

**UNIVERSIDAD AUTONOMA AGRARIA
ANTONIO NARRO**

**DIVISIÓN DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DEL SUELO**



**FITOEXTRACCIÓN DE PLOMO CON HIGUERILLA Y ÁCIDO FÚLVICO DE UN
SUELO CONTAMINADO.**

POR:

Silvia Pérez Guzmán

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO AGRICOLA Y AMBIENTAL

Saltillo, Coahuila, Junio 2013.

UNIVERSIDAD AUTONOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE INGENIERÍA

Fitoextracción de plomo con higuera y ácido fúlvico de un suelo contaminado

Por:

SILVIA PÉREZ GUZMÁN


TESIS

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

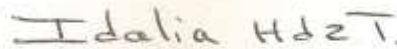
APROBADA




Dr. Edmundo Peña Cervantes
Asesor Principal



Dr. Rubén López Cervantes
Asesor



M. C. Idalia María Hernández Torres



M.C. Luis Rodríguez Gutiérrez

Coordinador de la División de Ingeniería

Saltillo, Coahuila, México.

Junio 2013.

Universidad Autónoma Agraria
"ANTONIO NARRO"



Coordinación de
Ingeniería

INDICE

INDICE.....	i
INDICE DE CUADROS.....	iii
RESUMEN.....	iv
INTRODUCCION	1
OBJETIVOS.....	3
HIPOTESIS.....	3
REVISION DE LITERATURA.....	4
CONTAMINACION.....	4
METALES PESADOS	5
PLOMO.....	5
CONTAMINACION DEL SUELO POR METALES PESADOS	8
CONTAMINACION POR PLOMO	12
SUSTANCIAS HÚMICAS	14
FITORREMEDIACION	17
FITOEXTRACCION	20
FITOEXTRACCION DE PLOMO	22
HIGUERILLA.....	23
Suelo	24
Clima	25
Mantenimiento del cultivo	25
Poda	25
Preparación del terreno.....	25
Siembra.....	26
MATERIALES Y METODOS	28
Descripción del sitio experimental.....	28
Características climáticas	28

Materiales	29
Suelo	29
Semilla	29
Charolas de poliestireno	29
Macetas	29
Acido Fúlvico de Leonardita	29
Metodología	30
Procedimiento experimental	30
Riegos	30
Variables evaluadas:	31
Acumulación de plomo en tejido	31
Plomo en suelo	31
Diseño experimental	32
RESULTADOS Y DISCUSION	33
CONCLUSIONES.....	42
ANEXOS.....	43
Análisis de variancia de los pesos secos de cada una de las partes de higuera.	43
Análisis de variancia de las concentraciones de plomo en cada una de las partes de higuera	44
BIBLIOGRAFÍA.....	45

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes elementos contaminantes en el suelo.....	10
Cuadro 2. Tratamientos utilizados durante el experimento.....	30
Cuadro 3. Concentración de plomo al final del experimento en cada uno de los tratamientos.....	41
Cuadro 4. Análisis de variancia de los pesos secos de cada una de las partes de higuera.....	43
Cuadro 5. Análisis de variancia de las concentraciones de plomo en cada una de las partes de higuera.....	44

RESUMEN

Con el objetivo de evaluar el efecto coadyuvante del ácido fulvico extraído de leonardita sobre el poder fitoextractor de plomo por higuera, se realizó el presente experimento en la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, ubicada en Buenavista, Saltillo, Coahuila; para lo cual se sembraron en charolas de poliestireno de 200 cavidades semillas de higuera de la variedad (*Ricinus communis*) las cuales una vez germinadas se trasplantaron en macetas de 10 kg de suelo contaminado con 1200 mg kg^{-1} de plomo, cuando la plántula contenía el primer par de hojas verdaderas, se les adicionaron 2, 4, 6, 8 y 10 ml litro^{-1} de agua de un ácido fúlvico de Leonardita. Las variables evaluadas fueron los pesos secos de las diferentes partes de la planta (raíz fina y gruesa, tallo, hojas, capsula y semilla) y concentración de plomo en las mismas. En las variables de pesos secos fue el tratamiento dos en el que mejor resultados se obtuvo, mientras que en las concentraciones de plomo en planta hubo mucha variación; sin embargo, al final del experimento se pudo concluir que la tendencia en cuanto a extracción de plomo por higuera con la adición de 2 ml litro^{-1} de agua, del ácido fúlvico de leonardita fue el tratamiento que mayor plomo extrajo del suelo. Por lo tanto esta planta puede ser considerada pseudometalofita al desarrollarse en suelos contaminados y no contaminados con metales pesados, además de encontrarse muy cerca de ser considerada una planta hiperacumuladora.

Palabras clave: Fitorremediación, hiperacumuladora, pseudometalofita, metales pesados

INTRODUCCION

La contaminación es la alteración del estado de equilibrio de un ecosistema por la adición de sustancias que en condiciones normales no se encuentran presentes, o que, si lo están, han aumentado o disminuido significativamente su cantidad normal.

También es considerada un cambio perjudicial en las características físicas, químicas o biológicas del aire, la tierra o el agua, que puede afectar nocivamente la vida humana o la de especies beneficiosas, los procesos industriales, las condiciones de vida del ser humano y puede malgastar y deteriorar los recursos naturales renovables.

El problema de la contaminación se plantea en la actualidad, de modo más agudo que en épocas pasadas, porque gran parte de los desechos tienen origen inorgánico y no son atacados por las bacterias desintegradoras.

En nuestros días México cuenta con una gran cantidad de sitios contaminados con diferentes tipos de compuestos, tanto orgánicos como inorgánicos, debido principalmente a las actividades de la industria minera y petroquímica, además de la disposición clandestina y derrames de residuos peligrosos. (Volke y Velasco, 2002); y el número de estos sitios contaminados, aún en las estimaciones más conservadoras, asciende a varios miles de lugares cuyo riesgo potencial es desconocido. De acuerdo con datos publicados por el INEGI (2000), la superficie de suelo degradado por causas de contaminación en 1999 fue de 25,967 km².

En la actualidad, el uso de metales pesados ha aumentado en forma alarmante, lo cual está asociado con el crecimiento explosivo de la población y con el desarrollo tecnológico mal planeado. Esta utilización excesiva ha provocado un aumento en la concentración basal de casi todos estos elementos y ha roto así, sus ciclos biogeoquímicos naturales. (Who, 1992)

Aunado a esto, es el hecho de que por más de cuatrocientos años se ha explotado la minería, en muchos casos ininterrumpidas y esto ha dejado tras de sí montañas de residuos mineros conteniendo diversos materiales potencialmente tóxicos, a los cuales se exponen las poblaciones, la flora y la

fauna, a través del suelo, aire o de las aguas contaminadas. Dos de los contaminantes más frecuentes en las zonas mineras del país son el arsénico y el plomo, a los cuales se suma el cadmio en algunas de ellas.

Sin embargo un problema específico que nos aqueja es la contaminación de los suelos por plomo ya que éste presenta un alto tiempo de residencia en el suelo, estableciéndose un equilibrio dinámico con la hidrosfera, atmósfera y biosfera y de esta forma alterando el ecosistema, incluyendo al ser humano (Huang, 1999).

No obstante hoy en día existen muchas técnicas físicas, químicas y biológicas que son propuestas para ser usadas en la descontaminación de los suelos, no importando el origen de esta contaminación. Sin embargo en su mayoría estas son de alto costo, no con esto asegurando un resultado favorable.

Entre las técnicas biológicas se puede mencionar la fitorremediación, la cual ofrece ventajas económicas y técnicas en comparación con las físicas y químicas, dentro de la fitorremediación existen diferentes tipos de mecanismos, uno de ellos es la fitoextracción, que se basa en el uso de plantas hiperacumuladoras que puedan extraer y soportar concentraciones altas de metales pesados sin sufrir daños. Este tipo de plantas absorben el contaminante y en algunos casos lo traslocan a las partes superiores.

En el presente estudio se usó la planta de higuera (*Ricinus communis*) considerada en nuestro país una maleza, lo cual hace interesante este trabajo ya que se evaluará su capacidad para fitoextraer plomo de un suelo altamente contaminado y usando como agentes quelantes ácidos fúlvicos como coadyuvantes; porque se sabe que una de las principales limitaciones que encuentra la fitoextracción es la disponibilidad de los metales pesados para ser obtenidos por la planta y una de las formas más comunes de mejorar esta deficiencia es la adición de agentes quelantes.

OBJETIVOS

- Cuantificar la extracción de plomo de un suelo contaminado, utilizando la Higuierilla (*Recinus comunis*).
- Evaluar la efectividad del ácido fúlvico de Leonardita como agente quelatante, según el contenido de plomo en Higuierilla (*Recinus comunis*),
- Determinar si la planta de higuierilla (*Recinus comunis*) puede ser considerada pseudometalofita y/o hiperacumuladora.

HIPOTESIS

- La capacidad de *Recinus comunis* para fitoextraer plomo difiere de acuerdo a la dosis de ácido fúlvico aplicado.

REVISION DE LITERATURA

CONTAMINACION

La ley general del equilibrio ecológico y protección al ambiente, edición (2009), define a la contaminación como la presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico.

Solís y López (2003) definen a la contaminación como la introducción de toda materia o sustancia, sus combinaciones o compuestos, los derivados químicos o biológicos, así como toda forma de energía térmica, radiaciones ionizantes, vibraciones, ruido, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento ambiental, alteren o modifiquen su composición y afecten la salud humana.

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

La entrada al medio ambiente de sustancias, sean éstas dañinas o no, energía, radioactividad, organismos como virus y bacterias, ruido, aumento de temperatura, afectación visual y otros elementos que alteran de forma sustancial la composición natural de un medio específico, como pueden ser agua, aire, paisaje, etc. se llama contaminación (Fraume, 2007)

La contaminación ambiental va en aumento, al punto de constituir un riesgo para la salud y la vida, obedece a dos causas primarias: la exagerada concentración poblacional en las ciudad y la indiscriminada utilización de las

nuevas tecnologías; ambas causas están íntimamente ligadas al incesante crecimiento demográfico (Achával, 2006).

La presencia en los suelos de concentraciones nocivas de algunos elementos químicos y compuestos (contaminantes) es un tipo especial de degradación que se denomina contaminación (Galán y Romero, 2007).

METALES PESADOS

En la actualidad, el uso de metales pesados se ha incrementado en forma alarmante, lo cual está asociado con el crecimiento explosivo de la población y con el desarrollo tecnológico mal planeado. Esta utilización excesiva ha provocado un aumento en la concentración basal de casi todos estos elementos y ha roto así, sus ciclos biogeoquímicos naturales. (Who, 1992)

Desde el punto de vista químico, el término metales pesados se aplica al grupo de elementos químicos con una densidad mayor de 6 Mg m^{-3} (Aloway, 1995); estos elementos son absorbidos por las plantas cultivadas y asimilados o depositados en las mismas; posteriormente, al ser consumidos por animales y personas, llegan a producir trastornos metabólicos.

El término metal pesado se aplica a los elementos químicos que tienen una densidad relativa alta y son tóxicos en bajas concentraciones. Algunos ejemplos de metales pesados son el cromo, el arsénico, el plomo, el mercurio y el cadmio. Los metales pesados se pueden acumular en el cuerpo humano por un periodo relativamente amplio (Saad *et al.*, 2009).

PLOMO

El plomo es un elemento relativamente abundante; sus fuentes naturales son la erosión del suelo, el desgaste de los depósitos de los minerales de plomo y las emanaciones volcánicas. Su proporción en la corteza terrestre es aproximadamente de 15 mg kg^{-1} y la cantidad total se estima en 3.8×10^{14} toneladas (Albert, 1985).

El plomo es un elemento relativamente abundante en la naturaleza (13mg kg^{-1} en la corteza terrestre, fundamentalmente como PbS) y prácticamente ausente en los océanos (0.03 ppb). El plomo suele estar en rocas ácidas (ricas en sílice, granitos, etc.) en pizarras y, en algunos casos, en calizas. (Carrillo *et al.*, 2003)

Colín y Moleón (2003), menciona que en la actualidad, las fuentes más importantes de plomo ambiental son las partículas residuales de aerosol y el polvo cerca de las carreteras; las cenizas de fundiciones; la fabricación, reciclado y disposición de baterías; el humo de cigarrillos y las viejas pinturas a base de compuestos de plomo.

El metabolismo del plomo es muy complejo sin embargo en la figura 1 se muestra un modelo sencillo de este en el ser humano, tomado de Hemberg y adaptado por Ramírez (2005).

Albert (1985) menciona que las concentraciones de plomo en el medio ambiente se han elevado conforme ha aumentado su uso. Este aumento ha sido notorio sobre todo a partir del año de 1750, y es paralelo al desarrollo de la Revolución Industrial.

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

El plomo es el metal tóxico mas ampliamente distribuido en el medioambiente y en prácticamente todos los sistemas biológicos. Una vez ingerido se concentra principalmente en los eritrocitos; se distribuye por el organismo, localizándose inicialmente en el riñón (epitelio tubular) e hígado, y, posteriormente, en el hueso, dientes y pelo, de forma que la mayor acumulación es en los huesos (Hernández y Sastre 1999).

