por fitorremediación se realiza empleando al menos uno de los siguientes mecanismos: fitoextracción, rizofiltración, fitoestimulación, fitoestabilización, fitovolatilización y fitodegradación (USEPA 1996).

La fitoextracción o fitoacumulación consiste en la absorción de contaminantes por las raíces; es la capacidad de algunas plantas para acumular contaminantes en sus raíces, tallos o follaje. Este mecanismo ha sido ampliamente estudiado en plantas que acumulan metales (Jian *et al.* 1997) y recientemente con materiales radioactivos en acuíferos (Dushenkov 2003).

La rizofiltración se basa en la utilización de plantas crecidas en cultivos hidropónicos, se prefieren raíces de plantas terrestres con alta tasa de crecimiento y área superficial para absorber, concentrar y precipitar contaminantes.

En la fitoestimulación o rizodegradación las plantas generan los exudados radiculares que estimulan el crecimiento de los microorganismos nativos capaces de degradar compuestos orgánicos xenobióticos (Joner y Leyval 2003)

La fitoestabilización es un mecanismo que utiliza la planta para desarrollar un sistema denso de raíces que le permite reducir la biodisponibilidad y la movilidad de los contaminantes evitando el transporte a capas subterráneas o a la atmósfera (Dec y Bollang 1994).

La fitodegradación consiste en la transformación de los contaminantes orgánicos en moléculas más simples. En determinadas ocasiones, los productos de la degradación le sirven a la planta para acelerar su crecimiento, en otros casos los contaminantes son biotransformados. Por ejemplo, Marjories *et al.* (2001), Newman *et al.* (1999) y Kassel *et al.* (2002), encontraron que el álamo fitodegradó moléculas como el éter metil terbutílico y el tricloroetileno presentes en acuíferos.

La fitovolatilización se produce a medida que las plantas en crecimiento absorben agua junto con los contaminantes orgánicos solubles. Algunos de los contaminantes pueden llegar hasta las hojas y evaporarse o volatilizarse a la atmósfera. (Núñez *et al.* 2004).

2.4 EFECTOS AMBIENTALES DEL ARSÉNICO.

El arsénico se encuentra en pequeñas concentraciones en la tierra y se puede propagar al aire y el agua a través de fenómenos naturales como tormentas de polvo y las aguas de escorrentía pero, al mismo tiempo, su propagación puede ser por causas humanas, especialmente fenómenos relacionados con la minería y fundiciones.

El arsénico posee la característica de ser un compuesto móvil, eso quiere decir que su solubilidad o volatilidad es muy baja lo que hace difícil encontrar grandes concentraciones de este elemento pero, al mismo tiempo, esta cualidad le permite su esparcimiento. El ciclo del arsénico ha sido ampliado como consecuencia de las interferencias humanas, debido a lo cual, grandes cantidades de arsénico terminan

en el ambiente y en organismos vivos. El arsénico es mayoritariamente emitido por las industrias productoras de cobre, pero también durante la producción de plomo, zinc y en la agricultura. (Nriagu, 1994).

Cuando el arsénico ingresa al ambiente este no puede ser destruido, de esta forma la cantidad de arsénico añadido como consecuencia de las industrias puede esparcirse y causar efectos sobre la salud de los humanos y los animales.

Por otra parte las plantas tienen la capacidad de absorber rápidamente el arsénico, por lo que la concentración en los alimentos vegetales puede ser muy alta. De la misma forma la presencia de arsénico en las aguas hace que los animales y algas que habitan este medio posean arsénico a través de acumulación. Cualquier organismo que consuma alguno de estos animales o vegetales que ya se encuentran contaminados absorbe las concentraciones de arsénico ya adquiridas, haciendo que el ciclo se extienda aun más.

2.5 EFECTOS DEL ARSÉNICO EN LA SALUD.

El Arsénico es uno de los elementos más tóxicos que pueden ser encontrados. Debido a sus efectos tóxicos, los enlaces de Arsénico inorgánico ocurren en la tierra naturalmente en pequeñas cantidades. Los humanos pueden ser expuestos al Arsénico a través de la comida, agua y aire. La exposición puede también ocurrir a través del contacto con la piel con suelo o agua que contenga Arsénico. El arsénico ingresa al organismo por vía digestiva a través de agua y alimentos contaminados, por malos hábitos higiénicos en el trabajo, o por inhalación de polvos y vapores. Una vez que se ha ingerido algún alimento contaminado con arsénico, el metal se acumula en el tracto respiratorio y son absorbidas por el pulmón. Allí, de acuerdo a la especie química de arsénico que se ha incorporado, puede ocurrir la excreción por orina o su ingreso a los tejidos del cuerpo. Si es absorbido, el arsénico puede llegar al hígado, las vísceras, los huesos, la piel y concentrarse en el pelo y las uñas.

