

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONOMICAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA



Evaluación de la Chicura (*Ambrosia ambrosioides*) como especie fitorremediadora de suelos contaminados por Plomo.

Por:

JUAN VAZQUEZ VALLE

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

Torreón, Coahuila, México
Febrero 2018

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONOMICAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Evaluación de la Chicura (*Ambrosia ambrosioides*) como especie fitorremediadora de suelos contaminados por Plomo.

Por:

JUAN VAZQUEZ VALLE

TESIS

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

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES


Aprobada por el Comité de Asesoría:


Dr. Mario García Carrillo
Asesor Principal


Dr. Héctor Madinaveitia Ríos
Coasesor


Dr. Alfredo Ogáz
Coasesor


Ing. Joel Limones Avitia
Coasesor


M.E. Víctor Martínez Cueto
Coordinador de la División de Carreras Agronómicas



Torreón, Coahuila, México
Febrero 2018

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONOMICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Evaluación de la Chicura (*Ambrosia ambrosioides*) como especie fitorremediadora de suelos contaminados por Plomo.

Por:

JUAN VAZQUEZ VALLE


TESIS


QUE SE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL COMITÉ DE ASESORIA COMO
REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

Aprobada por el Comité de Asesoría:


Dr. Mario García Carrillo
Asesor Principal


Dr. Héctor Madinaveitia Ríos
Coasesor


Dr. Alfredo Ogáz
Coasesor


Ing. Joel Limones Avitia
Coasesor


M.E. Víctor Martínez Cueto
Coordinador de la División de Carreras Agronómicas



Torreón, Coahuila, México
Febrero 2018

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONOMICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Evaluación de la Chicura (*Ambrosia ambrosioides*) como especie fitorremediadora de suelos contaminados por Plomo.

Por:


JUAN VAZQUEZ VALLE


TESIS


QUE SE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL COMITÉ DE ASESORIA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

Aprobada por el Comité de Asesoría:


Dr. Mario García Carrillo
Asesor Principal


Dr. Héctor Madinaveitia Ríos
Coasesor


Dr. Alfredo Ogáz
Coasesor


Ing. Joel Limones Avitia
Coasesor


M.E. Víctor Martínez Cueto
Coordinador de la División de Carreras Agronómicas



Torreón, Coahuila, México
Febrero 2018

AGRADECIMIENTOS

Siendo un camino lleno de esfuerzos y sacrificios, cerrada esta etapa tan importante de mi vida queda agradecer principalmente a Dios por permitirme llegar hasta esta instancia guiando mi camino con su amor, sabiduría y colmada de bendiciones.

A mi “Alma Terra Mater” Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro por haberme otorgado la oportunidad de ser uno de sus alumnos, por haberme apoyado en la realización de este proyecto y ayudarme en mi formación profesional en los 4 años de carrera.

A mi asesor principal Dr. Mario García Carrillo por haberme brindado de su amistad, tiempo, espacio y toda paciencia otorgada durante la realización de este proyecto, consejos y sobre todo los conocimientos que fui adquiriendo de parte suya.

A mis demás asesores Dr. Héctor Madinaveitia Ríos, Dr. Alfredo Ogáz, por estar presente de este proyecto y brindarme su apoyo.

A los técnicos académicos del laboratorio de suelos, por apoyarme en cada uno de los análisis llevados a cabo para la realización de esta tesis.

Al laboratorio de la INIFAP por las facilidades otorgadas para la realización de mis análisis para la realización de este proyecto.

A todos y cada uno de mis profesores que me compartieron parte de sus conocimientos, experiencias y consejos para lograr mi formación personal y profesional.

DEDICATORIAS

A mis padres, Pulciano Vázquez García y Quirina Valle Valencia por creer y confiar en mí, por inculcarme el esfuerzo y responsabilidad como principales valores para cumplir mis metas, por el amor incondicional que siempre me brindan, por ayudarme a levantarme ante las adversidades de mi día a día .

A mi novia, Melissa Morales Morales por brindarme su amor sin límites, sus ánimos, consejos y por ser la más linda motivación de mi vida.

A mis hermanos, Delia Vázquez Valle, Raudel, Ana Bárbara, María del Rosario, Cleiber, Jesús y Adair por brindarme su confianza y cariño a lo largo de mi vida y al mismo tiempo convertirse en mi motivación para seguir adelante.

A mis abuelos, José Octaviano Vázquez Sánchez, Natividad García Hernández, Faustino Valle Hernández y Evangelina Valencia Pérez por sus sabios consejos, amor y apoyo incondicional hacia mí y hacia mis padres.

Resumen

La exposición humana a metales pesados ha aumentado a lo largo de los años, como resultado del aumento exponencial de procesos industriales. La eliminación del ambiente de muchos compuestos potencialmente tóxicos se complica por las numerosas clases y tipos de productos químicos de los cuales el plomo es uno de ellos. La Chicura (*Ambrosia ambrosioides*) es una especie de planta herbácea perteneciente a la familia de las asteráceas que tiene la capacidad de absorber el Plomo del suelo. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la capacidad de la Chicura en la fitoextracción de Plomo y determinar la parte de la planta con mayor concentración. Las muestras de Chicura para este trabajo fueron recolectadas del lecho seco del río Nazas ubicado en Torreón, Coahuila. Se agregaron diferentes cantidades de plomo a la planta para tener una concentración de 2, 4 y 6 mg/kg. La cuantificación se realizó en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin Elmer modelo 2380 en el laboratorio de suelos perteneciente a la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (UAAAN). El diseño experimental utilizado fue completamente al azar con 4 repeticiones en tratamientos de 2, 4 y 6 mg/kg, la variable de respuesta fue la cantidad de plomo absorbido en la hoja, tallo y raíz. Los resultados mostraron que el tratamiento 1 de 2 mg/kg absorbió la mayor cantidad de plomo en la hoja con una concentración de 0.31 mg/kg, en el tallo con 0.04 mg/kg y en la raíz con una concentración de 0.22 mg/kg. En la hoja se presentó la mayor concentración de plomo con 0.31 mg/kg. ($P \leq 0.05$).

Palabras clave: Chicura, Muestras, Fitorremediación, Concentración, Metales pesados.

INDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	i
DEDICATORIAS	ii
Resumen	iii
INDICE GENERAL	iv
ÍNDICE DE CUADROS	vii
I Introducción	1
1.1 Objetivo.....	2
1.2 Hipótesis.....	2
II Revisión de literatura.	3
2.1 Generalidades sobre la chicura.....	3
2.1.1 Descripción.....	3
2.1.2 Hábitat.....	3
2.1.3 Uso medicinal de la raíz.....	4
2.1.4 Uso medicinal de las hojas.....	4
2.2 Generalidades sobre los metales pesados.....	4
2.2.1 Cadmio (Cd).....	8
2.2.2 Arsénico (As).....	8
2.2.3 Plomo (Pb).....	9
2.2.4 Causas de la intoxicación de Plomo.....	10
2.3 Contaminación de suelos por metales pesados.....	11
2.4 Métodos para la recuperación de suelos contaminados.....	12
2.4.1 Fitorremediación.....	13
2.4.2 Fitoextracción.....	16
2.4.4 Fitoestabilización.....	17
2.4.5 Fitovolatilización.....	17
2.4.6 Fitodesalinización.....	18
2.4.9 Eliminación de metales pesados de un suelo contaminado usando ácidos quelantes orgánicos.....	19

2.5 Desarrollo de nuevas tecnologías para la descontaminación de aguas superficiales por metales pesados	20
2.6 Metales pesados en aguas residuales	21
2.7 Daños a la salud humana provocada por los metales pesados	22
2.8 Metales pesados en vegetales	24
2.9 Normas internacionales	25
2.9.1 CODEX Stan 193-1998.....	25
2.10 Normas nacionales relacionadas a las concentraciones de metales pesados	26
2.10.1 NOM-001-ECOL-1996	26
2.10.2 NOM-002-SEMARNAT-1996.....	26
2.10.3 NOM-004-SEMARNAT-2002.....	26
2.10.4 NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004.....	27
2.10.5 NOM-185-SEMARNAT/SSA-2002.....	27
2.10.6 NOM-243-SEMARNAT/SSA-2010.....	27
2.10.7 NOM-247-SEMARNAT/SSA-2008.....	27
III Materiales y métodos	28
3.1 Lugar de la investigación.....	28
3.2 Recolección de plantas	28
3.2.1 Muestreo de plantas	28
3.2.2 Acondicionamiento de plantas	28
3.2.3 Sustrato utilizado y relación	28
3.2.4 Formulación de soluciones.....	29
3.2.5 Riego de las plantas	29
3.3 Establecimiento del experimento	30
3.3.1 Exposición al metal.....	30
3.3.2 Lavado de las plantas	30
3.3.3 Secado.....	30
3.3.4 Procedimiento de extracción.....	30
3.3.5 Diseño experimental.....	31
3.4 Determinación de Plomo	31
3.5 Materiales y reactivos	31