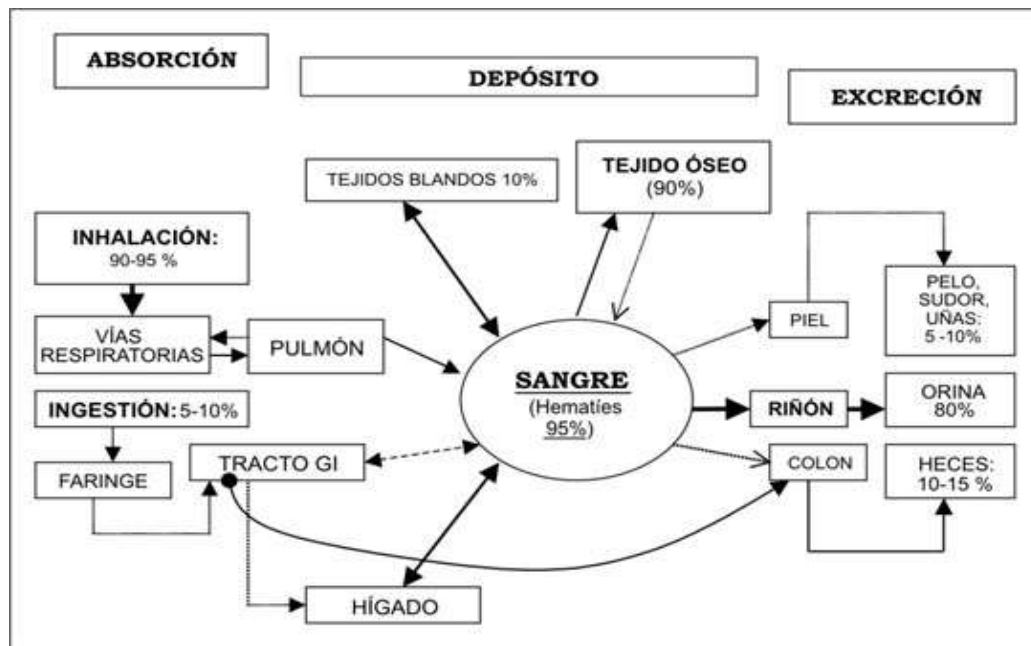


Figura 1. Modelo metabólico del plomo en el ser humano

Fernández (2001), menciona que el plomo puede entrar en el organismo por tres vías de penetración:

- Respiratoria: Es la mas importante en el medio laboral; por ella se inhalan humos, vapores y polvos.
- Digestiva: Por esta vía se producen intoxicaciones agudas en casos de suicidio, contaminaciones alimenticias, etc., aunque ello resulta excepcional en nuestros días.
- Cutánea: Los derivados inorgánicos de plomo no se absorben por la piel íntegra. Los derivados orgánicos, que son muy liposolubles, pueden absorberse.

De acuerdo al Instituto Nacional de Ecología (2007), el plomo se encuentra contenido en la mayor parte de los minerales que se obtienen en las actividades mineras en México, las cuales se realizan desde los tiempos de la Colonia. Dichas actividades tienen una gran importancia si se considera que México es uno de los principales productores mundiales de más de una

docena de minerales y metales, entre los que sobresale la plata. En 1998, México ocupó el sexto lugar mundial en producción de plomo.

Un problema actual en México por contaminación de metales pesados es en la ciudad de Torreón Coahuila el cual es provocado por el plomo, el cadmio y el arsénico, tres elementos altamente dañinos para los humanos; no obstante la causa se debe al funcionamiento de la cuarta fundidora más importante del mundo, propiedad de la compañía Peñoles, situada en ésta ciudad. En otros lugares puede presentarse la contaminación por plomo pero las fuentes emisoras pueden ser distintas (Valdés, 1999).

CONTAMINACION DEL SUELO POR METALES PESADOS

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 Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 2 de marzo de 2007. Menciona los límites permisibles de plomo para uso agrícola que son 400 mg kg^{-1} , mientras que para uso industrial las concentraciones límites permisibles es de 800 mg kg^{-1} (cuadro 1).

En general los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías: pueden quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución del suelo o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y

precipitación; pueden ser adsorbidos por las plantas y ahí incorporarse a las cadenas tróficas; pueden pasar a la atmósfera por volatilización y pueden movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas (García y Dorronsoro, 2005); muestra de una manera sencilla la dinámica de los metales pesados en el suelo, (figura 2)

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 y forma de deposición y condiciones medioambientales: acidificación, cambios en las condiciones redox, variación de temperatura y humedad (Sauquillo *et al.*, 2003).

En el suelo, los metales pesados, están presentes como iones libres, compuestos metálicos solubles, compuestos insolubles como óxidos, carbonatos e hidróxidos, (Pineda, 2004).

Cuando el contenido de metales pesados en el suelo alcanzan niveles que rebasan los límites máximos permitidos causan efectos inmediatos como inhibición del crecimiento normal y 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 suelo” (Martín, 2000)

Los diferentes grados de movilidad de los metales en el perfil del suelo se atribuyen al transporte orgánico o a la presencia de grietas y canales dentro del mismo (Colombo *et al.*, 1998).

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes elementos contaminantes en el suelo (**NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004**)

Contaminante	Uso agrícola/ residencial/ comercial	Uso industrial
	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)
Arsénico	22	260
Bario	5400	67 000
Berilio	150	1 900
Cadmio	37	450
Cromo Hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1600	20 000
Plata	390	5 100
Plomo	400	800
Selenio	390	5100
Talio	5,2	67
Vanadio	78	1000

La retención y pérdida de los metales pesados está influenciada por la precipitación, saturación de agua, velocidad de desplazamiento del agua, quelatación, interacción con otros constituyentes del suelo, adsorción y procesos de oxido-reducción (Flores *et al.*, 1999).

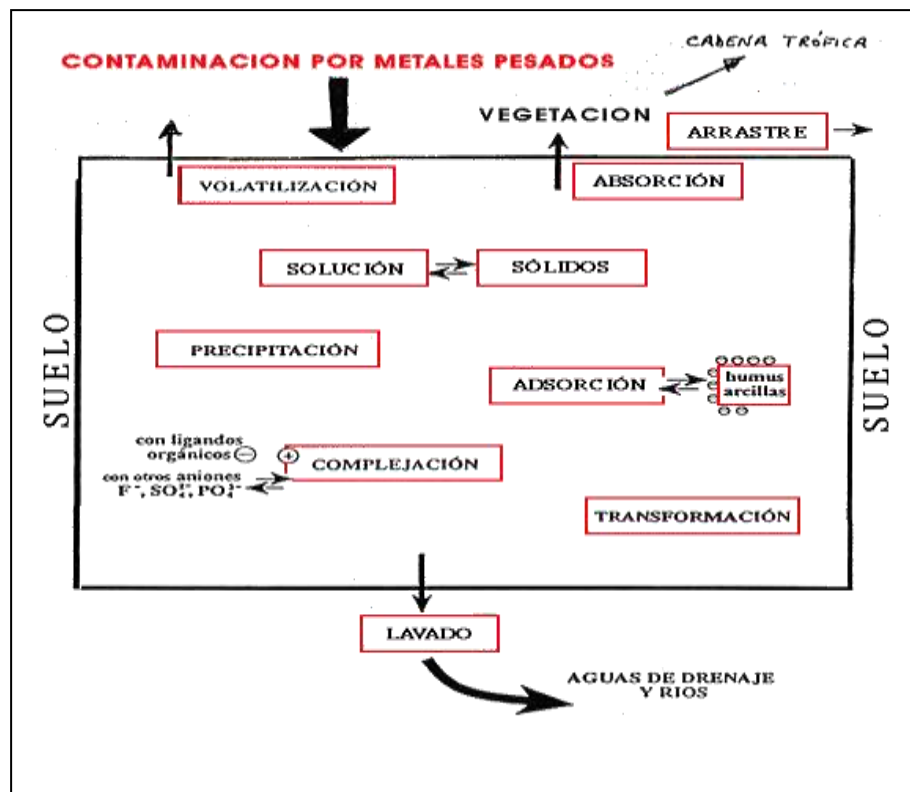


Figura 2. Dinámica de los metales pesados en el suelo

La actividad biológica también puede alterar la solubilidad de los metales en los suelos por causas que directa o indirectamente cambian el estado de oxidación de los metales. La concentración de ligandos formadores de complejos solubles y dispersos, especialmente ácidos fúlvicos, controlan la movilidad de los metales en el suelo. Estos compuestos contienen una gran proporción de núcleos aromáticos con -OH y -COOH y otros grupos ricos en oxígeno unidos a ellos (Petrovic *et al.*, 1999). Por lo tanto, los suelos con textura fina o con horizontes con altos niveles de materia orgánica tienen una mayor capacidad de adsorción de metales que los suelos con textura arenosa o baja cantidad de materia orgánica.

La distribución de metales pesados en los perfiles de suelos, así como su disponibilidad, está controlada por parámetros como las propiedades intrínsecas del metal y las características de los suelos (Colombo *et al.*, 1998).

La cantidad y calidad de los sitios de adsorción, la concentración y tipo de complejos orgánicos e inorgánicos, la composición catiónica y aniónica del suelo, conductividad hidráulica y actividad microbiana, son factores que afectan el comportamiento de los metales.

La movilidad de los metales pesados es un factor importante porque determina su biodisponibilidad por las plantas y microorganismos que toman los elementos disueltos en la solución del suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

CONTAMINACION POR PLOMO

El plomo (Pb) se considera un contaminante ecotoxicológico ya que su uso provoca contaminación ambiental y exposición en humanos. El manejo inadecuado de materiales con plomo ha sido causante de numerosos problemas ambientales en todo el mundo; sin embargo la distribución química de éste en el suelo depende del pH, de la mineralogía, textura, materia orgánica, entre otros (Aloway, 1995).

Las fuentes naturales de plomo como son los volcanes, la erosión del suelo y los depósitos emiten anualmente al ambiente cerca de 200 000 toneladas. La cantidad anual de plomo que se dispersa como contaminante atmosférico es muy elevada. Las emisiones de plomo en el aire se han calculado en alrededor de 450 000 toneladas por fuentes antropogénicas las cuales se dividen en estacionarias, móviles y químicas, como se muestra en la figura 3, (Albert, 1985).

Por su peligrosidad para la integridad física y mental de los seres humanos, la contaminación por plomo continúa siendo en nuestros días un problema de importancia, de acuerdo a la Organización Mundial de la Salud la cantidad de plomo “permitida” es de 40 microgramos por decilitro de sangre; y por ejemplo, los niños del valle de México llegan a alcanzar un promedio de 20 microgramos por decilitro (Hernández, 1999).

De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-199-SSA1-2000, Salud ambiental; el valor criterio para la concentración de plomo en sangre en

niños, mujeres embarazadas y en periodo de lactancia es de 10 µg /dl y para el resto de la población expuesta no ocupacionalmente es de 25 µg /dl.

El plomo, generalmente no representa ningún problema ambiental hasta que se disuelve para dar la forma iónica.

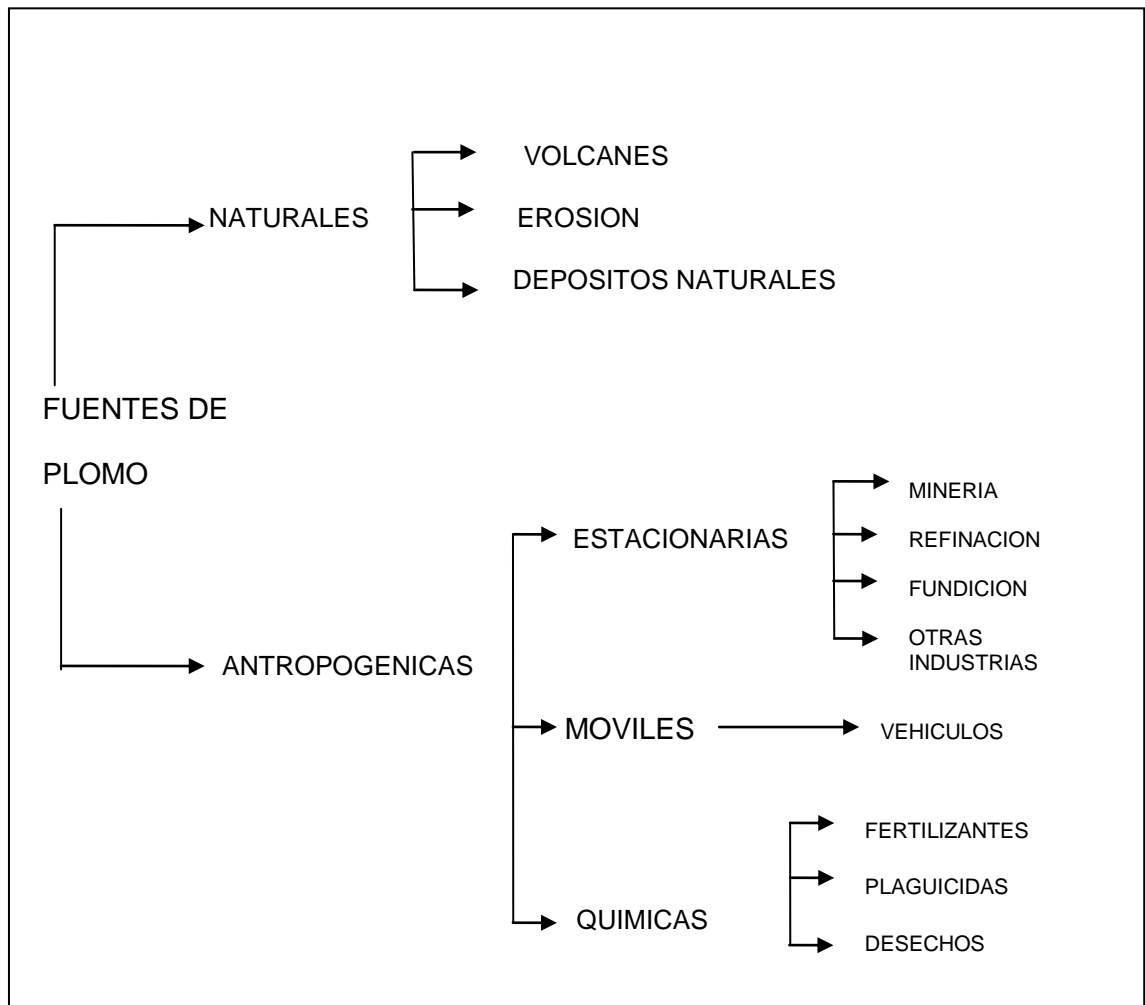


Figura 3. Fuentes naturales y antropogénicas de plomo.