Los efectos tóxicos de la contaminación crónica con arsénico inorgánico han sido descritos en muchos países del mundo, incluido el nuestro. Ya desde principios del 1900 se han descrito en la provincia de Córdoba, los síntomas de la contaminación

con arsénico. La enfermedad que produce se conoce con el nombre de hidroarsenicismo, y produce hiperpigmentación y necrosis en la piel (Labunska, I. *et al* 2000).

La acumulación de los metales pesados en los tejidos vegetales puede llegar a producir daños genotóxicos en sus células y de esta manera logran incorporarse al hombre a través de la cadena alimenticia (Pérez, 2004)

2.6 FUENTES DE CONTAMINACIÓN POR ARSÉNICO.

Las fuentes principales de la contaminación arsenical son las fundidoras, el agua de ciertas regiones, el humo de tabaco, algunos plaguicidas, los huevos de gallinas criadas en régimen industrial (se les da arsénico para combatir los parásitos) y los mariscos. Para protegerse de los daños se pueden tomar dosis de yodo orgánico, mega dosis de vitamina C y comer diversos germinados.

Otras zonas donde se dan con frecuencia altas concentraciones de As son las áreas de actividad geotérmica notable (Fowler, 1977), así como los suelos procedentes de roca madre de origen volcánico (Ferguson y Gavis, 1972).

De tal forma, que al estudiar las concentraciones de contaminante en fangos geotérmicos, gases de fumarolas, aguas y suelos de los alrededores de estas fuentes, se observa como éstas son tan elevadas que la salud de los animales de pastoreo de la zona está seriamente afectada (Lepp, 1981).

2.7 EFECTO DEL ARSÉNICO EN LAS PLANTAS.

Los compuestos de As han sido usados en agricultura como pesticidas, insecticidas, herbicidas o defoliantes durante muchos años. Los arsenicales orgánicos han reemplazado, en la mayoría de los casos, a los inorgánicos como herbicidas selectivos o generales. Son aplicados en proporciones más bajas que los arsenicales inorgánicos y de este modo se reducen en general los problemas asociados con la acumulación de arsénico en suelos agrícolas (Walsh y Keeney, 1975), pero puntualmente pueden persistir y merecen ser estudiados.

El límite para el contenido de arsénico en frutos, cultivos y vegetales es de 2,6 mg As/kg en peso fresco (US Public Health Service).

2.8 NORMATIVIDAD DEL ARSÉNICO EN EL SUELO.

Los siguientes datos fueron establecidos por la PROFEPA Los límites máximos permisibles en un suelo de uso residencial es de 20 mg/Kg, para uso industrial su límite máximo permisible es de 40 mg/Kg. (Secretaria De Medio Ambiente Y Recursos Naturales, Diciembre, 2003)

La norma actual de la EPA para arsénico en agua potable sigue siendo 0.05 ppm (50 ppb). (ASTDR, 2000).

2.9 MECANISMOS PARA LA ABSORCIÓN DE METALES PESADOS EN LAS PLANTAS.

Las plantas han desarrollado mecanismos específicos para absorber, traslocar y acumular nutrientes (Lasat, 2000); sin embargo, algunos metales y metaloides no esenciales para los vegetales son absorbidos, traslocados y acumulados en la planta debido a que presentan un comportamiento electroquímico similar a los elementos nutritivos requeridos.

Mecanismo I.- La absorción de metales pesados por las plantas es generalmente el primer paso de su entrada en la cadena alimentaria. La absorción y posterior acumulación dependen de:

- 1.- el movimiento de los metales desde la solución del suelo a la raíz de la planta,
- 2.- el paso de los metales por las membranas de las células corticales de la raíz,
- 3.- el transporte de los metales desde las células corticales al xilema desde donde la solución con metales se transporta de la raíz a los tallos.
- 4.- La posible movilización por los metales desde las hojas hacia los tejidos de almacenamiento usados como alimento (semilla, tubérculos y frutos) por el floema.

Después de la absorción por los vegetales los metales están disponibles para los herbívoros y humanos directamente o a través de la cadena alimentaria (John y Leventhal, 1995).