IV Resultados y discusión	32
4.1 Concentración de Plomo en la hoja	32
4.2 Análisis de varianza para la concentración de Plomo en la hoja	33
4.3 Comparación de medias para la concentración de Plomo en la hoja	33
4.4 Concentración de Plomo en el tallo	34
4.5 Análisis de varianza para la concentración de Plomo en el tallo	34
4.6 Comparación de medias para la concentración de Plomo en el tallo	35
4.7 Concentración de Plomo en la raíz.....	36
4.8 Análisis de varianza para la concentración de Plomo en la raíz	37
4.9 Comparación de medias para la concentración de Plomo en la raíz.....	37
4.10 Comparación de las concentraciones de Plomo en la hoja, tallo y raíz de la chicura.....	38
V Conclusión	40
VI Bibliografía	41
Anexos	45
Anexo 1	46
Anexo 2	47
Anexo 3.....	48
Anexo 4	49

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Concentración de Plomo en la hoja.....	32
Cuadro 2: Análisis de varianza de Plomo en la hoja.....	33
Cuadro 3: Comparación de medias para la concentración de Plomo en la hoja	33
Cuadro 4: Concentración de Plomo en el tallo.....	34
Cuadro 5: Análisis de varianza de Plomo en el tallo	34
Cuadro 6: Comparación de medias para la concentración de Plomo en el tallo.....	35
Cuadro 7: Concentración de Plomo en la raíz	36
Cuadro 8: Análisis de varianza de Plomo en la raíz.....	37
Cuadro 9: Comparación de medias para la concentración de Plomo en el raíz.....	37
Cuadro 10 Comparación de las concentraciones de la hoja, tallo y raíz de la Chicura.....	38

I Introducción

La contaminación por metales pesados se refiere a la deposición excesiva de estos elementos tóxicos en el suelo causada por actividades humanas. Aunque los metales pesados están naturalmente presentes en los suelos, la contaminación proviene principalmente de la industria, prácticas agrícolas, combustibles fósiles y el tráfico rodado. Con el rápido desarrollo de la industria, la contaminación ambiental del suelo se convierte en una cuestión cada vez más importante en todo el mundo. Los metales pesados en el suelo incluyen algunos metales significativos de toxicidad biológica, tales como Plomo (Pb), Mercurio (Hg), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Arsénico (As), Zinc (Zn), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Estaño (Sn), Vanadio (V), etc.

El plomo puede afectar a casi todos los órganos y sistemas del organismo, causando varios efectos no deseados, como son: perturbación de la biosíntesis de hemoglobina y anemia; incremento de la presión sanguínea; daño a los riñones; aborto espontáneo; perturbación del sistema nervioso; daño al cerebro; distintos tipos de cáncer; disminución de la fertilidad ya sea que se ingiera en alimentos, agua, polvo o tierra contaminados con dicho elemento, o se respire, a través de polvos o vapores emitidos por industrias, fundidoras, refinerías, vehículos automotores, etcétera.

Uno de los métodos más efectivos en la descontaminación de suelos es la fitorremediación porque aprovecha la capacidad de ciertas plantas para absorber, acumular, metabolizar, volatilizar o estabilizar contaminantes presentes en el suelo, aire, agua o sedimentos como: metales pesados, metales radioactivos, compuestos orgánicos y compuestos derivados del petróleo, este método ofrece numerosas ventajas en relación con los métodos fisicoquímicos que se usan en la actualidad, en su amplia aplicabilidad y bajo costo, por tal razón se busca y se pretende evaluar la capacidad de extracción que tiene la Chicura (*Ambrosia ambrosioides*) en suelos contaminados por Plomo.

1.1 Objetivo.

Evaluar la capacidad de la Chicura (*Ambrosia ambrosioides*) en la fitoextracción de Plomo (Pb) a concentraciones de 2, 4 y 6 mg/kg en el sustrato.

Determinar la parte de la planta en donde se presenta la mayor concentración de Plomo.

1.2 Hipótesis.

La Chicura tiene la capacidad de absorber Plomo del suelo.

En las hojas se presenta la mayor concentración de Plomo.

II Revisión de literatura.

2.1 Generalidades sobre la chicura

La Chicura (*Ambrosia ambrosioides*), es una especie de planta arbusto perteneciente a la familia de las asteráceas. Es originaria de Norteamérica donde se encuentra en los desiertos del norte de México y sur de Arizona (Payne, 1964).

2.1.1 Descripción

Crece como un arbusto alcanzando un tamaño de 1 a 2 metros de altura, con hojas gruesas de 4 a 18 cm de largo y 1.5-4 cm de ancho. Es monoica, con ambas inflorescencias en racimos terminales y axilares. La floración ocurre principalmente en febrero y abril. Los frutos son de 10-15 mm de fresas cubiertas de espinas ganchudas (Payne, 1964).

2.1.2 Hábitat

Esta planta se puede encontrar en arenas lavadas y otras áreas disturbadas tales como bordes de caminos, o crecen en grietas de las rocas, difundidas en las regiones de México como el desierto de Sonora y Arizona (Payne, 1964).

2.1.3 Propiedades

En Baja California Sur, es común el uso de las hojas o raíces en cocimiento, como remedio para el dolor de estómago, contra el reumatismo, como abortivo y para fortificar el útero. En Sonora, también se emplean las hojas y las raíces para la expulsión de la placenta, contra trastornos menstruales, heridas, llagas y enfermedades del cuero cabelludo (Payne, 1964).

2.1.3 Uso medicinal de la raíz

La raíz de chicura es un remedio valioso en relevar calambres menstruales, además de ser un estimulante menstrual confiable, la planta es también útil cuando los meses han llegado a ser inactivos y hay sensaciones pélvicas correspondientes de la inercia y de la congestión, las preparaciones de la raíz también es útil para dolores de estómago, calambres intestinales y diarrea; su actividad del espasmolítico está especialmente bien adaptada en disminuir el movimiento intestinal rápido (Payne, 1964).

2.1.4 Uso medicinal de las hojas

Se propone que la chicura es ampliamente antiinflamatorio y disminuye específicamente a las respuestas del anticuerpo que desempeñan un papel central en el proceso de la alergia, las hojas tienden a disminuir las reacciones alérgicas provocados por el polvo, polen y del pelo animal, disminuyen las reacciones alérgicas del cuerpo entero (Payne, 1964).

2.2 Generalidades sobre los metales pesados

Los metales pesados son componentes naturales de la corteza de la tierra que son cinco veces más pesados en densidad que el agua. Estos metales pesados son encontrados en varias formas, no pueden ser destruidos o degradados (Inno-Vita, 2009), pero si pueden ser transformados de una etapa de oxidación o de un complejo orgánico a otro (Marques *et al.*, 2009). Los efectos de la contaminación de metales pesados en el suelo son bastante alarmantes y pueden causar enormes perturbaciones en el equilibrio ecológico y la salud de los seres vivos en la tierra (Yan *et al.*, 2013). Las concentraciones de metales pesados más allá de los umbrales tienen efectos adversos para la salud porque interfieren con el funcionamiento normal de los sistemas vivos (Ali *et al.*, 2013b).

Los metales pesados entran en el medio ambiente a partir de fuentes naturales y antropogénicas. Las fuentes naturales más importantes son el desgaste de los

minerales, la erosión y la actividad volcánica, mientras que las fuentes antropogénicas incluyen minería, fundición, galvanoplastia, uso de plaguicidas y fertilizantes (fosfato), así como biosólidos en la agricultura, vertido de lodos, descarga industrial, deposición atmosférica, etc. (Wuana y Okieimen, 2011).

Los metales pesados tienen la mayor disponibilidad en el suelo y el ecosistema acuático, en la proporción relativamente menor en la atmósfera en vapores particulares. La toxicidad de los metales en las plantas varía según la especie, concentración, forma química, composición del suelo y pH; muchos metales son considerados esenciales para el crecimiento de las plantas. En el cuerpo de animales, los metales entran a través de los alimentos, forraje verde, agua potable y medicamentos farmacéuticos, etc. Otras fuentes son el acceso accidental al campo encalado, suplementos minerales con alto contenido de metal traza y lamiendo de superficies pintadas que contienen pigmentos metálicos (Raikwar *et al.*, 2008).

Los metales tóxicos, incluidos los "metales pesados", son metales individuales y compuestos metálicos que afectan negativamente a la salud de las personas. En cantidades muy pequeñas, muchos de estos metales son necesarios para soportar la vida. Sin embargo, en cantidades mayores, los metales pesados se vuelven tóxicos y pueden acumularse en sistemas biológicos y crear un riesgo significativo para la salud. Una vez liberados en el medio ambiente a través del aire, el agua potable, la comida o innumerables productos químicos y productos hechos por el hombre, los metales pesados se introducen en el cuerpo por inhalación, ingestión y absorción de la piel (Rajan *et al.*, 2012a).

Algunos metales son indispensables en bajas concentraciones, ya que forman parte de sistemas enzimáticos, como el Cobalto, zinc, Molibdeno, o como el Hierro que forma parte de la hemoglobina. Su ausencia causa enfermedades, su exceso intoxicaciones. La toxicidad de los metales pesados es responsable de una amplia gama de diferentes enfermedades basadas en la exposición aguda y crónica y muchas veces puede ser difícil de diagnosticar. Pueden dañar o reducir las funciones de la mente y el sistema nervioso central, niveles bajos de energía, y daño a la

composición de la sangre, pulmones, riñones, hígado y otros órganos vitales (Inno-Vita, 2009).