La contaminación de un suelo contaminado con Pb es de preocupación ya que éste presentan un alto tiempo de residencia en el suelo, estableciéndose un equilibrio dinámico con la hidrosfera, atmósfera y biosfera y de esta forma alterando el ecosistema, incluyendo al ser humano (Huang y Cunningham 1997).

En el medio biótico las concentraciones de 0.1 a 0.5 mg/ml, de plomo retarda la ruptura heterolítica de la materia orgánica.

La concentración más alta de plomo generalmente se localiza en la superficie del suelo entre 1 y 5 centímetros de profundidad (W.H.O, 1996)

En algunas especies de plantas, el Pb penetra fácilmente la cubierta de la semilla, lo que impide su germinación (Wierzbicka y Obidzinska, 1998).

La concentración de plomo, como contaminante atmosférico, no debe rebasar el valor permisible de 1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en un periodo de tres meses promedio aritmético, como protección a la salud de la población susceptible (NOM-026-SSA1-1993).

SUSTANCIAS HÚMICAS

Stevenson *et al.*, (1994), define la materia orgánica del suelo como la totalidad de las sustancias orgánicas presentes en el suelo, incluyendo los restos de tejidos vegetales y animales inalterados, sus productos de descomposición parcial, la biomasa del suelo, la fracción orgánica soluble en agua y el humus.

De Saussure *et al.*, (1804) fue el primero en utilizar la palabra “humus” (que en latín significa suelo) para describir el material orgánico de color oscuro presente en el suelo. Este autor observó que el humus era más rico en carbono y más pobre en hidrógeno y oxígeno que el material vegetal de origen.

Las sustancia húmicas (SH) son capaces de alterar la absorción de nutrimentos por las raíces y modificar las actividades enzimáticas implicadas en el metabolismo del nitrógeno (Visser, 1985).

Los ácidos húmicos (AH) y los ácidos fúlvicos (AF) son compuestos orgánicos no muy bien definidos químicamente, que constituyen la parte más elaborada de la descomposición de la MO; se derivan de diferentes materias primas originadas principalmente de yacimientos de carbón orgánico conocidos como lignitos, turbas y Leonarditas; forman humatos y fulvatos

con los cationes del suelo, con lo que evitan la retrogradación. Son capaces de fijar los nutrimentos que son aplicados como fertilizantes, disminuye las pérdidas por lixiviación e inmovilización.

En la actualidad, el término “humus” todavía no se emplea de manera específica y concreta. Mientras que para algunos autores este término significa lo mismo que materia orgánica del suelo, incluyendo sustancias húmicas (SH), definidas como materiales orgánicos identificables de elevado peso molecular, poseen polisacáridos y proteínas y sustancias simples como azúcares, aminoácidos y otras moléculas, pero excluyendo los tejidos de plantas y animales no descompuestos, los productos de descomposición parcial y la biomasa del suelo (Stevenson *et al.*, 1994).

Aiken *et al.*, (1985), menciona las SH como una categoría de sustancias de color amarillo a negro, de elevado peso molecular y propiedades refractarias; tal vez, habría que incluir su naturaleza coloidal y su resistencia al ataque microbiano.

Los ácidos húmicos son moléculas más grandes y complejas que los AF; además, presentan contenidos más altos de nitrógeno, pero menor de grupos funcionales (Meléndez, 2003).

Los ácidos fúlvicos se distinguen de los ácidos húmicos por su coloración más clara, por el contenido relativamente bajo en carbono (menos del 55 por ciento) y por su buena solubilidad en agua, alcohol, álcalis y ácidos minerales.

La concentración de ligandos formadores de complejos solubles y dispersos, especialmente ácidos fúlvicos, controlan la movilidad de los metales en el suelo. Estos compuestos contienen una gran proporción de núcleos aromáticos con -OH y -COOH y otros grupos ricos en oxígeno unidos a ellos (Petrovic *et al.*, 1999).

Los fulvoácidos pertenecen al grupo de los ácidos hidroxicarboxílicos y en la hidrólisis ácida forman sustancias reductoras y furfural, tienen alta capacidad de cambio (hasta 700 meq.100 g de sustancia), actúan destructivamente sobre los minerales, son propensos a formar complejos R_2O_3 que poseen

gran movilidad; por lo tanto, parece ser que ya no existen dudas sobre los ácidos fúlvicos como grupos independientes de materias húmicas con propiedades distintas a la de los AH.

A parte de los ácidos fúlvicos propiamente dicho se han descubierto hidratos de carbono, glucósidos, sustancias de naturaleza fenólica, ácidos urónicos y ácidos orgánicos nitrogenados. Datos obtenidos de espectroscopia infrarroja, dan testimonio de la presencia de elementos de naturaleza aromática. Sobre la baja aromatización de los AF hablan los datos de la composición elemental en el cual el porcentaje de carbono es significativamente más bajo y el de hidrógeno supera el de los AH (Meléndez, 2003).

Los AH y AF incrementan la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo y la retención de humedad, estimulan el desarrollo de la raíz y a nivel foliar aumentan la permeabilidad de la membrana celular, al facilitar la absorción de nutrimentos y son agentes naturales quelatantes de metales catiónicos, por lo que son utilizados para la nutrición mineral de los cultivos, debido a la acción complejante que ejercen sus grupos funcionales carboxílicos (COOH) e hidroxílicos (OH).

Chen y Aviad (1990). A lo largo de sus investigaciones, han recogido la influencia de las SH en el crecimiento de las plantas, en la nutrición mineral, en la productividad y el metabolismo, considerando los efectos positivos sobre la germinación de semillas, la iniciación y el desarrollo radicular, el desarrollo de los brotes, el contenido de nutrimentos en numerosos cultivos y la síntesis de ácidos nucleicos o la respiración. En el suelo, estos compuestos mejoran la estructura de los sustratos, incrementan la capacidad de intercambio del suelo y movilizan micronutrimentos (Olmos *et al.*, 1998).

Los distintos efectos que las SH producen en las propiedades del suelo o en el desarrollo vegetal están gobernados por la concentración en la que se encuentran, su naturaleza (García, 1990), el peso molecular de las fracciones húmicas y su contenido en grupos funcionales (Piccolo *et al.*,

1992), así como de la especie vegetal, su edad y estado nutricional (Albuzio *et al.*, 1986).

En el suelo, la MO, concretamente las SH, pueden incidir indirectamente en la nutrición vegetal por distintos mecanismos: suministrando nutrimentos a las raíces; pueden servir de fuente de N, P y S, señala (Akinremi *et al.*, 2000), que liberan a través de la mineralización de la MO en el suelo.

Akinremi *et al.*, (2000), concluyeron en sus trabajos sobre nutrición que la adición de Leonardita produjo mejoras en los niveles foliares de N, P, K de los cultivos de nabos, trigo y judías; además, en el cultivo de nabos aumentó el nivel de azufre (S).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo, puede depender en más de 80 por ciento de la MO, por tanto existe una relación directa entre la CIC y el contenido de MO. Por lo general, los AH adsorben preferentemente cationes polivalentes frente a monovalentes. Para iones con igual valencia, los menos hidratados tienen la mayor energía de adsorción (Stevenson, 1994).

Las investigaciones del efecto directo de las SH sobre las plantas, se centralizan en los efectos bioestimulantes al considerar la implicación de estos productos en los diferentes procesos fisiológicos-bioquímicos que tienen lugar en la planta (Ramos, 2000).

Si nos referimos a la influencia de las SH en el crecimiento y desarrollo de la raíz, se considera suficientemente probado que estos compuestos mejoran el crecimiento radicular, ya sea por aplicación foliar o adición al suelo (Sladky, 1959; Fernández, 1968). Tanto la elongación como la formación de los primeros pelos radiculares, son afectadas por los materiales húmicos.

FITORREMEDIACION

La recuperación del suelo con plantas, es llamada fitorremediación, se basa en el uso de plantas con capacidad natural, o incorporada a través de ingeniería genética, para el tratamiento de suelos, sedimentos, aguas superficiales o freáticas contaminados con sustancias tóxicas orgánicas o

inorgánicas; es una alternativa donde se usa plantas y la asociación microorganismo- raíz para remover o contener contaminantes en el suelo (Cunningham *et al.*, 1997).

La fitorremediación es una tecnología alternativa de bajo costo para limpiar suelos contaminados con petróleo, al estimular la actividad microbiana en la rizósfera para degradar contaminantes. (Ferrera *et al.*, 2004).

El empleo de vegetación para el tratamiento in situ de suelos, sedimentos y aguas contaminadas se denomina fitorremediación. Y se basa en los procesos que ocurren naturalmente por los cuales las plantas y los microorganismos rizosféricos degradan y secuestran contaminantes orgánicos e inorgánicos.

En suelos moderadamente contaminados, la fitorremediación tiene bajo costo en comparación con técnicas físicas y químicas (Siciliano y Germida, 2003)

La fitorremediación tiene ventajas técnicas y económicas sobre las tecnologías de biorremediación, biolabranza, bioestimulación, bioventeo, lavado de suelo y extracción con solventes (Flathman y Lanza, 1998).

Una de las técnicas biológicas que más atención ha recibido es la fitorremediación 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).

La fitorremediación es el proceso que utiliza plantas para remover, transferir, estabilizar, concentrar y/o destruir contaminantes (orgánicos e inorgánicos) en suelo, lodos y sedimentos, además que puede aplicarse tanto in situ como ex situ; este proceso incluye a su vez varios mecanismos, tales como la fitoextracción, la fitoestabilización, la rizofiltración y la fitovolatilización (Raskin *et al.*, 1997; Van Deuren *et al.*, 1997). Estos mecanismos se describen brevemente en la Figura 4.

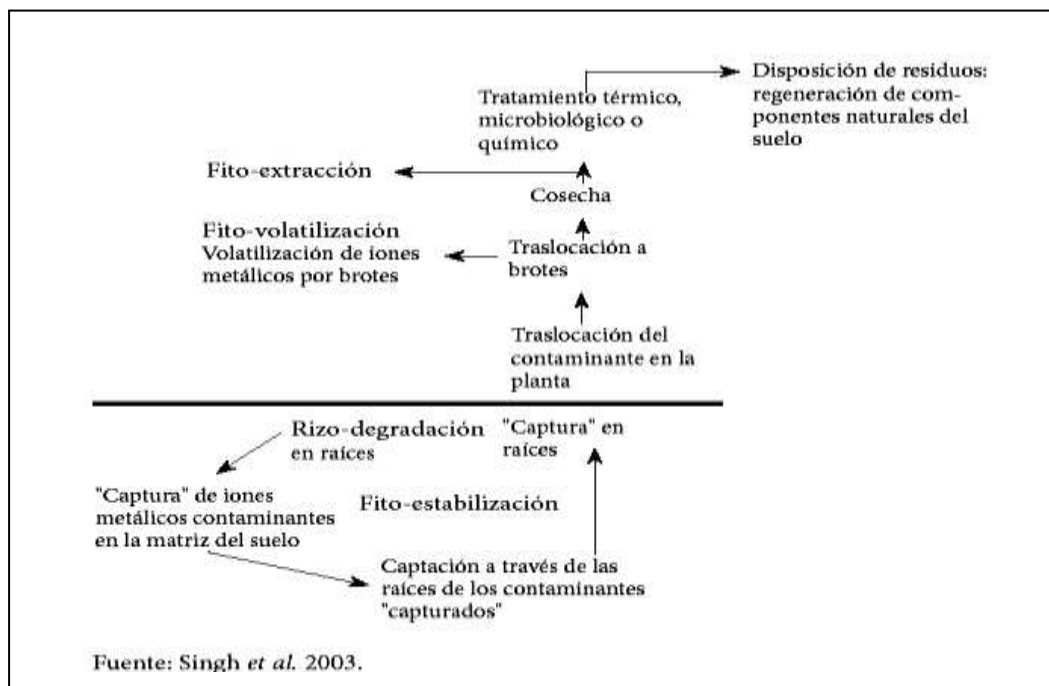


Figura 4. Proceso involucrados en la fitorremediación del suelo

La fitorremediación requiere plantas que puedan crecer y realizar funciones fisiológicas en suelos contaminados y con sistemas rizosféricos favorables para el establecimiento de bacterias y hongos que degraden, mineralicen o estabilicen los contaminantes orgánicos o inorgánicos (Cunningham *et al.*, 1997), que pueden transformarse hasta compuestos inocuos como el bióxido de carbono y agua (Alexander, 1994).