Mecanismo II.- La absorción foliar es otro mecanismo de ingreso de sustancias potencialmente tóxicas a las plantas, como los metales pesados.

La disponibilidad a través de las hojas de algunos elementos traza provenientes de fuentes aéreas puede tener un impacto significativo en la contaminación de las plantas y también es de particular importancia en la aplicación de fertilizantes foliares (Kabata-Pendias, 2000). La absorción foliar es mediada por una fase de penetración cuticular y un mecanismo de carácter metabólico que considera la acumulación de los elementos contra la gradiente de concentración.

Las especies vegetales incluyendo algunos cultivos, tienen la capacidad de acumular metales en sus tejidos. Las plantas capaces de absorber y acumular metales por sobre lo establecido como normal para otras especies en los mismos suelos se llaman híper-acumuladoras y se encuentran principalmente en suelos que son ricos en metales por condiciones geoquímicas naturales o contaminación antropogénica (Kabata-Pendias, 2000).

La capacidad de las plantas para bio-acumular metales y otros posibles contaminantes varía según la especie vegetal y la naturaleza de los contaminantes. Estas diferencias en la absorción de metales puede ser atribuida a la capacidad de retención del metal por el suelo y a la intersección planta-raíz-metal. Pero es importante anotar que el comportamiento de la planta frente a los metales pesados depende de cada metal (.sag.gob, biblioteca, 2008).

2.10 HUIZACHE *Acacia farnesiana*.

La *Acacia farnesiana* o huizache es un árbol mexicano de gran valor, que tiene una importante capacidad de adaptación en distintos territorios, originaria de América tropical. Naturalizada en todo el mundo tropical y en el Mediterráneo. Se cultiva en Argelia y sur de Francia, principalmente en la región de Grasse. Actualmente se le considera como flora nociva en muchos sitios en donde, a menudo, ganaderos y agricultores la desprecian, rechazan y agreden. A pesar de ello, en el extranjero este árbol es muy valorado y bien explotado; Su área de distribución es

heterogénea. En la vertiente Pacífica: desde el sur de Sonora hasta Chiapas y de manera discontinua en la vertiente Atlántica. (Martínez, M. 1979.)

CAPITULO III. MATERIALES Y MÉTODOS.

3.1 UBICACIÓN GEOGRÁFICA.

El presente trabajo se llevo a cabo en el Vivero del Centro de Investigación de Ciencias Agrarias y Ambientales de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna, la cual se localiza en Periférico Carretera a Santa Fe, Km. 1.5, en Torreón Coahuila México; Las características climáticas son de temperatura media de 21°C anuales, su clima es clasificado muy seca con deficiencia de precipitación durante todas las estaciones del año. La fase de campo se realizo durante el periodo octubre 2008 - diciembre 2009. La finalidad del proyecto fue determinar la absorción del arsénico en la estructura de la planta de huizache (*Acacia farnesiana*) con diferentes concentraciones en el sustrato en vivero.

3.2 DESARROLLO DEL EXPERIMENTO.

3.2.1 Siembra.

Se realizo la siembra en charolas de 95, 60 y 24 cavidades, primeramente se humedeció el sustrato (peat moss) depositándolo en las cavidades o celdas, posteriormente se realizaron pequeños orificios para depositar una semilla por cavidad, seguido de la colocación de una capa ligera de material orgánico para dicha semilla, finalmente se cubrió la charola con plástico transparente y se coloco en el área del cuarto de germinación, el cual esta acondicionada con temperatura controlada de 25 a 27 °C, y exposición de 16 horas luz. La semilla una vez germinada, fue transportada al vivero las cuales fueron regadas cada tercer día.

3.2.2 Mezcla de sustrato.

Primeramente se realizó el cribado de la arena después se preparo una mezcla en proporción de 3:1 de sustrato arcilla – arena. Posteriormente se llenaron con esta preparación bolsas de plástico negras con capacidad de 1 kg.

3.2.3 Trasplante.

El trasplante se realizó durante el mes de abril, cuando la planta alcanzó una altura promedio de 12 cm depositándola en bolsas de polietileno con capacidad de 1 Kg. conteniendo sustrato arcilla-arena.

3.3 DISEÑO EXPERIMENTAL.

Se trabajo con un total de 280 plantas de huizache de las cuales se dividieron en seis tratamientos y un testigo cada uno con 40 plantas por tratamiento.