La exposición humana a metales pesados ha aumentado dramáticamente a lo largo de los años, como resultado de un aumento exponencial en el uso de metales pesados en procesos industriales y productos que a menudo resultan en la liberación de metales pesados tóxicos. En la actualidad, la exposición crónica viene de muchas maneras, a saber, los rellenos dentales de mercurio-amalgama, agua de pintura y de grifo, plomo en pintura y agua del grifo, residuos químicos en alimentos procesados y productos de "cuidado personal", como cosméticos y artículos de tocador (Rajan *et al.*, 2012b).

Muchos metales pesados resultan de actividades industriales y domésticas. Algunos de ellos son Cobre (Cu), Arsénico (As), Cromo (Cr), Plomo (Pb), Níquel (Ni), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), Zinc (Zn), Manganeseo (Mn), etc. La mayor parte de los metales pesados se liberan de fuentes antropogénicas como minerales, industrias metalúrgicas, pinturas y cerámicas, conservantes de la madera, tintes e industrias de fabricación de plaguicidas (Abdel-Ghani y El-Chaghaby, 2014). En la sociedad industrial de hoy en día, no hay escape de la exposición a los productos químicos tóxicos y metales. Además de los peligros en el hogar, incluso el agua recreativa al aire libre puede estar expuesta a la contaminación. Los metales pesados pueden influir directamente en el comportamiento al afectar la función mental y neurológica, influir en la producción y utilización de neurotransmisores y alterar numerosos procesos metabólicos del cuerpo. Los sistemas en los que los elementos metálicos tóxicos pueden inducir deterioro y disfunción incluyen la sangre y el sistema cardiovascular, las vías de producción de energía, gastrointestinal, nerviosa (central y periférica), reproductiva y urinaria (Rajan *et al.*, 2012b).

Algunas tienen aplicación directa en numerosos procesos de producción de bienes y servicios como el Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Estaño (Sn) y Zinc (Zn). De los 35

metales que son expuestos comúnmente, varias agencias han definido 20-25 de estos metales pesados, como tóxicos (Fergusson, 1990).

Los metales pesados se mantienen en la categoría de contaminantes ambientales debido a sus efectos tóxicos en plantas, humanos y alimentos. Algunos de los metales pesados como el Arsénico (As), Cadmio (Cd), Plomo (Pb), Mercurio (Hg) son veneno acumulativo; Se acumulan y no se metabolizan en otros compuestos intermedios y no se rompen fácilmente en el medio ambiente. Se están acumulando en la cadena alimentaria a través de la captación a nivel de los productores primarios y que a través del consumo a nivel de los consumidores. Los metales entran en el cuerpo humano ya sea por inhalación o inyección. Tienen la mayor disponibilidad en el suelo y el ecosistema acuático y en la proporción relativamente menor en la atmósfera en vapores particulares. La toxicidad de los metales para las plantas varía con las especies de plantas, metales específicos, concentración, forma química, composición del suelo y pH; muchos metales son considerados esenciales para el crecimiento de las plantas. En el cuerpo de los animales, los metales entran a través de los alimentos, forraje verde, agua potable y medicamentos farmacéuticos, etc. Otras fuentes son el acceso accidental al campo encañado, suplementos minerales con alto contenido de metal traza y lamiendo de superficies pintadas que contienen pigmentos metálicos (Raikwar *et al.*, 2008).

En cuanto a su papel en los sistemas biológicos, los metales pesados se clasifican como esenciales y no esenciales. Los metales pesados esenciales son aquellos que son necesarios por los organismos vivos en cantidades minuciosas para las funciones fisiológicas y bioquímicas vitales Ejemplos de metales pesados esenciales son Fe, Mn, Cu, Zn y Ni (Cempel y Nickel, 2006). Los metales pesados no esenciales son aquellos que no son necesarios por los organismos vivos para ninguna función fisiológica y bioquímica. Ejemplos de metales pesados no esenciales son Cd, Pb, As, Hg y Cr (Dabonne *et al.*, 2010; Ali *et al.*, 2013d). Los metales pesados no esenciales son aquellos que no son necesarios por los organismos vivos para ninguna función fisiológica y bioquímica.

2.2.1 Cadmio (Cd)

El cadmio puro es un metal blando y plateado, con número atómico 48, el peso atómico 112.411, la electro-negatividad 1.5, el radio iónico cristalino (estado de valencia principal) 0.97, el potencial de ionización 8.993, el estado de oxidación +2, la configuración de electrones Kr 4d¹⁰ 5s² Densidad 8.64 g /cm³, Punto de fusión 320.9 ° C y punto de ebullición 765 ° C a 100 kPa. Está casi ausente en el cuerpo humano al nacer, sin embargo se acumula con la edad. El cadmio es un elemento no esencial que afecta negativamente al crecimiento y desarrollo de las plantas. Es lanzado al ambiente por las centrales eléctricas, los sistemas de calefacción, las industrias metalúrgicas o el tráfico urbano (Benavides *et al.*, 2005).

2.2.2 Arsénico (As)

Es un oligoelemento que se encuentra en la corteza terrestre a una concentración media de ~ 5 µg / g (ppm). El arsénico puede concentrarse en algunas partes del mundo debido a la mineralización natural. El arsénico es un componente de 245 minerales, asociado con más frecuencia a otros metales como Cobre, Oro, Plomo y Zinc en los minerales sulfídicos. Cuando son perturbados por procesos naturales, tales como la intemperie, la actividad biológica y la erupción volcánica, el arsénico puede ser liberado al ambiente. Las actividades antropogénicas, como la combustión de combustibles fósiles, la minería, la fundición de mineral y la perforación de pozos, también movilizan e introducen arsénico en el medio ambiente. Se ha reconocido que la exposición crónica al arsénico de las aguas subterráneas causa el mayor desastre de salud ambiental en el mundo, poniendo a más de 100 millones de personas en riesgo de cáncer y otras enfermedades relacionadas con el arsénico (Shen *et al.*, 2013).

2.2.3 Plomo (Pb)

El plomo es un metal blando azulado o plateado gris con número atómico 82; Peso atómico 207.19; Gravedad específica 11.34, punto de fusión 327.5° C y punto de ebullición 17400° C. Es el metal industrial más común que se ha generalizado en el aire, el agua, el suelo y los alimentos. Es ligeramente soluble en agua y es transportado principalmente a través de la atmósfera. Se comporta como el Calcio en el cuerpo y se acumula en el hueso, hígado, riñón y otros tejidos. El tratamiento de la quelación a veces conduce a un desenlace mortal debido al aumento inmediato de plomo del sitio depositado a la sangre que causa daños severos al riñón y al cerebro. El plomo produce principalmente envenenamiento agudo o crónico. En caso de intoxicación aguda por plomo, la letalidad en el envenenamiento por plomo puede llegar hasta el 100%. En la toxicidad aguda de plomo en el ganado, hay inicio repentino de signos y el animal en el pasto puede sucumbir dentro de las 24 horas (Raikwar *et al.*, 2008).

La toxicidad aguda está relacionada con la exposición ocupacional, y es bastante infrecuente. La toxicidad crónica por otro lado, es mucho más común y en el nivel en sangre de aproximadamente 40 a 60 g / dl. El plomo afecta directamente al sistema hematopoyético al restringir la síntesis de la hemoglobina al inhibir varias enzimas. También reduce la vida útil de los eritrocitos circulantes aumentando la fragilidad de las membranas celulares. El envenenamiento crónico y el plomo agudo causan daño cardíaco y vascular con consecuencias potencialmente letales, incluyendo hipertensión y enfermedad cardiovascular. El plomo (Pb) es omnipresente y uno de los metales más antiguos descubiertos por la raza humana (Flora *et al.*, 2012).

2.2.4 Causas de la intoxicación de Plomo

El plomo se considera como una toxina ocupacional potente, y sus manifestaciones toxicológicas son bien conocidas. La naturaleza no biodegradable del plomo es la principal razón de su prolongada persistencia en el medio ambiente. La exposición humana a este metal se produce a través de diversas fuentes como la gasolina, procesos industriales como fundición de plomo y combustión del carbón, pinturas, tuberías o soldadura a base de plomo en los sistemas de suministro de agua, reciclaje de baterías, En los suelos ha sido seriamente enfatizado en los últimos años ya que este metal es muy tóxico para humanos y animales. El Plomo entra en el metabolismo humano o animal a través de la cadena alimentaria (Rahman *et al.*, 2012).

2.3 Contaminación de suelos por metales pesados

La contaminación de los suelos se ha convertido en un problema mundial debido al aumento de la industrialización y las actividades mineras. Una de las áreas principales que sufre el impacto de la contaminación del suelo es la agricultura. Los cultivos no crecen bien en suelos contaminados porque estos suelos contienen elementos tóxicos que dificultan su crecimiento. Por lo tanto, la remediación del suelo es esencial no sólo para crear un ambiente saludable, sino también para aumentar la demanda de alimentos de la creciente población humana (Chibuike, 2013).