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

Los pastos son el género más adecuado para la fitorremediación de formas orgánicas e inorgánicas de metales, por su hábitat de crecimiento y adaptabilidad a una variedad de condiciones edáficas y climáticas (Singh *et al.*, 2003).

Sin embargo, existen especies vegetales endémicas de suelos metalíferos que pueden tolerar grandes e inusuales cantidades de metales u otros componentes tóxicos (Bañuelos *et al.*, 1997; Blaylock y Huang 2000., Raskin *et al.*; 1997, Dahmani-Muller *et al.*, 2000). Se ha demostrado que en este tipo de plantas tolerantes a la presencia de metales pesados, como el Pb, las raíces tienen una habilidad para captar cantidades significativas de Pb mientras que, simultáneamente, se restringe su desplazamiento hacia las partes aéreas (Martín, 2000).

Cuando el plomo se encuentra presente en el suelo puede entrar en la raíz a través de la difusión pasiva. Estudios de absorción de Pb en plantas han demostrado que la mayor parte de éste se queda en las raíces (Kumar *et al.*, 1995). En este sentido, la distribución de metales pesados en las células y tejidos de las plantas varía dependiendo en la concentración del metal en el medio, de la duración de la exposición y de las propiedades físicas y químicas del ión, lo que determina la factibilidad de que éste pase a través de las barreras fisiológicas (Sharma y Dubey, 2005).

FITOEXTRACCION

La fitoextracción (figura 5) es el proceso que utiliza plantas como acumuladoras de metales, normalmente pertenecientes a la familia *Brassicaceae*, que no forman micorriza. Sin embargo aunque son eficientes para acumular metales pesados producen muy poca biomasa, por lo que se está considerando la utilización de especies como *Salix sp.*, formadora de micorrizas, de gran resistencia a metales y productoras de una biomasa importante (De las Heras *et al.*, 2003)

La fitoextracción debe considerarse como una tecnología de largo plazo, que 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).

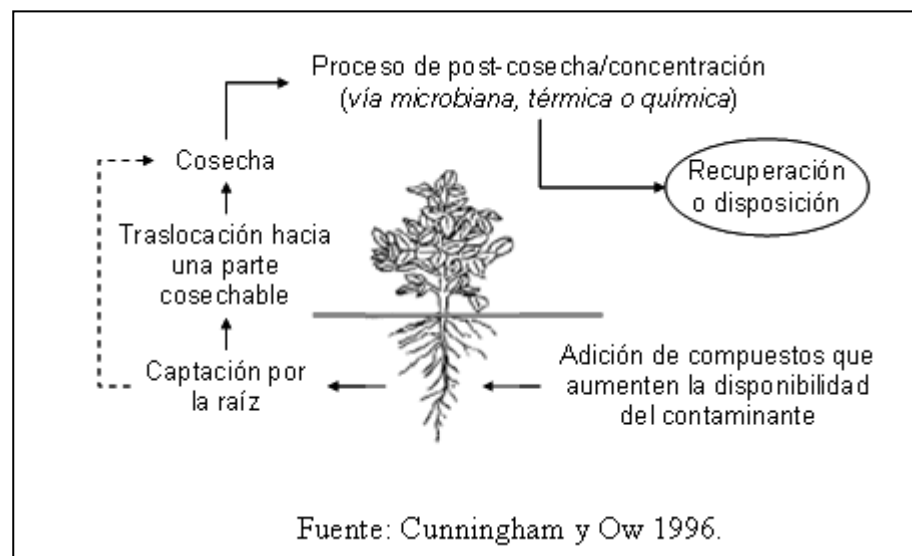


Figura 5. Proceso general de la Fito- extracción

Desde 1993 se realizaron los primeros experimentos utilizando plantas para extraer metales de lugares contaminados (McGrath *et al.*, 2001), y desde entonces se han descubierto muchas plantas con esta capacidad, que acumulan distintos metales

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

Una de las principales limitaciones que encuentra la fitoextracción es la biodisponibilidad de los metales pesados para ser obtenidos por la planta.

Una de las formas más comunes de mejorar esta deficiencia es la adición de quelantes sintéticos para aumentar la biodisponibilidad de los metales.

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

Para mejorar el proceso de fito-extracción, 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).

La fitoextracción también llamada fitoacumulación, se refiere a la absorción de los contaminantes por la raíz de la planta y su translocación a las porciones superiores de la misma. Las plantas se distribuyen en el sitio contaminado y transcurrido un tiempo, se cosecha para ser incineradas; si los metales tienen valor comercial pueden ser extraídos de las cenizas. El procedimiento se realiza tantas veces como sea necesario para descender hasta niveles permisibles de contaminantes como Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn; es la tecnología más atractiva para limpiar suelos contaminados con metales pesados (Lasat, 2002). Para esto se busca emplear plantas con características específicas, como son las hiperacumuladoras de metales pesados que son muy tolerantes a estos y también tienen gran capacidad para acumularlos. La desventaja encontrada en plantas con dichas características es que no tienen una buena generación de biomasa en un tiempo corto (Ernest 2000).

FITOEXTRACCION DE PLOMO

Blaylock *et al.*, (2000) demostraron la alta capacidad del quelante sintético EDTA (ácido etilendiamino tetraacético) para aumentar la fitoextracción de Pb usando la planta *Brassica juncea*, esto debido a que el EDTA presenta una afinidad por el Pb y contribuye a ponerlo en forma biodisponible para la planta. Sin embargo, se considera que este método causa un daño

secundario en el ambiente por la lixiviación del Pb hacia los mantos acuíferos (Chaney, 1997), ya que los metales no pueden ser absorbidos por la planta a la misma velocidad en que son quelados.

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 este metal (Xiong, 1997).

El girasol (*Helianthus annuus* L.) es la especie que absorbe los metales pesados en mayor cantidad acumulándose 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).

La especie *Thlaspi caurulencens* en suelos contaminados con zinc y cadmio. Logra eliminar más de 8 mg/Kg de cadmio y 200 mg/Kg de zinc, representando estos valores el 43 y 7 % de estos metales en un suelo agrícola, respectivamente (Lombi *et al.*, 2001).

Wang y Chao, (1992) encontraron que *Bidens maximowicziana* es una nueva hiperacumuladora de plomo, que no solo tiene notable tolerancia, sino también una extraordinaria capacidad de acumular Pb. La máxima concentración de plomo encontrada en sus estudio fue de 1509.3 mg/kg en raíces y 2164.7 mg/kg en los tejidos superficiales, por lo que esta planta resulta ser adecuada para la remediación de suelos contaminados por plomo.

HIGUERILLA

La higuera (*Ricinus communis* L.) es una planta que en muchos lugares es considerada como maleza, crece cerca de las casas, ríos y milpas. Niembro (1990) describe al lugar donde habita la Higuera como ruderal, arvense y ubicado en los márgenes de los ríos, en áreas abiertas de bosque de encino, pino-encino.

Robles (1980), Menciona que la Higuierilla se le considera de origen asiático, concretamente en la India. Purseglove (1968) cita que es originaria de África, encontrándose en forma silvestre en el Norte de África, en Yemen y el Cercano y Medio Oriente por su parte (Candolle, 1883) determina que es una planta originaria del África Tropical y el investigador Vavilov (1926) sitúa a la higuierilla en Abisinia como centro primario de origen de las plantas y reconoce la existencia de un centro secundario de origen en Persia y Afganistán.

En cuanto a su distribución la higuierilla ha sido introducida en casi todas las regiones del mundo, principalmente en regiones cálidas donde se ha naturalizado por ser planta cultivada desde la antigüedad para obtener aceite de ricino o como especie ornamental (Fonnegra *et al.*, 2007).

La higuierilla es una planta halógama y aneromófila por lo que tiene un alto índice de entrecruzamiento y la polinización se lleva principalmente por el viento (Robles, 1980).

Suelo

Ibarra (1943), menciona que en tierras de mediana fertilidad o algo cansadas, la planta de higuierilla reacciona bien a la incorporación de abonos orgánicos, y profundamente aradas para mantener la humedad, se presentan perfectamente bien para el cultivo de esta planta, que dispone de una raíz pivotante y un fuerte sistema radicular. Sin embargo (Martínez *et al.*, 2008) dicen que la higuierilla prospera bien en terrenos de mediana y alta fertilidad, profundos, sueltos, permeables, aireados bien drenados, con altas cantidades de elementos nutritivos y con un pH óptimo de 5.5 a 6.7. La higuierilla, cultivada como planta industrial, le conviene los suelos arcillo-silíceos o arcillo-calizos fértiles y de bastante fondo, con suficiente humus, y que mantengan alguna humedad durante el verano en su parte superior.

Clima

La higuera se desarrolla bajo condiciones climáticas muy variables; se le encuentra desde el nivel del mar hasta los 2.500 metros de altura. Las condiciones más favorables para éste cultivo, están en los climas cálidos, con temperaturas promedio de 24°C., precipitaciones que oscilan entre los 500 y 800 mm., anuales y baja humedad relativa (Calero y Reyes, 1974).

Según Reed, (1976) señala que en su lugar de origen las precipitaciones anuales rondan entre los 200 a 4290 mm y la temperatura media anual es 7 a 27.8° C.

Mantenimiento del cultivo

Poda

Es una operación que consiste en cortar la punta de la rama principal. Según Solares y Souza (2006) la planta debe podarse para evitar que alcance alturas inapropiadas. Así se favorece la formación de ramas laterales, pues la higuera produce sus racimos florales en las puntas de las ramas y se deja crecer libremente en altura, solo dará 1 o 2 flores en cada rama. Si logramos que se formen varias ramas, cada una de ellas dará frutos y se aumentara considerablemente la cosecha. Con la poda, los racimos se formarán a un altura que permiten que la cosecha se efectúe mas fácil y cómodamente.

A continuación se describe la tecnología de producción para el cultivo de esta oleaginosa recomendada por Rico *et al.*, (2011).

Preparación del terreno

Cuando las condiciones de los suelos permiten el uso de maquinaria agrícola, es recomendable llevar a cabo una buena preparación del terreno. Para lograr lo anterior se deberán realizar las siguientes labores:

El barbecho debe ser profundo (más de 25 cm), con la finalidad de romper, aflojar y desmenuzar la capa arable, enterrar hierbas y restos del cultivo anterior, así como eliminar plagas y favorecer la infiltración de la lluvia. Seguido se da un paso de rastra con el fin de desmenuzar los terrones y que el terreno quede lo más mullido posible para que la germinación de las semillas sea uniforme.

Si los suelos son de lomerío, es recomendable el trazo de surcos en contorno, siguiendo las curvas de nivel, para evitar pérdidas del suelo por arrastre. El surcado entre hileras de plantas puede ser de 3 m cuando se manejan bajas densidades de población y de 1 m cuando se opte por manejar una alta densidad de población.

Siembra

Higuerilla asociada con maíz. Bajo temporal se siembra en julio y agosto. El terreno se prepara con 2 pasos de arado y uno de rastra y se hacen los surcos de 80-90 cm de distancia. Se siembra tres surcos solo con maíz y el cuarto surco con maíz e higuerilla. En este surco la higuerilla se siembra a 3.25 m de distancia entre matas, dejando 2 matas de maíz entre las de higuerilla.

Higuerilla sola. Se siembra a 3 m entre surcos y a 3 m entre matas. Se puede sembrar a 1.5 m de distancia, tanto entre surcos como entre matas, para lograr una mayor cosecha en el primer año, que es cuando las higuerillas aun no han crecido mucho. Después de la primera cosecha se quitan las plantas intermedias, de manera que en el segundo año ya queden separadas a 3 m.

La raíz de la higuerilla es pivotante y profunda constituyendo el anclaje principal de la planta, presenta raíces secundarias y terciarias las cuales se encuentran en su mayoría a poca profundidad (Robles, 1980).

La higuerilla se siembra con éxito en Veracruz, Jalisco, Michoacán, Guerrero, Morelos, Guanajuato, Chiapas y Nayarit; pero en los estados de Tamaulipas y Oaxaca alcanza su mayor importancia (Orihuela, 2011). Prospera bien en lugares situados a una altura menor de 1200 msnm que

tenga inviernos suaves y suelo fértil. En sitios buenos se puede esperar rendimientos de 2500-3500 kg de semilla por hectárea a partir del 2º año.