Cada tratamiento se le aplico diferentes concentraciones de arsénico al **TI** 15mg/kg, **TII** 20mg/kg, **TIII** 30mg/kg, **TIV** 50mg/kg, **TV** 100mg/kg, **TVI** 200mg/kg y el testigo. Posteriormente a los 60 días después de la inoculación del arsénico (As) se realizaron los análisis de la planta.

A los 107 días después del trasplante a bolsas se realizaron 2 aplicaciones de arsénico a cada tratamiento, la primera aplicación el 10 de agosto y la segunda aplicación el 28 de septiembre del 2009, finalmente a los 60 días se realizo los análisis a tres plantas por tratamiento, con el objetivo de determinar la absorción del metal pesado absorbido por la planta.

Las plantas analizadas se seleccionaron al azar y se secaron en estufa marca NAPSA® modelo HDP 334 a una temperatura de 60°C con un periodo de 24 hrs. Y posteriormente fueron triturados en molino de acero inoxidable, tipo wiley con tamiz malla 40 mezclando raíz, tallo y hoja siguiendo el procedimiento del análisis para determinación del arsénico.

3.4 DETERMINACIÓN CUANTITATIVA DE ARSÉNICO.

La determinación del metal pesado en huizache (*Acacia farnesiana*). Se llevo a cabo en el laboratorio del departamento de suelos en la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna; utilizando como instrumento de medición analítica el método por adición de cinc y de un acido solido a los compuestos de arsénico (III) y arsénico (V), la concentración de arsénico se determino cuantitativamente por comparación visual de la zona de reacción de la tira de ensayo con las zonas de una escala colorimétrica. Determinando así la absorción del metal pesado en la planta.

3.5 METODOLOGÍA.

3.5.1 Metodología para análisis de arsénico en la planta.

1. Se pesaron 0.50 g de material vegetal de cada una de las muestras y se colocaron en matraces microkjeldahl de 30ml.
2. Posteriormente se le agregaron 6 ml de mezcla digestora de acido nítrico y acido perclórico.
3. Se dejo en reposo toda la noche.
4. Se colocaron los matraces en la unidad digestora durante 30 minutos y se calentó a 150 °C hasta que desaparecieron los humos pardos de los óxidos de nitrógeno.
5. Una vez concluida la etapa anterior se transfirió el digestado a un matraz aforado de 10 ml y se aforo con agua destilada.
6. Siguiendo el procedimiento se efectuaron las lecturas de cada una de las muestras para la determinación de arsénico utilizando el método por adición de cinc y de un acido solido a los compuestos de arsénico (III) y arsénico (V).

Cálculos.

Resultado del análisis = valor de medición x factor de dilución.

Diseño experimental.

Se utilizó un diseño de “bloques al azar” con seis tratamientos y un testigo y tres repeticiones donde la planta es la unidad experimental.

Análisis estadístico SAS

T+ R+ mAs+ TxR+ TxmAs+ E

DONDE:

T= TRATAMIENTO

R= REPETICIÓN

mAs= MILIGRAMOS DE ARSÉNICO

T*R= TRATAMIENTO POR REPETICIÓN

T*mAs =TRATAMIENTO POR MILIGRAMOS DE ARSÉNICO

E =ERROR

CAPITULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

De acuerdo a los objetivos planteados en este trabajo se presenta los siguientes resultados.

4.1 RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE VARIANZA PARA EL PROCESO ESTADÍSTICO DE LOS DATOS OBTENIDOS DE LA PLANTA.

De acuerdo al análisis de varianza del cuadro 4.1 se puede apreciar que los tratamientos son totalmente diferentes, lo cual nos indica que si hubo absorción significativa del contaminante, obteniendo un valor de 3.01. Esto nos indica que existe una absorción de arsénico y está en relación con la concentración del contaminante en el sustrato.

Por su parte, la acumulación en tejidos vegetales puede llegar a producir daños genotoxicos en las células y de esta forma, se incorporan al hombre a través de la cadena alimenticia (Pérez, 2004).

También se observa que en las repeticiones no hubo significancia alguna dando un valor de 0.29, lo que nos indica la absorción similar del contaminante.