La movilización de metales pesados a través de la extracción de minerales y posterior procesamiento para diferentes aplicaciones ha llevado a la liberación de estos elementos en el medio ambiente. El problema de la contaminación de metales pesados es cada vez más grave con el aumento de la industrialización y la perturbación de ciclos biogeoquímicos naturales. A diferencia de las sustancias orgánicas, los metales pesados son esencialmente no biodegradables y por lo tanto se acumulan en el medio ambiente. La acumulación de metales pesados en los suelos y aguas supone un riesgo para la salud ambiental y humana. Estos elementos se acumulan en los tejidos corporales de los organismos vivos (bioacumulación) y sus concentraciones aumentan a medida que pasan de niveles tróficos inferiores a niveles tróficos superiores (un fenómeno conocido como biomagnificación). En el suelo, los metales pesados causan efectos toxicológicos en los microbios del suelo, lo que puede conducir a una disminución de su número y actividades (Khan *et al.*, 2010).

Los suelos contaminados con metales pesados se pueden encontrar cerca de áreas industriales, metrópolis, a lo largo de las principales rutas de transporte, carreteras y áreas tratadas con lodos de aguas residuales, pero los suelos también pueden ser "contaminados" geológicamente (Fodor y Szabó, 2004).

Los suelos son capaces de acumular metales pesados durante muchos años sin los signos evidentes de su efecto tóxico agudo. Sin embargo, la capacidad de filtración / purificación de los suelos es finita y, por encima de cierto nivel, los suelos ya no son

capaces de absorber estos elementos y convertirse en fuentes de contaminación ellos mismos. Los elementos tóxicos son liberados al agua, absorbidos por cultivos y plantas cultivadas; Son asimilados en órganos vegetativos y generativos, y entran en la cadena alimentaria donde causan daño a largo plazo (Fodor y Szabó, 2004).

Aunque los contaminantes del suelo pueden originarse a partir de fuentes naturales, como materiales originales que presentan concentraciones de metales pesados naturalmente altas, las actividades humanas tienen actualmente impactos importantes en los ciclos globales y regionales de la mayoría de los oligoelementos (Doichinova y Velizarova, 2013). Si bien los sistemas de suelo pueden ser manejados a través de enmiendas para la eliminación de contaminantes o la creación de barreras entre el suelo y los seres humanos, el éxito de cualquier intervención depende de la identificación de áreas de plomo elevado del suelo, a veces denominadas "hotspots" (Mahar *et al.*, 2015).

2.4 Métodos para la recuperación de suelos contaminados

La biorremediación de suelos contaminados es una técnica de tratamiento que tiene como objetivo utilizar el potencial de la microbiota autóctona o exógena, para degradar los compuestos orgánicos constituyentes de los residuos, con la consecuente disminución de la toxicidad. Esta tecnología está influenciada por factores internos y externos. Entre los factores internos se destaca el genotipo de los microorganismos y entre los externos, la temperatura, la aireación, el tipo y la concentración de los contaminantes, su grado de intemperismo, así como las fuentes y las concentraciones de los macronutrientes (Zahed *et al.*, 2010).

La remediación del suelo ha sido conocida por estar entre los tratamientos más caros del mundo. Por lo tanto, se han optado por diversas estrategias para investigar la solución más rentable para tratar con sitios contaminados (Agamuthu *et al.*). Cada método tiene sus propias ventajas y desventajas y la elección de cualquier método

dependerá del tipo de contaminante que se va a remediar, del uso propuesto del sitio contaminado, del tiempo disponible y de las finanzas (Chibuike, 2013a). Existe una necesidad urgente de evaluar la distribución de los metales pesados en los suelos superficiales, que sirven de sumidero importante, para entender el estado general de la contaminación por metales pesados y el riesgo ecológico asociado en la región. Los resultados también son útiles para la gestión del medio ambiente en las zonas en rápida transformación industrial (Hu *et al.*, 2013).

Hasta ahora se han empleado diferentes enfoques físicos, químicos y biológicos para este propósito. Los métodos convencionales de remediación incluyen la vitrificación *in situ*, la incineración del suelo, la excavación y el relleno sanitario, el lavado de los suelos, la limpieza del suelo, la solidificación y la estabilización de sistemas electrocinéticos (Sheoran *et al.*, 2011). Generalmente, los métodos físicos y químicos sufren de limitaciones como costo alto, trabajo intensivo, cambios irreversibles en las propiedades del suelo y alteración de la microflora del suelo nativo. Los métodos químicos también pueden crear problemas secundarios de contaminación. Por lo tanto, se necesitan investigaciones para desarrollar métodos de remediación rentables, eficientes y respetuosos con el medio ambiente para la descontaminación de suelos contaminados con metales pesados. Uno de estos enfoques novedosos es la fitorremediación, que se considera como una solución alternativa verde al problema de la contaminación por metales pesados (Ali *et al.*, 2013c).

2.4.1 Fitorremediación

La fitorremediación se refiere básicamente al uso de plantas y microbios del suelo asociados para reducir las concentraciones o efectos tóxicos de los contaminantes en los ambientes (Greipsson, 2011). Las plantas verdes tienen una enorme capacidad de absorción de contaminantes del medio ambiente y lograr su desintoxicación por diversos mecanismos. La fitorremediación es una tecnología relativamente reciente con estudios de investigación llevados a cabo principalmente durante las últimas dos décadas (Ali *et al.*, 2013a). Para ser eficaces para la remediación de suelos contaminados con metales, las plantas deben ser tolerantes a uno o más metales, altamente competitivas, de rápido crecimiento y producir una

biomasa elevada sobre el suelo. Debido a su alta biomasa y su extenso sistema radicular, se considera que los árboles son atractivos para la fitorremediación; Sin embargo, la acumulación de metal por los árboles es generalmente baja, es importante tener en cuenta que en la naturaleza aproximadamente el 90% de las plantas terrestres son micorrizales, de modo que la comprensión de las condiciones óptimas para la fitorremediación en el campo debe tener en última instancia el papel de estos hongos beneficiosos en cuenta. (Glick, 2010).

La remediación asistida por micorrizas (MAR) es un aspecto de la biorremediación que puede usarse para el tratamiento de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Ha recibido mucho atención en los últimos años porque mejora el establecimiento / restablecimiento de la vegetación en el suelo remediado y puede lograrse igualmente a un costo razonable, aunque sea relativamente lento (Chibuike, 2013b).

Las plantas acumuladoras de contaminantes se utilizan para transportar y concentrar contaminantes (metales u orgánicos) del suelo en los brotes sobre el suelo; El término se utiliza principalmente para referirse a la remoción de metales de los suelos. En algunos casos, las raíces se pueden cosechar también. La fitoextracción se puede llevar a cabo con o sin complejo quelato añadido para ayudar a eliminar los metales. En ciertos casos, la adición de agentes quelantes mejora la acumulación de metales por las plantas, especialmente si el quelato tiene una fuerte afinidad por el metal diana. Sin embargo, una consideración cuando se usa este método es el requisito de que el quelato elegido debe ser biodegradable o eliminado fácilmente del sitio contaminado (Kumar *et al.*, 2014a).

(Szczygłowska *et al.*, 2011) muestra en su revisión que las plantas *Brassica* son adecuadas como acumuladores eficaces de metales pesados. Además, estas plantas tienen propiedades antimicrobianas que pueden utilizarse como biofumigantes para la protección de los cultivos. El alto potencial de las plantas de la familia *Brassicaceae*, que fue presentado anteriormente, para la bioacumulación de metales pesados junto con el manejo de la materia vegetal después del proceso de fitorremediación, significa que la fitorremediación podría convertirse en una de las tecnologías más importantes para limpiar los componentes del medio ambiente. En

los últimos años, ha aumentado el interés por los métodos naturales de protección de las plantas contra diversas plagas. Las plantas de la familia Brassicaceae muestran un gran potencial para su uso en biofumigación. La capacidad de las plantas para acumular metales pesados puede causar problemas a la salud humana cuando la contaminación de los cultivos alimenticios es demasiado alta. Por otra parte, esta capacidad constituye la base para la fitorremediación.

En el caso de la fitorremediación indirecta, las plantas participan en la desintoxicación de contaminantes a través de su apoyo a microorganismos simbióticos, asociados a raíces, que realmente realizan desintoxicación de contaminantes (biorremediación asistida por plantas). Por otro lado, las plantas podrían participar directamente a través de la absorción de contaminantes y la posterior inmovilización o degradación de contaminantes dentro de la planta. El desarrollo de la fitorremediación está siendo impulsado principalmente por el alto costo de muchos otros. Los métodos de remediación, así como el deseo de utilizar un proceso "verde" sostenible (Kumar *et al.*, 2014b). Las plantas generalmente manejan los contaminantes sin afectar la capa superficial del suelo, conservando así su utilidad y fertilidad. Pueden mejorar la fertilidad del suelo con insumos de materia orgánica (Mench *et al.*, 2009). Como se considera que el pH tiene un papel muy decisivo en el proceso de biorremediación ayudará a resolver el problema de la contaminación del metal de manera eficiente (Verma y Suthar, 2015).