La superficie cultivada de higuera a nivel mundial en el 2009 fue de 1,473,751 ha con una producción total de 1,499,111 t de semilla; Los países productores más importantes son: India con 840,000 ha, China 210,000 ha, Brasil 159,205 ha, Paraguay 11,000 ha y una producción de semilla de 1,098,000 t, 190,000 t, 90,384 t, 13,000 t, respectivamente (FAOSTAT, 2010).

La higuera, por sus características, puede ser compatible con proyectos de desarrollo sustentable que persigan la producción de combustibles alternativos y la conservación de la calidad ambiental, al mismo tiempo (Pabón, 2007).

MATERIALES Y METODOS

Descripción del sitio experimental

El presente experimento se realizó en el invernadero del departamento de Ciencias del Suelo del campus de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, ubicada en Buenavista, Saltillo Coahuila, México; que se encuentra situada a los 25° 23' latitud norte y 101° 00' longitud oeste y una altura de 1742 msnm, (figura 6).

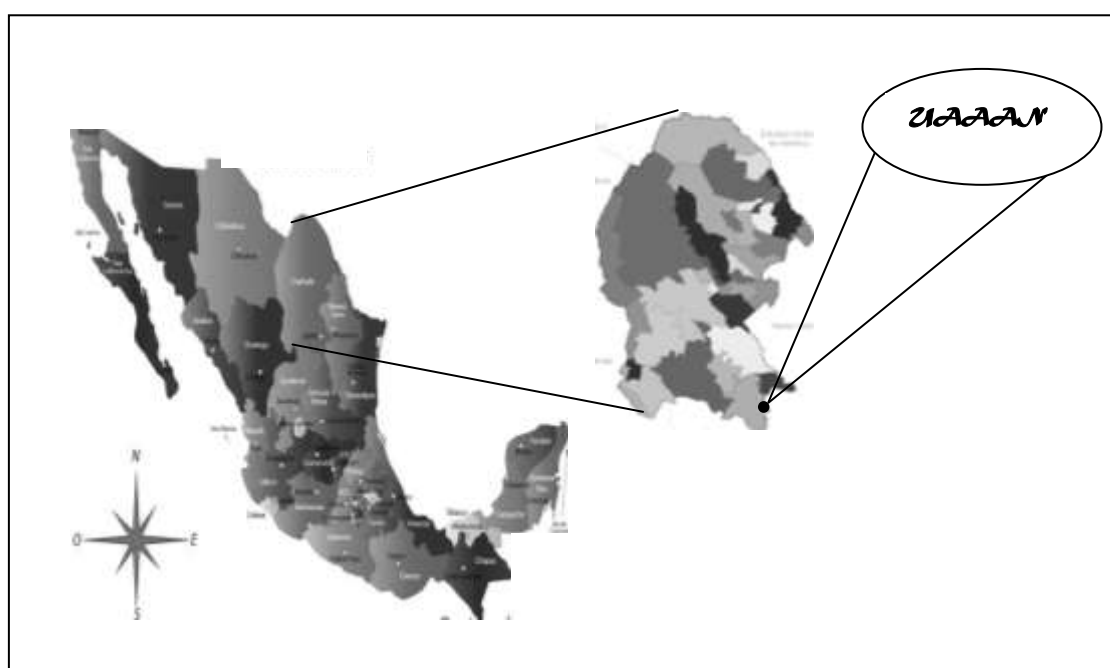


Figura 6. Mapa de localización del sitio experimental

Características climáticas

De acuerdo con la clasificación climática, el clima en el área de estudio es de tipo BS1KX1, que corresponde a un clima seco, semi-seco templado con lluvias escasas todo el año, con un porcentaje de precipitación invernal mayor de 18% y una precipitación total anual de 350-500mm (Valdés, 1985). La temperatura media anual es de 13.3°C, con una oscilación media de

10.4°C., los meses más cálidos son en junio, julio y agosto con temperaturas máximas de 37°C., durante enero y diciembre se registran temperaturas de hasta 10°C, con heladas regulares en el periodo de diciembre a febrero (Mendoza, 1983).

Materiales

Suelo

El suelo utilizado es un calcisol característico del norte del país, el cual posee un pH que oscila entre 7.8 y 8.4, más del 30% de carbonatos de calcio libre y son pobres en materia orgánica, en este caso el suelo presenta una concentración de 1200 mg kg⁻¹ de plomo, y de acuerdo a los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, para la regulación de sitios contaminados, no puede tener uso agrícola ni industrial. Por lo cual antes de su utilización debe ser rehabilitado y una alternativa es la fitorremediación.

Semilla

Se usó semilla de la planta de higuera de la variedad (*Ricinus communis*)

Charolas de poliestireno

Las cuales son de 200 cavidades

Macetas

Se utilizaron 24 macetas de poliuretano, con 10 kg de suelo cada una.

Acido Fúlvico de Leonardita

Se aplicó en diferentes concentraciones las cuales fueron: 2, 4, 6, 8 y 10 ml de un ácido fúlvico extraído de leonardita en un litro de agua

Metodología

Procedimiento experimental

Se sembraron las semillas de higuera (*Ricinus communis*) en una charola de poliestireno de 200 cavidades en la forma de “tresbolillo” las cuales una vez que alcanzaron una altura de 9 y 10 cm, se trasplantaron en macetas de poliuretano con 10 kg de suelo contaminado con plomo a 1200 mg kg^{-1} ; posteriormente se adiciono un acido fúlvico de Leonardita experimental, a diferentes concentraciones, (cuadro 2).

Riegos

Estos se realizaron de forma manual de 3 a 4 veces por semana con una regadera, aplicando el agua necesaria para su desarrollo, evitando el exceso de humedad.

Cuadro 2. Tratamientos utilizados durante el experimento.

TRATAMIENTOS	APLICACIONES
T1	Testigo y/ o Control
T2	2 ml litro^{-1} de AF de Leonardita
T3	4 ml litro^{-1} de AF de Leonardita
T4	6 ml litro^{-1} de AF de Leonardita
T5	8 ml litro^{-1} de AF de Leonardita
T6	10 ml litro^{-1} de AF de Leonardita

Variables evaluadas:

Acumulación de plomo en tejido

Para el estudio de esta variable, se realizaron dos cortes el primero a los 2 meses después de la germinación de la planta y fue solo en hoja, una vez que la planta llegó a maduración y las panojas estaban casi secas, se procedió a cosechar toda la planta siendo este el segundo corte; posteriormente fueron colocadas en bolsas de papel y se metieron a la estufa a una temperatura de 70°C para lograr un secado uniforme.

Cuantificándose el peso seco en raíz (PSR), peso seco en tallo (PST), peso seco de hoja primer corte (PSH1), peso seco en hoja segundo corte (PSH2), peso seco en cápsula (PSC), peso seco en semilla (PSS); también se cuantificó el plomo en raíz fina (CPRF) y raíz gruesa (CPRG), en tallo (CPT), en hoja primer y segundo corte respectivamente (CPH1 y CPH2), concentración en cápsula (CPC) y por ultimo en semilla (CPS).

El método utilizado para la extracción y cuantificación del plomo fue el de calcinación, el cual consistió en pesar un gramo de materia seca de las diferentes partes de la planta, en un crisol de porcelana y llevarlos a la mufla a 600° C de temperatura, durante dos horas, ya fríos los crisoles se recuperan las cenizas con 1ml de ácido nítrico concentrado (HNO_3); se filtra y se transfiere el filtrado a un matraz de aforación de 50 ml y estas muestras fueron posteriormente leídas por plomo en un espectrofotómetro de absorción atómica marca Varian AA 5.

Plomo en suelo

Esta variable se evaluó con el método de vía húmeda que consiste en poner en un vaso de precipitado un gramo de suelo y agregar 10 ml de HNO_3 , llevarlo a ebullición del ácido en una parrilla y evaporar casi a sequedad, recuperar con agua destilada, filtrar y aforar a 100 ml. Para posteriormente leer en el espectrofotómetro de absorción atómica.

Diseño experimental

El diseño experimental usado para el análisis de los resultados y comparación de medias de plomo en las diferentes partes de la planta de higuera (*Ricinus communis*) fue el de un diseño completamente al azar con seis tratamientos y cuatro repeticiones por tratamiento, utilizando para esto el paquete para computador MINITAB versión 16.

RESULTADOS Y DISCUSION

A continuación se presentan los resultados obtenidos durante el presente trabajo de investigación en fitoextracción de plomo con higuera usando como coadyuvante diferentes dosis de un ácido fúlvico de Leonardita.

En general no hubo diferencias significativas en ninguna de las variables estudiadas (anexos), para el peso seco de raíz (PSR), no obstante al ver la figura 7, se nota claramente que hay diferencia entre los valores ya que van de 10.1 a 18.0 g, obteniendo de la dosis de 2 ml litro⁻¹ y 6 ml litro⁻¹ de ácido fúlvico de Leonardita los mayores efectos con valores de 17.9 y 17.7 g con lo cual aventajan mucho al testigo ya que este tuvo un peso de apenas 10.0 g. en parte estos resultados concuerdan con lo que mencionan Stevenson (1984), en el sentido que los ácidos fúlvicos son compuestos que están constituidos por dos grupos que son: carboxílicos y fenólicos, estos grupos pueden absorber cationes cuando están en forma libre, siendo los cationes bivalentes los que se adhieren con mayor fuerza a las cargas negativas, estos influyen en el desarrollo de la raíz.

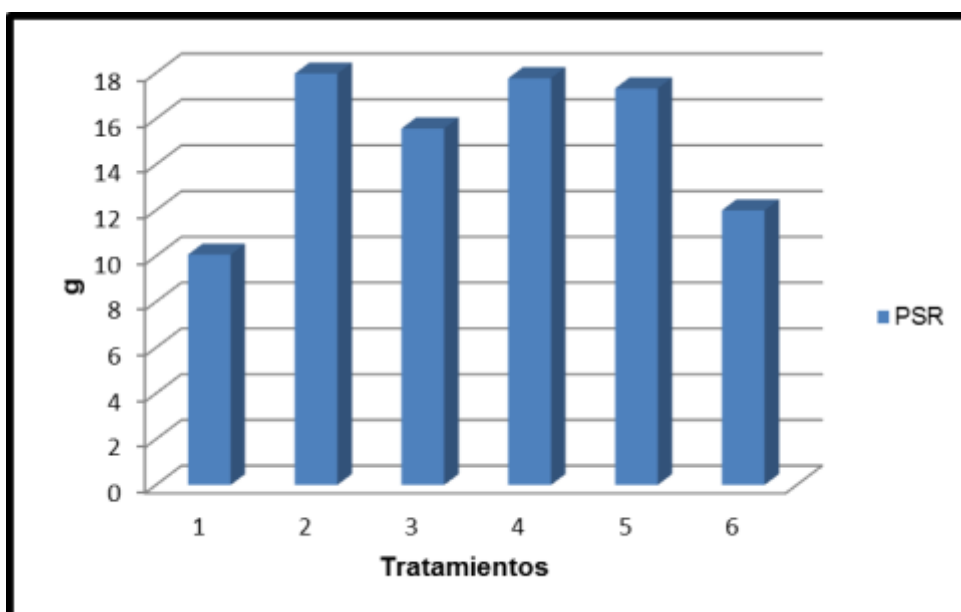


Figura 7. Peso seco de raíz de higuera (*Ricinus communis*).

Se puede apreciar en la figura 8 que los tratamientos tienen una influencia sobre el peso seco de tallo que van en aumento hasta llegar a un valor máximo que lo obtuvo la dosis de 6 ml litro⁻¹ de ácido fúlvico de Leonardita correspondiente al tratamiento 4 y enseguida de este punto máximo los otros dos tratamientos tienden a disminuir a mayor cantidad del ácido fúlvico aplicado.