Todas las plantas poseen un potencial para absorber una amplia variedad de metales del suelo pero la mayor parte de las plantas tienden solamente a absorber los que son esenciales para su supervivencia y desarrollo pero existe una notable excepción de esta regla de un pequeño grupo de plantas que pueden tolerar, absorber altos niveles de ciertos metales. Los estudios han demostrado que las altas concentraciones de arsénico en el suelo y las aguas de riego conducen a menudo a niveles elevados de arsénico en los cultivos y suponen un riesgo elevado para la inocuidad de los alimentos en especial el arroz (Chen *et al.*, 2001). El arroz puede afectar negativamente a la salud humana cuando se consume junto con agua potable con una elevada concentración de este elemento según la (FAO 2007).

CUADRO 4.1 Resultados de los análisis de varianza para el proceso estadístico de los datos obtenidos de la planta.

F.V.	G.L.	S.C.	C.M.	F.C.
Tratamiento	6	0.36666667	0.061111111	3.01*
Repeticiones	2	0.01166667	0.005833333	0.29 ^{N.S.}
Error	12	0.243333333	0.02027778	
Media	0.266			
Totales	20			

F.V.= Fuente de variación, G.L.= Grados de libertad, S.C.= Suma de cuadrados, C.M.= Cuadrados de la media y

F.C.= Frecuencia calculada

*= Significativo

N.S= No significativo

Cuadro 4.2 Comparación de media de los tratamientos en mg/As con diferentes dosis para cada tratamiento según DMS ($P \leq 0.05$).

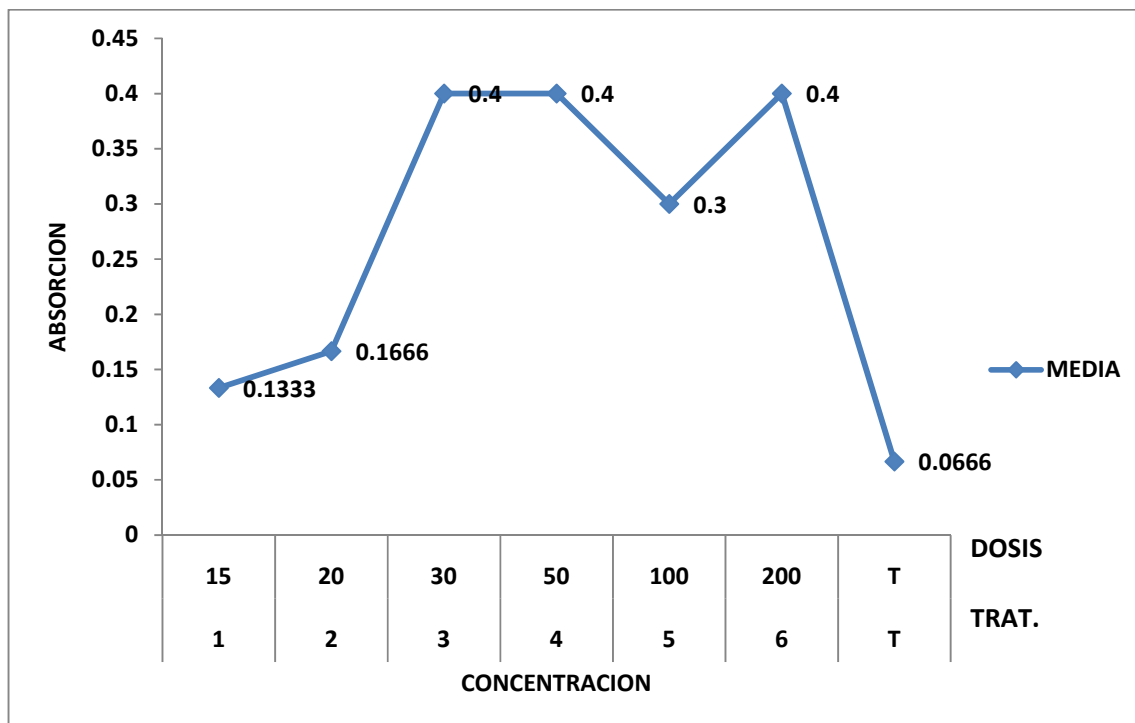
Tratamiento	Dosis	Media	Significancia estadístico
3	30	0.40000000	A
6	200	0.40000000	A
4	50	0.40000000	A
5	100	0.30000000	B
2	20	0.16666667	C
1	15	0.13333333	C
Testigo	Testigo	0.06666667	D

TI 15, TII 20, TIII 30, TIV 50, TV 100, TVI 200 Y Testigo.