Las tecnologías convencionales para el tratamiento de efluentes no son económicamente factibles para las industrias de pequeña escala que prevalecen en las economías en desarrollo. Por lo tanto, se requieren nuevas tecnologías para reducir las concentraciones de metales pesados a niveles aceptables a costos accesibles. Por lo tanto, la fitorremediación / biorremediación con materiales de bajo costo (industrial, agrícola o residuos urbanos) ha surgido como una prometedora tecnología para la recuperación de mercurio y plomo de sitios contaminados. La aplicación de la fitorremediación / biorremediación en el tratamiento ambiental se ha convertido en un importante área de investigación en los últimos 15 años (Kumar *et*

al., 2014c). Además de un bajo costo, es útil ahorrando recursos de tierra y sin contaminación secundaria. Por lo tanto, hay un futuro brillante para la fitorremediación de suelos contaminados (Van Aken, 2009; Ibrahim *et al.*, 2013).

Desde un punto de vista económico, el objetivo de la fitorremediación de tierras contaminadas puede ser triple: (1) contención del riesgo (fitostabilización); (2) fitoextracción de metales con valor de mercado como Ni, Tl y Au; (3) manejo duradero de la tierra donde la fitoextracción mejora gradualmente la calidad del suelo para el posterior cultivo de cultivos con mayor valor de mercado (Vangronsveld *et al.*, 2009a).

Las técnicas de fitorremediación incluyen fitoextracción (o fitoacumulación), fitofiltración, fitostabilización, fitovolatilización y fitodegradación.

2.4.2 Fitoextracción

Recientemente la fitoextracción ha surgido como una técnica rentable para remediar los suelos contaminados con metales (Tariq y Ashraf, 2013). La fitoextracción (también conocida como fitoacumulación o fitoabsorción) es la absorción de contaminantes del suelo o del agua por las raíces de las plantas y su translocación y acumulación en la biomasa aérea, es decir, los brotes (Rafati *et al.*, 2011). El potencial de fitoextracción de una especie de planta está determinado principalmente por dos factores clave, es decir, la concentración de metal en brotes y la biomasa de brotes (Li *et al.*, 2010). Las gramíneas son más preferibles para la fitoextracción que los arbustos o árboles debido a su alta tasa de crecimiento, mayor adaptabilidad al ambiente de estrés y alta biomasa (Malik *et al.*, 2010). La eficacia de la fitoextracción depende de muchos factores como la biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo, las propiedades del suelo, la especiación de los metales pesados y las especies de plantas en cuestión (Shabani y Sayadi, 2012).

Algunos investigadores han evaluado el uso de cultivos (como el maíz y la cebada) para la fitoextracción de metales pesados. En este caso, se requieren varios cultivos para reducir la contaminación por metales pesados a niveles aceptables. Sin embargo, el uso de cultivos para la fitoextracción de metales pesados sufre la

desventaja de la contaminación de la cadena alimentaria. El uso de cultivos de campo para fines de fitorremediación no debe considerar el uso de productos para alimentación animal o consumo humano directo (Vameralli *et al.*, 2010).

2.4.3 Fitofiltración

La fitofiltración es la eliminación de contaminantes de las aguas superficiales o aguas residuales contaminadas por las plantas (Mukhopadhyay y Maiti, 2010).

2.4.4 Fitoestabilización

La fitoestabilización es una técnica que se utiliza para reducir la movilidad y la biodisponibilidad de los contaminantes en el medio ambiente, su migración a las aguas subterráneas o su entrada en la cadena alimentaria (Erakhrumen, 2007). Limita la acumulación de metales pesados en la biota y minimiza su lixiviación en las aguas subterráneas. Sin embargo, la fitoestabilización no es una solución permanente porque los metales pesados permanecen en el suelo; Sólo su movimiento es limitado. En realidad, se trata de una estrategia de gestión para estabilizar (inactivar) los contaminantes potencialmente tóxicos (Vangronsveld *et al.*, 2009b).

2.4.5 Fitovolatilización

Es la absorción de contaminantes del suelo por las plantas, su conversión a forma volátil y posterior liberación a la atmósfera. Esta técnica puede utilizarse para contaminantes orgánicos y algunos metales pesados como Hg y Se. Sin embargo, su uso está limitado por el hecho de que no elimina completamente el contaminante; Solo se transfiere de un segmento (suelo) a otro (atmósfera) desde donde se puede volver a depositar. La fitovolatilización es la más controvertida de las tecnologías de fitorremediación (Padmavathiamma y Li, 2007).

2.4.6 Fitodesalinización

se refiere al uso de plantas halofitas para la eliminación de sales de suelos afectados por sal para permitirles soportar el crecimiento normal de las plantas (Sakai *et al.*, 2012).

2.4.7 Fitodegradación

La fitodegradación es la degradación de los contaminantes orgánicos por las plantas con la ayuda de enzimas tales como la dehalogenasa y la oxigenasa; No depende de microorganismos rizosférico (Vishnoi y Srivastava, 2008).

2.4.8 Materiales reactivos o estabilizantes para la remediación de metales y contaminantes en suelos

El uso de materiales reactivos o estabilizantes para la remediación de metales y contaminantes en suelos ha sido ampliamente estudiado y está ganando una aceptación más amplia como tecnología de remediación. El objetivo general de las tecnologías de enmienda in situ es secuestrar y estabilizar los contaminantes en suelos o sedimentos a fin de reducir su capacidad de dividirse en agua o biota y, por lo tanto, su potencial de transporte y toxicidad. Se han empleado enmiendas de suelo para tratar tanto contaminantes orgánicos como inorgánicos, aunque la selección del tratamiento de enmienda y el mecanismo de reducción del riesgo difieren ampliamente dependiendo del contaminante objetivo, o mezclas de contaminantes, en un sitio dado. Los elementos metálicos y metaloides, como el Plomo, el Cadmio, el Arsénico, el Mercurio, el Cromo y el Selenio, son especialmente problemáticos porque son potencialmente peligrosos a concentraciones bajas de sólidos (es decir, de 1-500 mg kg^{-1}) y su especiación y movilidad son influenciado por factores ambientales como el pH y el potencial de oxidación-reducción (Eh o pe). A menudo están muy extendidos en suelos subterráneos superficiales y poco profundos a estas bajas concentraciones, lo que hace que la eliminación y eliminación de grandes volúmenes de material impactado sea impracticable o prohibitivamente costosa. La

remediación de contaminantes orgánicos generalizados y persistentes que no son fácilmente biodegradables, tales como bifenilos policlorados (PCB), hidrocarburos poliaromáticos (HAP) y dioxinas, puede mejorarse mediante un tratamiento de enmienda que colectivamente mejora la inmovilización, el ataque químico y la degradación microbiológica (O'Day y Vlassopoulos, 2010).

2.4.9 Eliminación de metales pesados de un suelo contaminado usando ácidos quelantes orgánicos

La eficacia del lavado está estrechamente relacionada con la capacidad de la solución de extracción para disolver los contaminantes metálicos en los suelos. Sin embargo, los fuertes lazos entre el suelo y los metales dificultan el proceso de limpieza. Por lo tanto, sólo los extractantes capaces de disolver óptimamente los metales deben ser cuidadosamente buscados durante el lavado del suelo (Wuana *et al.*, 2010). El sistema de lavado novedoso, combina biosurfactantes rhamnolípidos con ácidos orgánicos naturales. Esta combinación tiene ventajas en que: 1) los agentes son absolutamente compatibles con el medio ambiente y, además, son favorables a la restauración ecológica del suelo después de la remediación, que son superiores a la mayoría de los tratamientos térmicos o químicos (incluyendo el lavado del suelo con productos químicos sintetizados); 2) los efectos combinados sobre los HOC o la eliminación de metales pesados podrían ser anticipados por el sistema mixto, reduciendo así el coste de la remediación en comparación con el lavado convencional por reactivo individual (Wan *et al.*, 2015).

2.5 Desarrollo de nuevas tecnologías para la descontaminación de aguas superficiales por metales pesados

Con el fin de mantener la buena calidad de las aguas y mantenerlos libres de contaminación, se han realizado esfuerzos continuos para desarrollar tecnologías fáciles de usar, sostenibles y económicamente viables. Los enfoques fisicoquímicos han sido ampliamente utilizados para remediar aguas contaminadas, especialmente a pequeña escala. Sin embargo, experimentan más dificultades para una gran escala de remediación debido a los altos costos y efectos secundarios. El uso de especies vegetales para limpiar aguas contaminadas ha ganado cada vez más atención desde la última década, como una tecnología cada vez más barata. Se han realizado muchos estudios en este campo en las últimas dos décadas. Numerosas especies vegetales han sido identificadas y probadas por sus características en la captación y acumulación de diferentes metales pesados. Se han investigado los mecanismos de captación de metal a nivel de planta y celular. Se han hecho progresos en los aspectos de aplicación mecánica y práctica de la fitorremediación (Lone *et al.*, 2008).