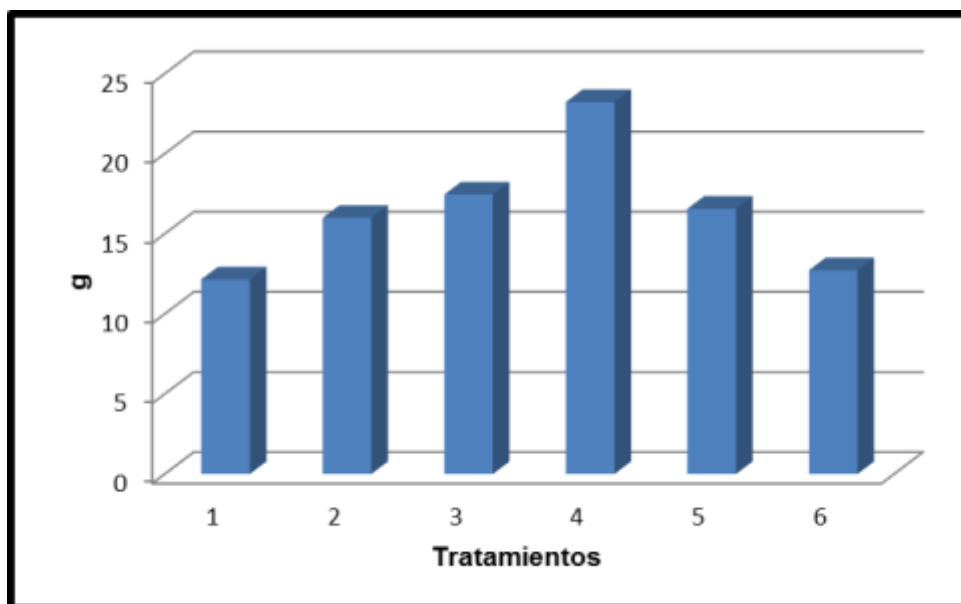


Figura 8. Peso seco del tallo de higuera (*Ricinus communis*)

En la figura 9, se pueden apreciar los pesos secos de hoja en el primer corte, en los cuales no hubo diferencia estadística, sin embargo se observa que sus valores difieren respecto al segundo corte ya que en el primero los valores van de 2.4 a 6.5 g y en el segundo estos oscilan entre 5.6 y 12.45 g, siendo los tratamientos 5 y 6 los que presentaron valores mas bajos en el primer corte, mientras que en el segundo fueron los tratamientos 3 y 5 con una dosis de 4 ml litro⁻¹ y 8 ml litro⁻¹ de AF de Leonardita los que alcanzaron el mayor peso seco.

No obstante cabe mencionar que los pesos secos del segundo corte son mas precisos ya que durante el primer corte la planta presentó estrés hídrico que con el tiempo se corrigieron y para el segundo corte esta ya tenía un

desarrollo normal; sin embargo, para un estudio de evolución en el contenido de plomo se decidió utilizar los dos cortes.

El testigo por su parte, tuvo un peso seco relativamente similar en los dos cortes al presentar un valor de 5.8 g en el primero y 5.6 g en el segundo, se nota que con el tiempo hubo una disminución en el peso aunque no de forma importante. Los resultado anteriores van en el mismo sentido que lo reportado por Cooper *et al.*, (1998), quienes encontraron que un incremento en el desarrollo y aumento de peso de la planta es el resultado del efecto que ejercen las sustancias húmicas en dos de los procesos más importantes de los vegetales como son, la fotosíntesis y la respiración.

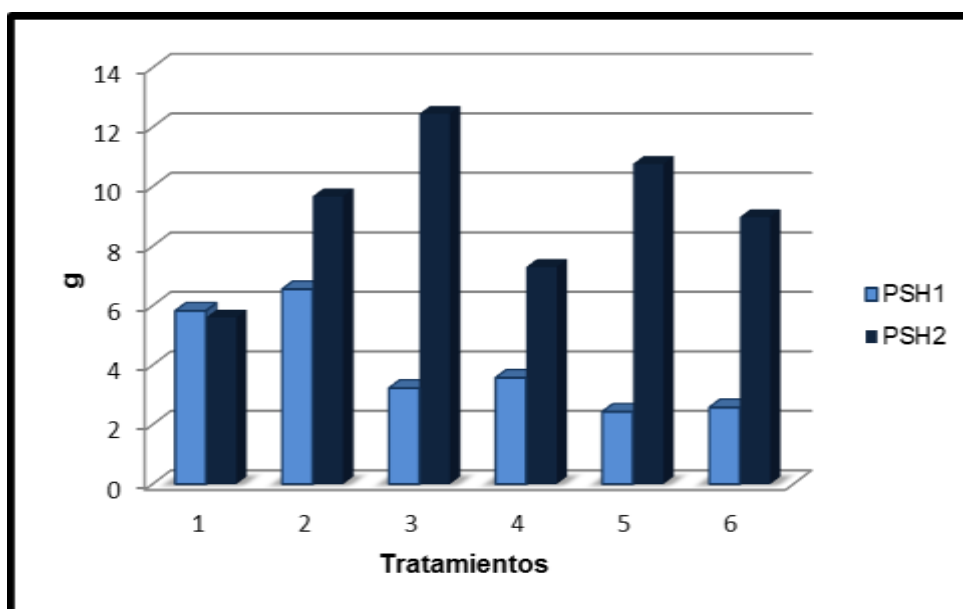


Figura 9. Peso seco de hoja de higuera (*Ricinus communis*) en el primero y segundo corte.

Por otro lado en la figura 10, al comparar los pesos secos de cápsula y semilla se notó que el testigo tuvo un valor menor con respecto a los demás tratamientos, siendo esto de importancia ya que demuestra que el ácido fúlvico si incrementa el peso seco en cada una de esta variables, no obstante cabe destacar que dentro de esta misma figura también se observa que los tratamientos con mayor peso seco fueron 2, 3 y 4 que corresponden

a las dosis de 2 ml litro⁻¹, 4 ml litro⁻¹ y 6 ml litro⁻¹ de ácido fúlvico de Leonardita respectivamente.

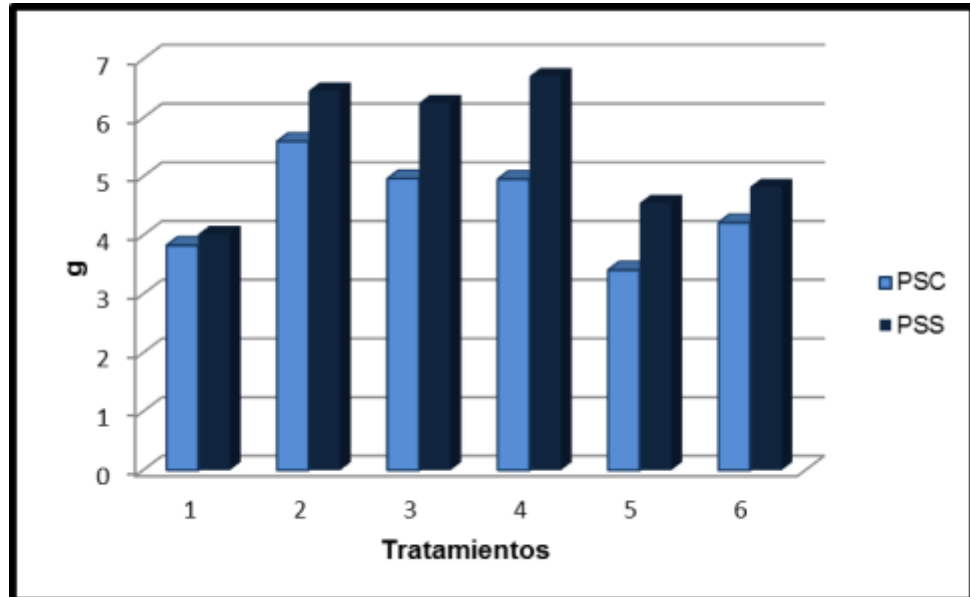


Figura 10. Peso seco de capsula y semilla de Higuierilla (*Ricinus communis*)

En las variables de concentración de plomo en raíz fina (CPRF) y gruesa (CPRG) de la planta de higuierilla (*Ricinus communis*), no hubo efectos significativos ($p < 0.05$) de las diferentes dosis y el testigo. Sin embargo por inspección visual en la figura 11, se nota que el mejor tratamiento fue el cuatro con una dosis de 6 ml.litro⁻¹ de ácido fúlvico de Leonardita, siguiendo el testigo y por ultimo al tratamiento cinco el cual comparado con el cuatro se observa que existe una diferencia de 42.5 mg kg⁻¹ de concentración de plomo.

Por otro lado se observa que los valores que en cuanto a concentración de plomo en raíz gruesa los valores oscilan de 47.5 a 68.1 mg kg⁻¹, al comparar estos valores con los obtenidos en la variable (CPRF) notamos que existe una diferencia significativa ya que el valor mínimo obtenido fue de 337.5 mg kg⁻¹ de plomo. Por lo tanto podemos decir que fue la raíz fina quien más acumuló plomo en sus tejidos superando a la raíz gruesa.

No obstante cabe mencionar que de todas las partes de la planta analizadas fue en raíz donde mayor cantidad de plomo se encontró; por lo cual el presente trabajo coincide con el de García (2011), quien menciona que al analizar la raíz de geranio se encontró que fue el órgano de la planta donde más se acumuló plomo. También Salas *et al.*, (2007); Jarvis y Leung, (2002) encontraron que la mayor cantidad de este metal (plomo) se acumula en la raíz.

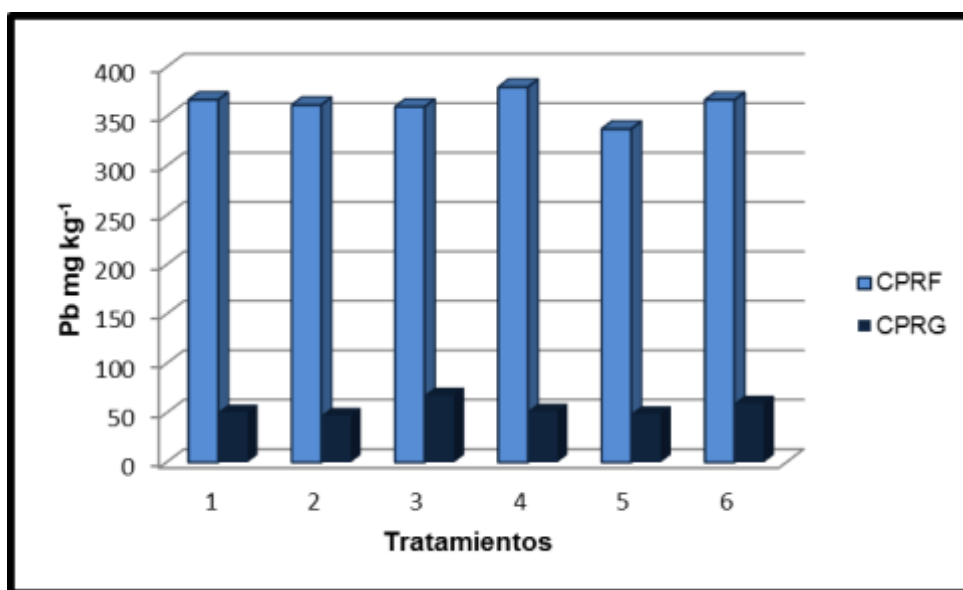


Figura 11. Concentración de plomo en raíz fina y gruesa de higuierilla (*Ricinus communis*).

En la figura 12. Se puede apreciar que los resultados obtenidos en cuanto a concentración de plomo en tallo fueron similares, es decir no presentaron diferencia significativa unos con otros; no obstante se observa una leve disminución en cuanto a la concentración de cada tratamiento, conforme la dosis de ácido fúlvico fue aumentando. De la Cruz (2006), evaluó la retención de plomo en tallos de geranio y encontró una acumulación de 61 mg kg⁻¹ de plomo, por otro lado Pérez (2008) observó un valor de 11.1 mg kg⁻¹ de plomo en tallos de *Nicotina glauca* G., mientras que García (2011), menciona que la estructura del tallo de geranio fue la parte donde menos plomo se acumuló con respecto a las demás estructuras.

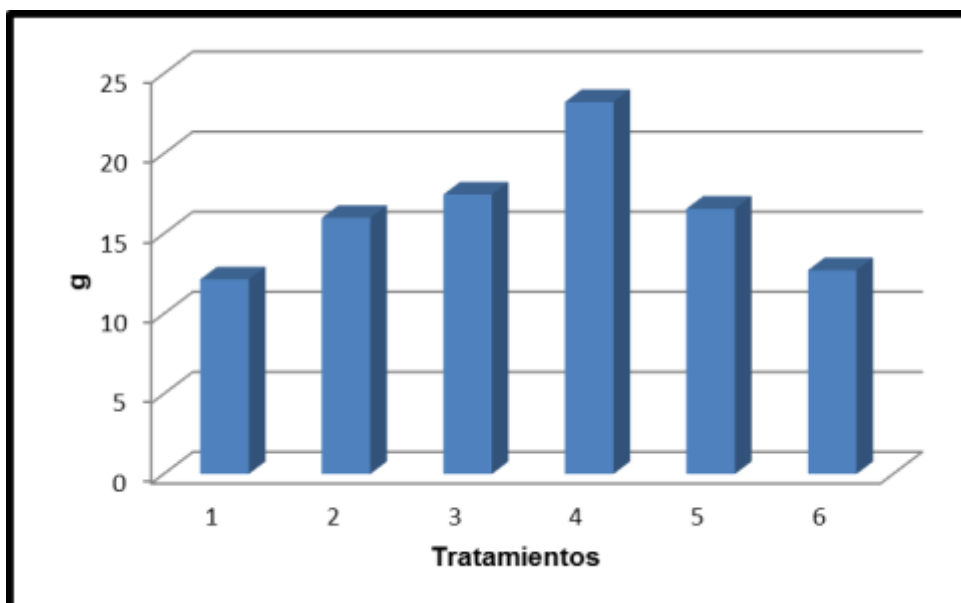


Figura 12. Concentración de plomo en tallo de higuierilla (*Ricinus communis*)

Respecto a las concentraciones del elemento en hoja primer y segundo corte se puede observar en la figura 13, que el testigo fue el tratamiento que menor plomo acumuló en sus hojas a lo largo del experimento, a pesar de que en el primer corte fue el tratamiento 3 quien menos plomo obtuvo, éste para el segundo corte había superado con mucho al testigo; por otro lado, podemos apreciar que el tratamiento con una dosis de 8 ml.litro⁻¹ de ácido fúlvico de Leonardita correspondiente al tratamiento 5, en el primer corte presentó el máximo valor, mientras que para el segundo corte de hoja este disminuyó considerablemente; no obstante cabe mencionar que en esta misma figura se aprecia que el tratamiento 6 fue quien mantuvo una concentración relativamente similar en los dos cortes, destacando que en el segundo corte obtuvo una concentración de 42.5 mg kg⁻¹ siendo este el valor máximo. Narváez (2010), mostro que usando compuestos orgánicos de origen diverso en plantas de girasol, el plomo concentrado en hojas fue de 32.5 mg kg⁻¹, mientras que Pérez (2008) encontró una acumulación de plomo en hojas de *Nicotina glauca* G. de 29.7 mg kg⁻¹ en plantas con 90 días de germinación.