De acuerdo al cuadro 4.2 se puede notar que los datos obtenidos hay una diferencia significativa en cuanto a los valores de absorción en cada uno de los tratamientos, encontrándose los valores más altos en los tratamientos III, IV y VI con un valor de 0.4000 mg/As y valores más bajos en los tratamientos II presentado un valor de 0.1667 mg/As y para el tratamiento I con valor de 0.1333 mg/As.

En comparación con la normatividad señalada por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), para suelos de uso residencial y agrícola es de 20 mg/Kg., y para uso industrial su límite máximo permisible es de 40 mg/Kg de Arsénico (SEMARNAT 2003).

Grafica 4.2 Resultados de las medias de absorción en cada uno de los tratamientos con diferentes concentraciones de As.



En la grafica 4.2 Nos indica de manera generalizada la absorcion de arsenico por el huizache, presentando una mayor absorcion en los tratamientos III, IV y VI con un valor a .400 mg/As, mientras que en el tratamiento I con 0.13333, el tratamiento II 0.1667 y el tratamiento V con 0.3333.

CAPITULO V. CONCLUSIONES.

5.1 DETERMINACIÓN DE LOS ANÁLISIS DE VARIANZA PARA EL PROCESO ESTADÍSTICO DE LOS DATOS OBTENIDOS DE LA PLANTA.

De acuerdo a los resultados analizados en este trabajo de investigación indica el grado de absorción de Arsénico por medio del huizache. Concuerdan con los conceptos de (Kabata-Pendias, 2000) demuestran la habilidad de la planta para la

absorción del arsénico localizado en el sustrato, las especies vegetales incluyendo algunos cultivos, tienen la capacidad de acumular metales pesados en sus tejidos. La planta comúnmente conocida como huizache, absorbió el metal pesado en las siguientes cantidades; 0.400 mg/As en los tratamientos III, IV y VI, 0.300 mg/As para el tratamiento V, 0.1667 mg/As al tratamiento II, 0.133 mg/As en el tratamiento I considerando diferentes concentraciones del contaminante aplicados para cada tratamiento. Según Woolson los residuos más altos de arsénico se encuentran en las raíces de plantas (por ejemplo remolacha y rábano), con valores intermedios en las partes altas vegetativas (espinacas hierbas), y las semillas comestibles y los frutos contienen los niveles más bajos de arsénico (Woolson, 1973a; Walsh y Keeney, 1975). El límite para el contenido de arsénico en frutos, cultivos y vegetales es de 2,6 mg As/kg en peso fresco (US Public Health Service).

Concluyendo la planta absorbió las siguientes cantidades en porcentaje aplicados de arsénico en el sustrato para cada tratamiento de 15 mg/kg .01% TI, 20 mg/kg .03% TII, 30 mg/kg .12% TIII, 50 mg/kg .2% TIV, 100 mg/kg .3% TV, 200 mg/kg .8% TVI del que estaba disponible en el sustrato.

En los resultados obtenidos se puede observar que hay una diferencia significativa entre los tratamientos ya que en los tratamientos III, IV y VI hubo mayor absorción y en los tratamientos I, II y V hubo un decremento, esto por consecuencia de las concentraciones que absorbió la planta y por otra parte el metal que posiblemente se lixivio al momento de riego.

El huizache (*Acacia farnesiana*) es una especie vegetal altamente resistente a condiciones adversas, además de poseer un alto grado de adaptación, absorbe cantidades considerables de metales pesados, se puede considerar como planta fitorremediadora y por lo tanto puede ser considerado como una opción para un programa de rehabilitación para estabilizar suelos contaminados de metales pesados de acuerdo con los conceptos vertidos por Armenta 2008.

CAPITULO VI. BIBLIOGRAFÍA.

Aposhian HV, Gurzau ES, Le XC, Gurzau A, healy SM, Lu X, Ma M, Yip L, Zakharyan RA, Maiorino RM, Dart RC, Ticus MG, Gonzales- Ramirez D, Morgan DL. 2000a. Ocurrence of monomethylarsinous acid in urine of humans exposed to inorganic arsenic. *Chem. Res. Toxicol.*, 13:693-697.

Basu A, Mahata J, Gupta S, Giri AK. 2001 Genetic toxicology of a paradoxical human carcinogen, arsenic: a review. *Mutat. Res.*, 488:171-194.

Batsheba, A. G.1996 drinking water regulations in the United States of America. Government affairs coordinator, dallars wáter utilities. Dallas. 15 p.

Buenos días planeta 2000. En línea. Metales pesados presentes en el agua. <http://www.fcyt.umss.edu.bo/docentes/29/practicas/practica4.pdf>. Consultada el día 30 de enero del 2009.