2.6 Metales pesados en aguas residuales

Generalmente los metales pesados están presentes en el agua residual a bajas concentraciones y la adsorción es adecuada incluso cuando los iones metálicos están presentes en concentraciones tan bajas como 1 mg / l. Esto hace que la adsorción sea una tecnología económica y favorable para la remoción de metales pesados de las aguas residuales. El adsorbente puede ser de origen mineral, orgánico o biológico. Podría ser zeolitas, subproductos industriales, residuos agrícolas, biomasa y material polimérico. Uno de los adsorbentes convencionales, el carbón activado se ha utilizado ampliamente en muchas aplicaciones. Sin embargo, la alta rentabilidad de los procesos de activación limita su uso en los procesos de tratamiento de aguas residuales (Tripathi y Ranjan 2015).

El agua procesada de las industrias de detergentes, textiles y cosméticos presentes cerca del agua del río tiene altas concentraciones de metales pesados, que causan la interrupción del equilibrio ecológico del agua del río si está presente en concentraciones mucho más altas (Afshan *et al.*, 2014).

2.7 Daños a la salud humana provocada por los metales pesados

Los metales tóxicos, incluidos los "metales pesados", son metales individuales y compuestos metálicos que afectan negativamente a la salud de las personas. En cantidades muy pequeñas, muchos de estos metales son necesarios para soportar la vida. Sin embargo, en cantidades mayores, los metales pesados se vuelven tóxicos y pueden acumularse en sistemas biológicos y crear un riesgo significativo para la salud. Una vez liberados en el medio ambiente a través del aire, el agua potable, la comida o innumerables productos químicos y productos hechos por el hombre, los metales pesados se introducen en el cuerpo por inhalación, ingestión y absorción de la piel. Los metales contaminantes son generalmente no degradables y no se conoce mecanismo de homeostasis para ellos. Por lo tanto, cualquier alto nivel de metales pesados pondrá en peligro la vida biológica. El estado nutricional, la tasa metabólica, la integridad de las vías de desintoxicación (capacidad de desintoxicar sustancias tóxicas) y el modo y el grado de exposición a metales pesados afectan a cómo responde un individuo. Los niños y los ancianos, cuyos sistemas inmunitarios están subdesarrollados o envejecidos, son más vulnerables a la toxicidad (Rajan *et al.*, 2012a).

Los signos y síntomas del envenenamiento por metales pesados son proteicos, no específicos y pueden variar dependiendo del metal pesado en cuestión, la dosis total absorbida, el grado de exposición y la vía de absorción. Junto con los síntomas generales de fatiga, dolor y hormigueo, sudores nocturnos y el gusto metálico de la exposición de metales pesados, las implicaciones de órganos específicos pueden afectar a cualquier sistema en el cuerpo, pero más comúnmente el sistema nervioso central, el sistema nervioso periférico y los sistemas cardio-respiratorio, renal y gastrointestinal. Los síntomas neuropsiquiátricos pueden ser una presentación común. Los medicamentos se prescriben a los pacientes para el alivio sintomático; Sin embargo, los niveles de mercurio en la sangre pueden no ser evaluados en todos los casos (Chang *et al.*, 2015).

Los metales pesados tienen efectos adversos sobre la salud humana y, por lo tanto, la contaminación por metales pesados de la cadena alimentaria merece especial atención. Muchos metales pesados y metaloides son tóxicos y pueden causar efectos indeseables y problemas severos incluso a concentraciones muy bajas (Memon y Schröder, 2009.). Los efectos de la toxicidad varían entre los metales; Por ejemplo, mientras que el envenenamiento por plomo normalmente puede causar dolor abdominal, vómitos, anemia severa, hemoglobulinuria y las heces tienen color oscuro debido a la presencia de sulfuro de plomo, el envenenamiento por mercurio puede causar neuropatía periférica, trastornos psicológicos y arritmias pueden desarrollarse debido al efecto tóxico del mercurio en el miocardio. Se produce un deterioro renal tardío debido a su acción nefrotóxica que conduce a la muerte (Shaban *et al.*, 2016).

El aumento constante de la contaminación requiere el análisis y monitoreo de especies tóxicas que podrían convertirse en un potencial peligro si no se controla. Los problemas ambientales y de salud surgen fundamentalmente del uso de productos antiknock de gasolina y pigmentos de pintura. Como consecuencia, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha establecido el límite máximo permisible de 10 mg/l para el plomo en el agua potable (OMS, 1996). Por lo tanto, es importante vigilar el nivel de plomo en las muestras ambientales (Mohammadi *et al.*, 2016).

2.8 Metales pesados en vegetales

Existen estudios limitados sobre el contenido de metales pesados en diferentes vegetales, la mayoría de los estudios se centraron en el estado del contenido de metal en las partes comestibles de las verduras. Una investigación de literatura también muestra una escasez de datos sobre la comparación del contenido de metal en diferentes especies vegetales frondosas en Bangladesh. Por lo tanto, se llevó a cabo un estudio para comparar e investigar los niveles de concentración de metales pesados (Pb, Cd, Ni, Co y Cr) en diferentes etapas de crecimiento de las hortalizas de hoja común; conocer una etapa de crecimiento, etapa en la que hay menos contenido de metales pesados. (Naser *et al.*, 2011).

En la zona industrial de Tejgaon de Bangladesh se realizó un estudio con muestras de agua y plantas y se encontró que el nivel de Pb era mucho más alto que los niveles permisibles de la OMS y el estándar USPH en todos los lugares durante la temporada húmeda y seca, al igual que en Samta, Bangladesh, se determinó un alto nivel de plomo en hortalizas como el pie de elefante, hoja de tierra de botella y amaranto de tallo (con concentraciones de 1.689, 0.967, 0.987 y 0.831 $\mu\text{g} / \text{g}$. (Mondol *et al.*, 2011).

2.9 Normas internacionales

En los años 80, el Congreso de Estados Unidos ha aprobado la Ley Integral de Respuesta, Compensación y Responsabilidad Ambiental (CERCLA), es decir, el programa superfund, para proteger la salud humana y remediar la contaminación ambiental. Hay muchas otras leyes y regulaciones, tales como la Ley de Conservación y Recuperación de Recursos (RCRA), Superfund Amendments and Reauthorization Act (SARA), enfatizan el estándar y el comportamiento de la remediación de suelos. De 1982 a 2002 año, el área de tierras rehabilitadas ha alcanzado los 18,35 millones. El Reino Unido también aprobó la Ley de Protección del Medio Ambiente en los años noventa y en la que la segunda parte declaró claramente que el principio de responsabilidad del contaminador. En comparación con los países desarrollados, la inversión y la investigación en la remediación de suelos contaminados no fue lo suficientemente lejos (Yao *et al.*, 2012).

2.9.1 CODEX Stan 193-1998

Normas generales del CODEX para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos. Para el plomo el límite máximo permisible es de 0.20 mg/kg (1998).

2.10 Normas nacionales relacionadas a las concentraciones de metales pesados

2.10.1 NOM-001-ECOL-1996

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas (SEMARNAT, 1996b). Esta Norma Oficial Mexicana no se aplica a las descargas de aguas provenientes de drenajes separados de aguas pluviales.

2.10.2 NOM-002-SEMARNAT-1996

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal con el fin de prevenir y controlar la contaminación de las aguas y bienes nacionales, así como proteger la infraestructura de dichos sistemas, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. El límite máximo permisible para el Plomo es de 1 mg/l en promedio mensual, 1.5 mg/l en promedio diario y 2 mg/l en promedio instantáneo (SEMARNAT, 1996a).

2.10.3 NOM-004-SEMARNAT-2002

Establece las especificaciones y los límites máximos permisibles de contaminantes en los lodos y biosólidos provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final y proteger al medio ambiente y la salud humana. El límite máximo permisible para el Plomo es de 300 mg/kg en base seca (SEMARNAT, 2002a).

2.10.4 NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004

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. El límite máximo permisible para el Plomo es de 400 mg/kg (SEMARNAT, 2004).

2.10.5 NOM-185-SEMARNAT/SSA-2002

Productos y servicios. Mantequilla, cremas, producto lácteo condensado, azucarado y acidificado, dulce a base de leche. Especificaciones sanitarias. Los límites máximo permisible de plomo es de 0.10 mg/kg (SEMARNAT, 2002b).

2.10.6 NOM-243-SEMARNAT/SSA-2010

Productos y servicios. Leche, fórmula láctea, producto lácteo combinado y derivados lácteos. Disposiciones y especificaciones sanitarias. El límite máximo permisible de plomo es de 0.01mg/kg (SEMARNAT, 2010).

2.10.7 NOM-247-SEMARNAT/SSA-2008

Esta norma oficial mexicana establece las disposiciones y especificaciones sanitarias que deben cumplir el transporte y almacenamiento de cereales destinada para consumo humano, así como el proceso de las harinas de cereales, sémolas. Para el plomo el límite máximo permisible es de 0.50 mg/kg (SEMARNAT, 2008) .

III Materiales y métodos

3.1 Lugar de la investigación

Esta investigación fue realizada en la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna ubicada en Torreón, Coahuila, México con coordenadas geográficas de 25°33'19"N y 103°22'14"W, a una altura de 1,120 metros sobre el nivel del mar.