Por lo cual se puede decir que la Higuera (*Ricinus communis*), en el segundo corte presentó valores muy parecido a los de Pérez (2008).

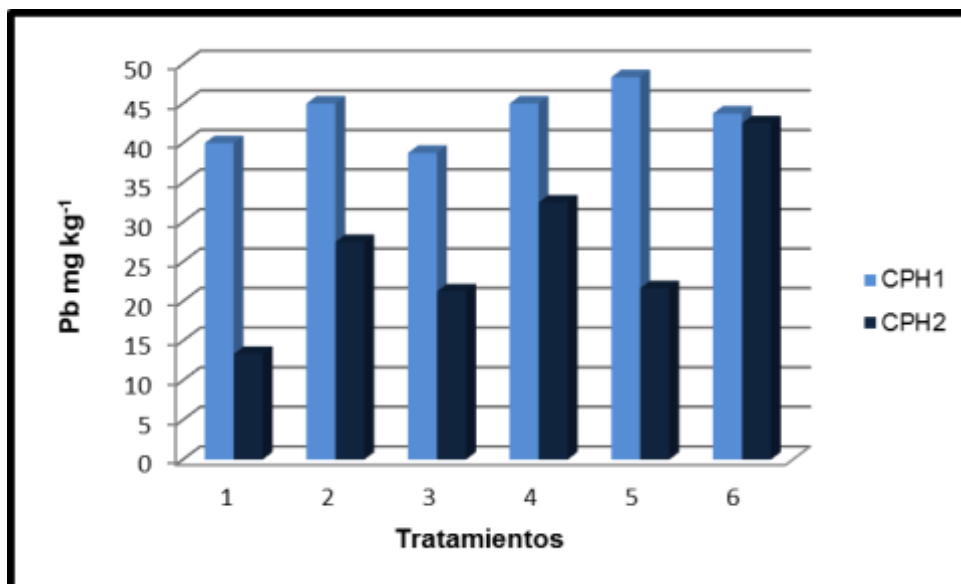


Figura 13. Concentración de plomo en hoja de higuera (*Ricinus communis*) en primero y segundo corte.

De acuerdo a la concentración de plomo en cápsula no existe una diferencia estadística, sin embargo al observar la figura 14, notamos claramente que la mayoría de los tratamientos tuvieron un comportamiento relativamente similar, esto para las dosis de 2 ml.litro⁻¹, 4 ml.litro⁻¹, 8 ml.litro⁻¹ y 10 ml.litro⁻¹ de ácido fúlvico de Leonardita, mientras que el testigo superó al tratamiento 4 en un 10%

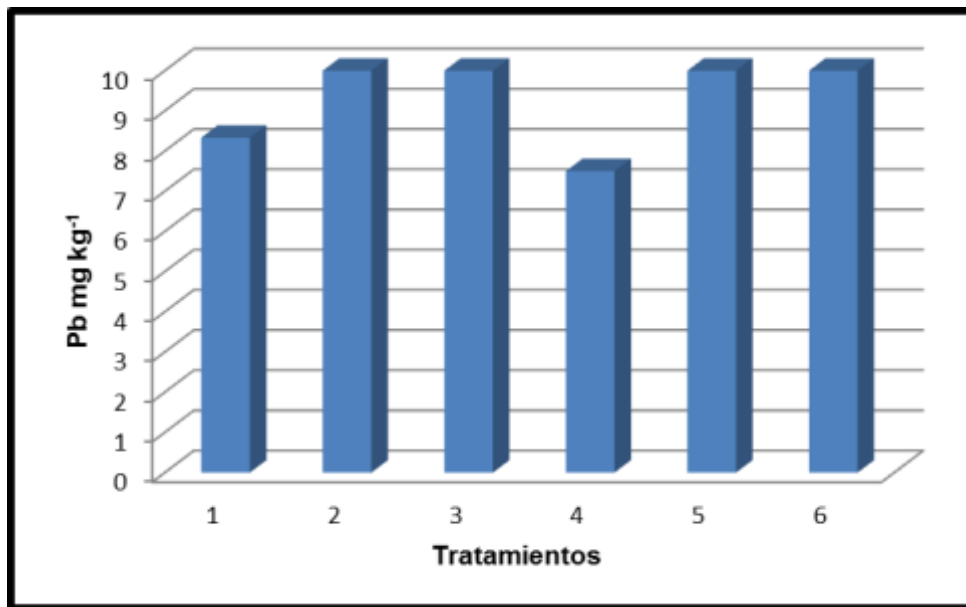


Figura 14. Concentración de plomo en capsula de higuera (*Ricinus communis*).

Con respecto al contenido de plomo en el suelo después del experimento analizado este elemento en cada unidad experimental donde se tenía los diferentes tratamientos, en el cuadro 3, podemos apreciar que en todos los tratamientos donde se aplicó ácido fúlvico de Leonardita, se tiene una disminución de plomo con respecto al testigo, con cantidades que van de 10 a 180 mg kg⁻¹, esto da una idea de que efectivamente las sustancias húmicas, en este caso el ácido fúlvico extraído de Leonardita puede ejercer un poder coadyuvante en la absorción de plomo por la planta de higuera y que a la larga pueda bajar los índices de contaminación.

Cuadro 3. Concentración de plomo al final del experimento en cada uno de los tratamientos.

Concentración de Pb en suelo al final del experimento

Testigo absoluto	860 mg kg ⁻¹
Tratamiento con de 2 ml.litro ⁻¹ de AF de Leonardita	680 mg kg ⁻¹
Tratamiento con de 4 ml.litro ⁻¹ de AF de Leonardita	840 mg kg ⁻¹
Tratamiento con de 6 ml.litro ⁻¹ de AF de Leonardita	850 mg kg ⁻¹
Tratamiento con de 8 ml.litro ⁻¹ de AF de Leonardita	820 mg kg ⁻¹
Tratamiento con de 10 ml.litro ⁻¹ de AF de Leonardita	780 mg kg ⁻¹

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos en el presente trabajo de investigación se puede observar de una forma general que en el desarrollo de las diferentes partes de la planta los tratamientos con dosis bajas de ácido fúlvico son los que mejor respuesta se obtiene.

En cuanto a concentración de plomo se observó que los tratamientos con las diferentes dosis de ácido fúlvico tienen un comportamiento distinto en cuanto a la distribución de plomo en la planta, en raíz los tratamientos medios fueron los que mejor efecto tuvieron, en tallo el más bajo y en hojas los tratamientos más altos, esto da una idea de la necesidad de continuar este tipo de trabajo buscando la dosis más adecuada de ácido fúlvico de leonardita, ya que se puede decir que este sí se comporta como un agente quelatante.

También se puede concluir que la higuera (*Ricinus communis*) sí puede ser considerada pseudometalofita ya que esta crece tanto en suelos contaminados y no contaminados con metales pesados, mientras que para ser considerada una hiperacumuladora, se encuentra al 50% de lo considerado para este tipo de plantas.

ANEXOS

Cuadro 4. Análisis de variancia de los pesos secos de cada una de las partes de higuera.

FV	GL	PSH1	PSH2	PST	PSC	PSS	PSR	PHR
Tratamientos	5	12.077209 ^{NS}	23.861206 ^{NS}	63.540138 ^{NS}	2.678522 ^{NS}	5.194983 ^{NS}	45.994041 ^{NS}	688.762512 ^{NS}
Error	18	4.650373	12.082859	69.401154	2.142856	3.056254	20.228624	1041.537354
Total	23							
C.V		53.50%	38.08 %	50.94%	32.56%	31.96%	29.61 %	41.43%

FV= fuente de variación, GL= grados de libertad, PSH1= peso seco de hoja seca primer corte, PSH2= peso seco de hoja segundo corte, PST= peso de seco de tallo, PSC= peso seco de capsula, PSS= peso seco de semilla, PSR= peso seco de raíz, PHR= peso húmedo de raíz, CV= coeficiente de variación, ^{NS}= no significativo.

Cuadro 5. Análisis de variancia de las concentraciones de plomo en cada una de las partes de higuera.

FV	GL	CPH1	CPH2	CPT	CPC	CPRF	CPRG
Tratamientos	5	50.177345 ^{NS}	413.850006 ^{NS}	5.282227 ^{NS}	4.908691 ^{NS}	780.849976 ^{NS}	250.9 ^{NS}
Error	18	33.564888	248.726776	8.101861	2.314819	1426.958374	375.3
Total	23						
C.V		13.33 %	59.61 %	21.35 %	16.35 %	10.43 %	35.49 %

FV= fuente de variación, GL= grados de libertad, PSH1= peso seco de hoja seca primer corte, PSH2= peso seco de hoja segundo corte, PST= peso de seco de tallo, PSC= peso seco de capsula, PSR= peso seco de raíz, PHR= peso húmedo de raíz, CV= coeficiente de variación, ^{NS}= no significativo.

BIBLIOGRAFÍA

Achával A. 2006. Crecimiento demográfico y contaminación ambiental. Primera edición- Buenos Aires: Dunken. 232p, 23x16cm.

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

Aiken, G.R., McKnight, D. M., Wershaw, R. L., MacCarthy, P. 1985. An introduction to humic substances in soil, sediment, and water. pp. 1-9. In Humic substances in soil, sediment, and water: Geochemistry, isolation and characterization. G. R. Aiken et al. (ed.). Wiley-Interscience, New York.

Albert, L. A. 1985. Curso básico de toxicología ambiental. Instituto Nacional de Investigaciones Sobre Recursos Bioticos (INIREB).

Albuzio, A., Ferrari, G., Nardi, S. 1986. Effects of humic substances on nitrate uptake and assimilation in barley seedlings. Can. J. Soil Science, 66: 731-736.

Alexander, M. 1994. Introducción a la Microbiología del Suelo. 2a. Reimp. AGT Editor, S. A. México, D. F. 491 p.

Akinremi, O. O., Janzen, H. H., Lemke, R. L., Larney, F. J. 2000. Response of canola, wheat and green beans to leonardite additions. Can. J. Soil Sci. 80:437-443.

Aloway, B.J., 1995. Heavy Metals in soils. Blackie Academic and profesional. Londres. 370 pp.

Barceló, J. y Poschenrieder, C. 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science* 2 (3): 333-334. Institut d'Estuis Catalans, Barcelona.

Bañuelos, G.S., Ajwa H.A., Mackey B., Wu L., Cook C., Akohoue S., and Zambruski S., 1997. Selenium-induced growth reduction in Brassica landraces considered for phytoremediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36, pp. 282-287

Bautista, Z. F. 1999. Inducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados. Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán.

Blaylock, M.J., and Huang, J.W. 2000. Phytoextraction of metals, In: I. Raskin and B.D. Ensley (Ed.) *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*, JohnWiley and Sons, Inc, Toronto, Canada, p. 303.

Calero, E., Sc, M., Reyes, S. 1974. El cultivo de higuera. Ed. Unidad de documentación e información técnica, agropecuaria INIAP-Administración central. Quito, Ecuador.

Candolle, A. 1883. Origen de las plantas cultivadas.

Carrillo-Chávez, A., Morton-Bermea, E., González-Partida, Rivas-Solórzano, G., Oesler, V., García-Meza, E., Hernández, P., Cienfuegos. E. 2003 Environmental geochemistry of the Guanajuato Mining District, Mexico. *Ore Geology Reviews*, 23: 277-297.

Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S. y Baker, A.J.M. 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 8: 279-284.

Chen Y., Aviad T. 1990. Effects of humic substances on plant growth. pp. 161-186. In *Humic substances in Soil and Crop Sciences: Selected readings*. P. MacCarthy, C. E. Clapp, R. L. Malcolm, P. R. Bloom (Eds.).

Christie, P., Li, X., Chen, B. 2004. Arbuscular Mycorrhiza can Depress Translocation of Zinc To Shoots of Host Plants in Soils Moderately Polluted with Zinc. *Plant and Soil*, 261 (1-2), 209-217.