Crecelius, E.A.; Johnson, C.J. y Hofer, G.C. 1974. "Contamination of soils near a copper smelter by arsenic, antimony and lead". *Water Air Soil Pollut.* 3. 337-42.

Cunningham S., shann J. Crowley D., y T. Anderson. 1997. Phytoremediation of contaminated soil and water. En: *phytoremediation of soil and water contaminants* (E. L. Kruger, T. A. Anderson y J. R. coats, Eds.) Am. Chem.soc, Washington DC pp. 2-17.

Dec J. y Bollang J. 1994. Use of plant material for the decontamination of water polluted with phenols. *Biotechnol. Bioeng.* 44, 1132-1139.

Dushenkov S. 2003. Trends in phytoremediation of radionuclides, *Plant and Soil.* 249, 167 - 175

EPA. 2000. Introduction to phytoremediation. National risk management research laboratory. [Http://www.aehs.comjournals/phytoremediation](http://www.aehs.comjournals/phytoremediation). Consultada el día 16 de agosto del 2008.

FAO. 2006. Arsenic contamination of irrigation water, soil and crops in Bangladesh: risk implications for sustainable agriculture and food safety in Asia. ISBN 974-9746-88-2. <http://www.fao.org/docrep/009/ag105e/ag105e00.htm>. Consultada el día 25 de mayo del 2009.

Ferguson, J.F. y Gavis, J. 1972. "A review of the arsenic cycle in natural waters". *Water Res.* 6: 1259-1274.

Fernández J. C. y colaboradores. 1991. Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. Pp. 246-273. vol. 57.

Fowler, B.A. 1977. "Toxicology of environmental arsenic". In *Toxicology of Trace Elements*. (R.A., Goyer; M.A., Mahlman (Eds), Halsted, London. 79-122.

Harvey P., Campanela B., Castro P., Harms H., Lichtfouse E., Schäffner A., Smrcek S., y Werck D. 2002. *Phytoremediation of polyaromatic hydrocarbons*,

Jerome O. Nriagu, 1994. "Arsenic in the environment, part I", Wiley, USA.

Jian Wei W., J Chen., R. William. Y R. Cunningham. 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* vol.31, Pp.800-805.

John, D.A. and Leventhal, J.S. 1995. Bioavailability of metals. In: Du Bray (Ed). *Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models*, Denver, Colorado. U.S. Department of Interior. U.S. Geological Survey (USGS).

Joner E. y Leyval C. 2003. Rhizosphere gradients of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) dissipation in two industrial soils and the impact of arbuscular mycorrhiza. *Environ. Sci. Technol.* 37, 2371-2375.

Kabata-Pendias, A and H. Pendias. 1984. Trace elements in soil and plants. CRC Press Inc. Boca Raton, Florida.

Kassel G., Ghoshal D. y Goyal A. 2002. Phytoremediation of trichloroethylene using hybrid poplar. *Physiol. Mol. Biol. Plants.* 8, 3-10.

Labunska, I., Brigden, K., Stringer, R., Johnston, P. Santillo, D. & Ashton, J. 2000. Identificación y trascendencia ambiental de contaminantes orgánicos y metales pesados. Las Toscas, Provincia de Santa Fe, Argentina. Laboratorios de Investigación de Greenpeace, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Exeter, Exeter, Reino Unido. Nota Técnica: 15/00. www.sertox.com.ar.

Lasat, M. 2002. Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms. *J. Environ. Qual.* Vol (31):109-120.

Leonard A. Lauwerys RR. 1980. Carcinogenicity, teratogenicity and mutagenicity of arsenic, *Mutat. Res.*, 75:49-62.

Lepp, N.W.(ed.). 1981. "Effect of heavy metals pollution on plants. Vol. 1. Effects of trace metal on plant function". Applied Science Publishers. London and New Jersey.

M. A Armenta 1, L.K. Ongley 2, R. Rodriguez 1, O. Cruz 1, H. Mango 3 & G. 2008. Villaseñor Geoquímica: Exploración, medio ambiente, análisis, la distribución de arsénico en el Mezquite (*Prosopis laevigata*) y Huizache (*Acacia farnesiana*) en la zona minera de Zimapán, México.

Marjories S., Hong F, W., Farmayan J, I. y Chen Y. C. 2001. Phytoremediation of MTBE from a Grounwater plume. *Environ. Sci. Technol.* 35, 1231-1233.