3.2 Recolección de plantas

Las muestras de chicura para este trabajo fueron recolectadas del lecho seco del río Nazas ubicado en la parte de Torreón, Coahuila.

3.2.1 Muestreo de plantas

Se realizó un recorrido al campo buscando a las plantas más homogéneas, se extrajeron desde la raíz y luego se colocaron en macetas con el suelo del terreno.

3.2.2 Acondicionamiento de plantas

Las muestras de chicura se llevaron a un invernadero para su acondicionamiento por un periodo de 10 días controlando los riegos mediante sustratos como arena y perlita.

3.2.3 Sustrato utilizado y relación

Los sustratos utilizados fueron un 80 % de arena para aportar drenaje a las plantas.

Se utilizó un 20 % de perlita para oxigenar la tierra mediante su porosidad, mantener humedad constante, permitir una buena ventilación y drenaje de la planta, además de retener líquido.

3.2.4 Formulación de soluciones

Solución nutritiva de Steiner

Ca (NO₃)₂, Nitrato de Calcio...46.36 gr

K NO₃, Nitrato de Potasio...144.57 gr

Mg NO₃, Nitrato de Magnesio...54.99 gr

Mg SO₄, Sulfato de Magnesio...42.78

H₃ PO₄, Ácido Fosfórico...13.8 gr

P/Calibrar:

pH 5.8- 6.5

C.E. 2.5 dS/m

200 L de agua

200 L de solución Steiner

3.2.5 Riego de las plantas

Durante el periodo de acondicionamiento (10 días) eran aplicados 500 ml de la solución nutritiva de Steiner, la cual se aplicó cada tercer día.

3.3 Establecimiento del experimento

3.3.1 Exposición al metal

Después del acondicionamiento de las plantas fueron expuestas por separado a tres soluciones de Plomo en concentraciones de 2, 4 y 6 mg L⁻¹, se realizaron cuatro repeticiones por tratamiento.

3.3.2 Lavado de las plantas

Al concluir los 20 días de tratamiento con las soluciones metálicas, las plantas fueron cosechadas, intensamente lavadas, dos veces con agua de grifo, seccionadas en raíces, tallos y hojas.

3.3.3 Secado

Las plantas fueron secadas al sol por dos días y después en una estufa a 60 °C durante 3 días.

3.3.4 Procedimiento de extracción

Las muestras fueron envueltas y etiquetadas en bolsas de papel para trasladarlas al INIFAP de la ciudad de Matamoros Coahuila para los procesos de molienda y digestión.

Las muestras fueron trituradas en un molino vegetal y también se utilizó un compresor de aire con el cual se llevaba a cabo la limpieza del equipo. Después de realizar la molienda se colocaron en pequeñas bolsas de plástico previamente etiquetadas.

Para el análisis por absorción atómica fueron pesados 1 g de cada muestra (material vegetal molido). Después, cada muestra se colocó en crisoles, y posteriormente fueron introducidos en la mufla en donde se calcinaron a una temperatura de 600°C por 4 horas, en seguida, a la ceniza resultante se le agregaron 10 mL de HCl al 37%, agitando por 10 segundos y se dejó en reposo por 20 minutos. La muestra contenida en el crisol se transfirió a un matraz volumétrico de 100 mL, al cual se le agregaron 10mL de CsCl y se aforó.

3.3.5 Diseño experimental

Para el análisis de los resultados se utilizó un diseño completamente al azar con 3 tratamientos con 4 repeticiones en tres niveles de respuesta (hoja, tallo y raíz). Así mismo la Prueba de medias se realizó por el método de Tukey's.

3.4 Determinación de Plomo

La cuantificación de Plomo se realizó mediante un Espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin Elmer modelo 2380 en el laboratorio de suelos perteneciente a la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (UAAAN).

3.5 Materiales y reactivos

Los materiales utilizados en el transcurso del experimento fueron los siguientes:

- agua destilada,
- perlita,
- arena,
- ácido nítrico,
- ácido clorhídrico,
- platos de porcelana,
- mufla,
- macetas pequeñas,
- bolsas,
- frascos,
- molino,
- compresor de aire.
- Estándares de plomo a una concentración de 1000 ppm.

IV Resultados y discusión

4.1 Concentración de Plomo en la hoja

En el cuadro 1 se muestra las concentraciones de Plomo por tratamiento y repetición de la hoja de la planta.

Cuadro 1: Concentración de Plomo en la hoja

Tratamiento	Repetición	Concentración (mg/kg) de Plomo	Promedio
1	1	0.34	0.31
1	2	0.31	
1	3	0.28	
1	4	0.31	
2	1	0.28	0.24
2	2	0.18	
2	3	0.26	
2	4	0.25	
3	1	0.24	0.21
3	2	0.20	
3	3	0.23	
3	4	0.20	

T1= 2 mg/kg, T2= 4 mg/kg y T3= 6 mg/kg

En el cuadro 1 se observa que el tratamiento 1 tiene un promedio de 0.31 siendo el de mayor concentración mientras que el tratamiento 2 presenta un promedio de 0.24 y por último el tratamiento 3 con 0.21 es la que presentó el menor promedio. Por lo tanto el tratamiento 1 fue el que absorbió la mayor concentración de plomo en la hoja de la planta.

4.2 Análisis de varianza para la concentración de Plomo en la hoja

Cuadro 2: Análisis de varianza para la concentración de Plomo en la hoja

Metal pesado	R²	Coefficiente de variación (C.V.)	Valor de F	Significancia estadística
Plomo	0.87	10.29	7.70	0.005** (0.0047)

En el cuadro 2 se obtuvo el Análisis de varianza de Plomo en la hoja en donde R² se acerca a 1 y F fue de 7.70 por lo tanto el efecto de los tratamientos en el experimento fue mayor, y la variación debido a otros factores fue en menor cantidad. La significancia estadística fue menor a $P \leq 0.05$ por lo que es altamente significativo, los tratamientos son diferentes.

4.3 Comparación de medias para la concentración de Plomo en la hoja

Cuadro 3 Comparación de medias por el método de Tukey's para los tratamientos de la hoja.

Tratamiento	Media (mg/kg)	Significancia estadística
1	0.31	A
2	0.24	B
3	0.21	B

T1= 2 mg/kg, T2= 4 mg/kg y T3= 6 mg/kg

Tratamientos con la misma letra son iguales estadísticamente (Tukey's $P=0.05$)

En el cuadro 3 se observa que el tratamiento 1 presentó la mayor concentración de plomo en la hoja por lo que es altamente significativo, mientras que los tratamientos 3 y 2 no presentaron significancia estadística por lo cual la absorción fue menor.

4.4 Concentración de Plomo en el tallo

En el cuadro 4 se muestra las concentraciones de Plomo por tratamiento y repetición del tallo de la planta.

Cuadro 4: Concentración de Plomo en el tallo

Tratamiento	Repetición	Concentración (mg/kg) de Plomo	Promedio
1	1	0.06	0.04
1	2	0.03	
1	3	0.05	
1	4	0.02	
2	1	0.05	0.04
2	2	0.04	
2	3	0.03	
2	4	0.00	
3	1	0.00	0.03
3	2	0.06	
3	3	0.06	
3	4	0.00	

T1= 2 mg/kg, T2= 4 mg/kg y T3= 6 mg/kg

En el cuadro 4 se observa que el tratamiento 1 y 2 tienen un promedio de 0.04 siendo los de mayor promedio mientras que el tratamiento 3 presenta un promedio de 0.03. Por lo tanto el tratamiento 1 y 2 absorbieron la mayor concentración de plomo en el tallo de la planta.

4.5 Análisis de varianza para la concentración de Plomo en el tallo

Cuadro 5: Análisis de varianza de Plomo en el tallo

Metal pesado	R ²	Coficiente de variación (C.V.)	Valor de F	Significancia estadística
Plomo	0.22	95.19	0.34	0.98 NS

En el cuadro 5 R² se acerca a 0 y el valor de F fue de 0.34 por lo tanto el efecto de los tratamientos en el experimento fue menor, y la variación se debió a otros factores. No se presentó una significancia estadística debido a que 0.98 excede a P≤.05, los tratamientos son estadísticamente iguales y se presentó una menor absorción de plomo en el tallo.

4.6 Comparación de medias para la concentración de Plomo en el tallo

En el cuadro 6 se observa la comparación de medias obtenidas de los resultados de los análisis en el tallo de la planta.

Cuadro 6 Comparación de medias por el método de Tukey's para los tratamientos del tallo.

Tratamiento	Media (mg/kg)	Significancia estadística
1	0.04	A
2	0.04	A
3	0.03	A

T1= 2 mg/kg, T2= 4 mg/kg y T3= 6 mg/kg

Tratamientos con la misma letra son iguales estadísticamente (Tukey's $P=0.05$)

En el cuadro 6 se observa que el tratamiento 1 y 2 presentaron la mayor concentración de plomo en el tallo, seguida del tratamiento 3, no presentaron significancia estadística por lo cual la absorción fue en una cantidad menor.

4.7 Concentración de Plomo en la raíz

En el cuadro 7 se muestra las concentraciones de Plomo por tratamiento y repetición de la raíz de la planta.