Colín, C. A., Moleón, J. MdC. 2003. Química Ambiental. P 61-94 En: Solés Segura LM y López Arriaga (ed). *Principios Básicos de la Contaminación Ambiental*. México.

Colombo, L., D. Mangione, S. Bellicioni and A. Figlioglia. 1998. Soil profile distribution of heavy metals in a soil amended with sewage sludge for eight years. *Agr. Med. Intern. J. of Agric. Sci.* 128(4): 273-283.

Cooper, R. J., Chunhua, L., Fisher, D. S. 1998. Influence of humic substances on rooting and nutrient content of creeping bentgrass. *Crop Sci.* 38:1639-1644

Cunningham S., Shann J., Crowley D., y Anderson T. 1997. Phytoremediation of contaminated soil and water. En: *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. Eds. E. L. Kruger, T. A. Anderson y J. R. Coats. Am. Chem. Soc, Washington DC pp. 2-17.

Dahmani-M, H., Oort van, F., Gélie, B. y Balabane, M. 2000 Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution*, 109 231-238.

De la Cruz, R. G. 2006. Evaluación de la retención de plomo en geranio emiido al ambiente por la industria de peñoles en Torreón, Coahuila. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Unidad Laguna. Departamento de procesos ambientales. Torreón, Coahuila, México.

De las Heras J., Fabeiro C., Meco R. 2003. Fundamentos de la agricultura ecológica: realidad actual y perspectivas. Ediciones de la Universidad de Castilla- La Mancha España.

De Saussure, T. 1804. Recherches Chemiques sur la Vegetación. Paris.

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

Dushenkov, S., Kapulnik, Y., Blaylock, M., Sorochisky, B., Raskin, I., Ensley, B. 1997. Phytoremediation: a navel approach to an old problem. Studies in environmental science. 66: 563-572.

Fernandez, V. H. 1968. The actino of humic acids of different souces on the development of plant and their effect on increasing concentration of the nutrient solution. Pontificiae Academiae Scientiarum Scripta Varia.

Ferrera-Cerrato R., y A. Alarcón. 2004. Papel de los microorganismos rizosféricos en la fitorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos. In: Tundo, P., y R. Hoyos de Rossi (eds). Química Verde en Latinoamérica. IUAPAC-INCA. Argentina. pp: 89-109.

Ernst, W. H. O. 2000. Evolution of Metal Hyperaccumulation and Phytoremediation. New Phytol 146, 357-357.

Fernández, E. A. J. 2001. Especiación química y física de metales en la materia particulada atmosférica: aplicaciones al estudio de la contaminación ambiental de la ciudad de Sevilla. Publicaciones de la universidad de Sevilla España.

FAOSTAT 2010. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Estadísticas.

Flathman, P. E., and G. R. Lanza. 1998. Phytoremediation: current views on an emerging green technology. J. Soil. Contam. 7: 415-432.

Flores T., F., E. Muñoz S., O. Morqueño B. 1999. Absorción de cromo y plomo por alfalfa y pasto ovinillo. Agrociencia. 33: 381-388.

FONNEGRA G. R., R. Fonnegra Gomez y S. L. Jiménez R. 2007. Plantas Medicinales Aprobadas en Colombia. Universidad de Antioquia, 2007.

Fraume, N.J.R. 2007. Diccionario ambiental. Ed. ECOE.

García, C. 1990. Estudio del compostaje de residuos orgánicos. Valoración agrícola. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Murcia.

García, E. E. L. 2011. Fitoextracción de un suelo contaminado, por plantas con diferente densidad estomática. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Departamento de Horticultura. Buenavista, Saltillo, Coahuila. México.

García, I., Dorronsoro, C. 2005. Contaminación por Metales Pesados. En Tecnología de Suelos. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola.

Galán, E.H., Romero, A. B. 2007. Contaminación de Suelos por Metales Pesados. Departamento de Cristalografía, Minerología y Química Agrícola. Facultad de Química. Apartado 553. Universidad de Sevilla, España.

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

Han, F. X., Banin, A., Kingery, W. L., Triplett, G. B., Zhou, L. X., Zheng, S. J., Ding, W. W., 2003. New approach to studies of heavy metal redistribution in soil. Advances in environmental research, 8, pp. 113-120.

Harvey, P., Campanella B., Castro P., Harms H., Lichtfouse E., Schäffner A., Smrcek, S., Werck, D. 2002. Phytoremediation of polyaromatic hydrocarbons, anilines and phenols. Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 9, 29-47.

Hernández, M. A. 1999. El cuidado del medio ambiente; edición Universidad Autónoma del Estado de México.

Hernández, R. M., Sastre, G. A. 1999. Tratado de nutrición. Ediciones Díaz de Santos, S.A.

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

Instituto Nacional de Ecología, 2007.

Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática, 2000.

Jarvis, M. D. y Leung, D. W. M. 2002. Chelated lead transport in *Pinus radiata*: an ultrastructural study. *Environ. Exp. Bot.* 48:21-32.

Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 1992. *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC. Press, Inc. Boca Ratón, Florida. 315 p.

Khan, A. G.; Kuek, C.; Chaudhry, T. M.; Khoo, C. S.; Hayes, W. J. 2000. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere* 41: 197-207.

Kumar, N. P. B. A., Dushenkov, V., Mottohh, H., Raskin, I. 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1232-1238.

Lasat, M. M. 2002. Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms. *Journal of Environmental Quality*. 31(1): 109-120.

Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. 2009.

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.

Martín, C. W. 2000. Heavy metals trends in floodplain sediments and valley fill. *Catena* 39, 53-68.

McGrath, S. P, Lombi, E., Zhao, F. J., y Dunham, S. J. 2001. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils: Natural Hyperaccumulation Versus Chemically Enhanced Phytoextraction. *Journal of Environmental Quality* 30 (6): 1919-1926.

Meléndez, Gloria. 2003. Residuos orgánicos y materia orgánica del suelo. Centro de Investigaciones Agronómicas. Universidad de Costa Rica. Taller de Abonos Orgánicos.

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

Narvaéz, O. w. a. 2010. Efectividad de compuestos orgánicos de origen diverso y girasol ornamental en la fitorremediación de un suelo alcalino contaminado con plomo. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Departamento de ciencias del Suelo. Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

Niembro, R. A. 1990. Arboles y arbustos de México. Editorial Herrero. S.A. México D.F. 161 p.

Norma Oficial Mexicana NOM-O26-SSA1-1993. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto al plomo (Pb). Valor normado para la concentración de plomo en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población.

Norma Oficial Mexicana NOM-147- SEMARNAT/SSA1-2004. Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio.

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.

Olmos, S., Esteban, E., Lucena, J. J. 1998. Micronutrient extraction in calcareous soils treated with humic substances. *J. Plant Nutrition*, 21 (4): 687-697.

Orihuela, E. R. 2011. Posibilidades de uso de la higuera (*Ricinus communis* L.) en la obtención de celulosa a la sosa, blanqueada [OD (OP) D] para su uso en papel bond. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán. 61 p.

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, pp. 189-201.

Pabón, G. MSc. 2007. Estudio de las características botánicas y etnobotánicas de higuera (*Ricinus comunis* L.). Ecuador.

Pérez, Z. L. A. 2008. Fitorremediación de un suelo contaminado por Pb y Zn mediante la especie vegetal *Nicotiana glauca* G. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Agraria ANTONIO narro., Unidad Laguna. Departamento de procesos ambientales. Torreón, Coahuila, México.

Petrovic, M., M. Kastelan-Macan and A. J. M. Horvat. 1999. Interactive sorption of metal ions and humic acids onto mineral particles. *Water, Air & Soil Pollution*. 111(1-4): 43-56.

Piccolo, A., Nardi, S., Concheri, G. 1992. Structural characteristics of humic substances as related to nitrate uptake and growth regulation in plant systems. *Soil Biol. Biochem.* 24, 373-380.

Pineda, H.R. 2004. Presencia de hongos micorrizicos arbusculares y contribución de Glomus Intraradices en la absorción y translocación de cinc y cobre en girasol (*Helianthus Annus L.*) crecido en un suelo contaminado con residuos de mina. Tesis para obtener el grado de doctor en ciencias universidad de Colima, Tecomán, Colima.

Prasad, M. N. V., Freitas, H. M. 2003. Metal Hyperaccumulation In Plants Biodiversity Prospecting For Phytoremediation Technology. *Electronic Journal of Biotechnology* 6 (3). 285– 321.

Purseglove , J. W .1968.Tropical Crops. Dicotyledons I. John Wiley and Sons, Inc. pág. 180-185.

Ramírez, A. V. 2005. Anales de la facultad de medicina. El cuadro clínico de la intoxicación ocupacional por plomo. *An. Fac. med.* V. 66 n. 1 Lima, Perú.

Ramos, R. 2000. Aplicación de sustancias húmicas comerciales como productos de acción bioestimulante. Efectos frente al estrés salino. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.

Raskin, I., Smith, R., Salt, D.E. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology*, 8221-8226

Reed, C.F. 1976. Information summaries on 1000 economic plants. Typescripts submitted to the USDA.

Rico, P. H. R., Tapia, V. L. M., Teniente O. R., González Á. A., Hernández, M. M., Solís, B. J.L., y Zamarripa, C. A. 2011. Guía para cultivar higuerilla (*Ricinus*

communis L.) en Michoacán. Folleto Técnico Núm. 1. INIFAP/CIRPAC Campo Experimental Valle de Apatzingán.

Saad, I., Castillo, J. I., Rebolledo, D. 2009. Fitorremediación: estudio de inteligencia tecnológica competitiva. Memorias del 4° Congreso Internacional de Sistemas de Innovación para la Competitividad: Hacia la inteligencia Competitiva. León, Guanajuato, México.

Salas, S. F. K. 2007. Selección in vitro de plantas tolerantes a plomo para su uso en fitorremediación. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Laboratorio de residuos sólidos. D.F. México.

Sauquillo, A., Rigol, A., Rigol, A., Rauret, G. 2003. Overview of the use of Leaching/ extraction test for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. Trends in Analytical Chemistry, 22, pp. 152- 159.

Sharma, P. y Dubey, R. S. 2005 Lead toxicity in plants Brazilian Journal Plant Physiology 17:1 35-52

Siciliano S., Germida J., Banks K. y Creer C. (2003). Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon. Appl. Environ. Microbiol. 69, 483-489.

Singht, O. V. S., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R. 2003. Phytoremediation: An overview of metallic ion decontamination from soil. Applied Microbiology and Biotechnology. 61 405-412

Solares S, L. y Souza G, T. M. 2006. Curso sobre el cultivo de higuera. Embrapa. Brasil. 29 p.

Solís, S. L. M; López, A. J. 2003. Principios básicos de contaminación ambiental. Dirección de vinculación investigación –sociedad. Universidad del estado de México.

Stevenson, F. 1984. Humus Chemistry: Genesis, Composition and Reactions. Wiley, New York, USA.

Stevenson, F.J. 1994. Humus chemistry. Genesis, Composition. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. New York.

Sladky, Z. 1959. The effect of extracted humus substances on growth of tomato plants. Biol. Plant. 1, 142-150.

Valdés P. F. 1999. La contaminación por metales pesados en Torreón Coahuila. En defensa del ambiente A.C Torreón Coahuila.

Valdés R. 1985. Estudio Fenológico de la UAAAN en el Área Correspondiente a Buenavista, Saltillo, Coahuila. Tesis de Licenciatura. UAAAN.

Van Deuren, J. Z., Wang, Z., Ledbetter, J. 1997. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide 3^a. Ed. Technology innovation office, EPA.

Vavilov N. I. 1926. El origen de las plantas cultivadas.

Visser, S. A. 1985. Physiological action of humic substances on microbial cells. Soil Biol. Biochem. 17:457-462.

Volke, S. T., Velasco, T. J. A. 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados, SEMARNAT.

Wang, Y. P., y 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.

W.H.O., 1992. Our planet, our health. Report of the W.H.O. Commission on Health and Environment.

Wierzbicka, M., Obidzinska, J. 1998. The effect of lead on seed imbibition and germination in different plant species Plant Science 137, 155–171.

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.

<http://www.cuexcomate.com/2012/04/la-maleza-mas-mala-del-mundohiguerilla.html>

<http://www.miliarum.com/proyectos/sueloscontaminados/manuales/contmentalespesados.asp>

<http://www.ilmc.org/workshops/basel/trinidad/notes/spanish/centro.html>.

<http://www2.pr.gov/agencias/jca/Documents/Areas%20Program%C3%A1ticas/Instituto%20de%20Educaci%C3%B3n%20Ambiental/Folletos%20Informativos/Calentamiento%20Global%20Presentaci%C3%B3n%20PP.pdf>

<http://www.profesorenlinea.cl/ecologiaambiente/Contaminacion.htm>

<http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/372/fuentes.html>

http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/mbt/...g.../capitulo4.pdf

<http://www.milarium.com/proyectos/sueloscontaminados/manuales/contmetales.asp>.

<http://www.ilmc.org/workshops/basel/trinidad/notes/spanish/centro.html>.