Martínez, M. 1979. *Catalogo de nombres vulgares y científicos de plantas mexicanas*. México, D.F. fondo de cultura económica.

N.A.S. 1977. "Medical and biologic effects of environmental pollutants: Arsenic". Washington, D.C., National Academy of Sciences.

Newman L., Wang X., Muiznieks I., Ekuan G., Ruszaj M., Cortellucci R., Domroes D., Karscig G., Newman T., Crampton R., Hashmonay R., Yost M., Heilman P., Duffy J., Gordon M. y Strand S. 1999. Remediation of trichloroethylene in an artificial aquifer with trees: A controlled field study. *Environ. Sci. Technol.* 33, 2257-2265.

Nriagu Jo. 1994. *Arsenic in the environment. Part II: human health and ecosystem effects*. Wiley and sons, Inc, New York.

Núñez L., Meas Y., Ortega B. y Olguín J. 2004. *Fitorremediación fundamentos y aplicaciones*. Ciencia. 69-82

O'toole, J.J.; Clark, R.G.; Malaby, K.L. y Tranger, D.L. 1971. "Environmental trace element survey at a heavy metals refining site". ANS Meeting, University of Missouri, Columbia.

Pérez M. F. 2004. *Lixiviación y precipitación de arsénico en aguas y lodos de pozos en el distribuidor general del Zimapán hidalgo*. Tesis. Instituto de geología, universidad autónoma agraria de México. México. 163 p.

Peters R. W. 1999. Chelant extraction of heavy metals from contami-nated soils. *J: hazard. Mater.* 66:151-210.

Pivetz, B. E. 2001. Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. Office of solid waste and Emergency response. United-states Environmental pollution Agency, USEPA Washington, D.C.

Punshon T. 1996. Heavy metal resistance in salix. Thesis for the degree of Doctor of Philosophy at Liverpool John Moores University, School of Biological and Earth Sciences, Liverpool.

Rahman MM, Chowdhury UK, Mukherjee SCh, Mondal BK, Paul K, Lodh D et al. 2001. Chronic arsenic toxicity in Balgladesh and West Bengal, India- A review and commmentary. Clin Toxicol; 39: 683-700.

SEMARNAT. 2000 Identificación y caracterización de sitios contaminados con residuos peligrosos. México Pág. 19.

Shaw A.J. 1990. Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. CRC Press, Boca Raton, 35 p.

Sullivan JB, Krieger GR. 2001. Environmental Sciences: Pollutant Fate and Transport in the Environment. En: Sullivan JB, Krieger GR, editors. Clinical Environmental Health and Toxic Exposures. Philadelphia: Lippincott William and Wilkins, 6-30.

Swaine, D.J. 1977. "Trace elements in coal". Trace Subst. Environ. Hlth. 11: 539-50.

Temple, P.J.; Linzon, S.N. y Chai, B.L. 1977. "Contamination of vegetation and soil by arsenic emissions from secondary lead smelters". Environ. Pollut. 12: 311-20.

U.S Environment Protection Agency. Arsenicin drinking water. Online. Internet. Disponible en: <http://www.epa.gov/safewater/arsenic/regulations.html> Consultada el 22 enero de 2009.

USEPA 1996. Guía del cuidado: medidas fitocorrectivas. Office of solid waste and emergency response. United state environmental pollution agency. Washintong, D.C. 1996.

Valdés F, y V. M: Cabrera. 1999. la contaminación por metales pesados en torreón, Coahuila, México. 1ª ed. Texas center for policy studies, CILADHAC, Torreón, Coahuila, Mexico.

Vega, S. 2000. Evaluación epidemiológica de riesgos causados por agentes químicos ambientales toxicología. Cinética y efectos de la contaminación toxica del ambiente. Centro panamericana de ecología humana y salud, organización panamericana de la salud, OMS.

Walsh, L.M. y Keeney, D.R. 1975. "Behaviour and phytotoxicity of inorganics arsenicals in soil". pp 35-52. In: Arsenical Pesticides (E.A. Woolson(ed)). American Chemical Society Symposium Vol 7. American Chemical Society. Washington.

WHO. 1981 Arsenic. Environmental Health Criteria 18. Geneva.

Woolson, E.A.; Axley, J.H. y Kearney, P.C. 1971a. "The chemistry and phytotoxicity of arsenic in soils. I. Contaminated field soils". Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35: 938-43.

World Health Organization.1981."Arsenic. Environmental Health Criteria 18, Geneva. Finland.