Cuadro 7: Concentración de Plomo en la raíz

Tratamiento	Repetición	Concentración (mg/kg) de Plomo	Promedio
1	1	0.49	0.22
1	2	0.11	
1	3	0.16	
1	4	0.13	
2	1	0.08	0.17
2	2	0.15	
2	3	0.29	
2	4	0.00	
3	1	0.23	0.17
3	2	0.22	
3	3	0.12	
3	4	0.14	

T1= 2 mg/kg, T2= 4 mg/kg y T3= 6 mg/kg

En el cuadro 7 se observa que el tratamiento 1 tiene un promedio de 0.22 siendo el de mayor promedio, el tratamiento 2 y 3 presentaron un promedio de 0.17. Por lo tanto el tratamiento 1 fue el que absorbió la mayor concentración de plomo en la raíz de la planta.

4.8 Análisis de varianza para la concentración de Plomo en la raíz

Cuadro 8: Análisis de varianza de Plomo en la raíz

Metal pesado	R²	Coefficiente de variación (C.V.)	Valor de F	Significancia estadística
Plomo	0.28	69.14	0.47	0.78 NS

En el cuadro 8 R² se acerca a 0 y el valor de F fue de 0.47 por lo tanto el efecto de los tratamientos en el experimento fue menor, y la variación se debió a otros factores. No se presentó una significancia estadística debido a que 0.98 excede a $P \leq 0.05$, los tratamientos son estadísticamente iguales y se presentó una menor absorción de plomo en la raíz.

4.9 Comparación de medias para la concentración de Plomo en la raíz

En el cuadro 9 se observa la comparación de medias obtenidas de los resultados de los análisis en la raíz de la planta.

Cuadro 9 Comparación de medias por el método de Tukey's para los tratamientos de la raíz.

Tratamiento	Media (mg/kg)	Significancia estadística
1	0.22	A
3	0.17	A
2	0.17	A

T1= 2 mg/kg, T2= 4 mg/kg y T3= 6 mg/kg

Tratamientos con la misma letra son iguales estadísticamente (Tukey's $P=0.05$)

En el cuadro 9 se observa que el tratamiento 1 presentó la mayor concentración de plomo en la raíz, seguidas del tratamiento 2 y 3. No se presentó significancia estadística por lo cual la absorción de plomo en los tres tratamientos fue en menor cantidad.

4.10 Comparación de las concentraciones de Plomo en la hoja, tallo y raíz de la chicura

Cuadro 10 Comparación de las concentraciones de plomo en la hoja, tallo y raíz de la chicura.

Tratamiento	Media	Significancia estadística
1	0.25	A
3	0.19	A
2	0.03	B

T1= Hoja, T2= Tallo y T3= Raíz.

Tratamientos con la misma letra son iguales estadísticamente (Tukey's $P=0.05$)

Al analizar los resultados anteriores encontramos que en la hoja tiene una media de 0.25 mg/kg, la raíz con una media de 0.19 mg/kg lo cual indica que tuvieron la misma capacidad de absorción y el tallo presento una media de 0.03 mg/kg, absorbiendo la menor concentración según el método utilizado. Por lo tanto podemos establecer que en la hoja y la raíz es donde la Chicura presenta mayor capacidad para la absorción de plomo. En los tratamientos de 2 ppm, 4 ppm y 6 ppm de la hoja y tallo presentaron una acumulación mayor a las normas CODEX STAN 193-1995 cuya concentración máxima es de 0.20 mg/kg, la Norma Oficial Mexicana NOM-247-SEMARNAT-2008 señala que el límite permisible es de 0.50 mg/kg. Los resultados muestran concentraciones menores a estas normas.

Los resultados obtenidos en este trabajo son parecidos a lo realizado por (Landeros *et al.*, 2011) en cuanto a las concentraciones en la planta, los tratamientos aplicados en este estudio provocaron una acumulación significativamente diferente en raíz, tallo y hojas de huizache. Tanto en hoja como en tallo, la mayor acumulación de plomo ocurrió cuando se aplicó la máxima concentración del metal en el sustrato ($500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), y la menor acumulación coincidió con tratamientos en los que no se aplicó plomo. El tratamiento de $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de plomo y $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de nitrógeno produjo una menor acumulación de plomo en tallos, comparada con los demás tratamientos ($P<0.05$). En contraste, el mismo tratamiento provocó la máxima acumulación de plomo en raíz.

En el trabajo realizado por (Regalado *et al.*, 2014) Se determinaron los niveles de concentración de metales totales (Fe, Ni, Cu, Pb, Co, Mn, Zn) en los órganos vegetativos de la planta, se pudo constatar que los metales son transportados hacia la partes aéreas, quedando una menor parte en la raíz, lo que se relaciona con la capacidad de transferencia que presentan y a su posible uso en las técnicas de fitorremediación. En el caso de la *Ambrosia ambrosioides* se pudo comprobar que en donde se presentó mayor concentración es en la hoja y la raíz, la menor absorción se

encontró en el tallo, pero además la planta demostró tener una importante capacidad de absorción en la raíz y una menor parte en el tallo.

Las concentraciones de Metales pesados en las plantas no solo dependen de las concentraciones pseudototales en los suelos sino también de su disponibilidad y de la capacidad genética de las mismas de solubilizar los metales pesados (Mesa *et al.*, 2015).

Las concentraciones elevan su presencia en las hojas para el caso de los metales Cu y Zn con respecto al Pb. Los valores encontrados en este trabajo se justifican por un aumento del contenido biodisponible de los metales estudiados, como consecuencia de las concentraciones empleadas, pH del suelo y las interacciones de retención que puede ocurrir entre la arcilla y el metal pesado. Estas pautas pueden basarse principalmente en las propiedades del suelo, el contenido de materia orgánica, de óxidos hidróxidos y también de la actividad de los microorganismos en los suelos (Delince *et al.*, 2015).

Los resultados de la edad de la planta en la fitoextracción de Pb, concuerdan con lo estudiado por Mensah (2008) quienes reportaron que la concentración de Pb en algunos cultivos se incrementa durante su periodo de crecimiento (MENSAH *et al.*, 2008).

V Conclusión

En la hoja con una media de 0.25 mg/kg se presentó la mayor absorción, en la raíz con media de 0.19 mg/kg, mientras que en el tallo se obtuvo la menor concentración de Plomo con una media de 0.03 mg/kg.

El tratamiento 1 fue el que absorbió la mayor concentración de plomo en la hoja de la planta según la prueba de Tukey's, los resultados en los tratamientos están por arriba de los límites señalados por las normas mexicanas e internacionales, lo cual se establece que la chicura es una planta con potencial para ser usada como fitorremediadora.

El tratamiento 1 tiene una media de 0.31 mg/kg siendo el de mayor concentración mientras que el tratamiento 2 presenta una media de 0.24 mg/kg y por último el tratamiento 3 con media de 0.21 mg/kg es la que presentó una menor concentración.

VI Bibliografía

1998. "CODEX STAN 193-1998 ".
- Abdel-Ghani, N. T. y G. A. El-Chaghaby 2014. "BIOSORPTION FOR METAL IONS REMOVAL FROM AQUEOUS SOLUTIONS: A REVIEW OF RECENT STUDIES." *International Journal of Latest Research in Science and Technology* 3: 24-42.
- Afshan, S., S. Ali, U. S. Ameen, M. Farid, S. A. Bharwana, F. Hannan y R. Ahmad 2014. "Effect of Different Heavy Metal Pollution on Fish." *Res. J. Chem. Env. Sci.* 2: 74-79.
- Agamuthu, P., Y. S. Tan y S. H. Fauziah 2013. "Bioremediation of hydrocarbon contaminated soil using selected organic wastes." *Procedia Environmental Sciences* 18: 694 - 702.
- Ali, H., E. Khan y M. Sajad 2013a. "Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications." *Chemosphere* 91: 869-881.
- Ali, H., E. Khan y M. A. Sajad 2013b. "Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications." *Chemosphere* 91 869-881.
- Ali, H., E. Khan y M. A. Sajad 2013c. "Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications." *Chemosphere* 91: 869-881.
- Ali, H., E. Khan y M. A. Sajad 2013d. "Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications." *Chemosphere* 91: 869-881.
- Benavides, M. P., S. M. Gallego y M. L. Tomaro 2005. "Cadmium toxicity in plants." *Braz. J. Plant Physiol.* 17.
- Cempel, M. y G. Nickel 2006. "Nickel: A Review of Its Sources and Environmental Toxicology." *Polish J. of Environ. Stud.* 15: 375-382.
- Chang, F., K.-T. Yeung y G. Chan 2015. "IDENTIFYING MERCURY HEAVY-METAL POISONING MASQUERADING AS DEMENTIA AND PARKINSON'S DISEASE - RECOGNIZING NEUROPSYCHIATRIC MANIFESTATIONS AND DIETARY CONTRIBUTORS " *CGS JOURNAL OF CME* 5.
- Chibuike, G. U. 2013a. "Use of mycorrhiza in soil remediation: A review " *Sci. Res. Essays* 8: 1679-1687
- Chibuike, G. U. 2013b. "Use of mycorrhiza in soil remediation: A review " *Sci. Res. Essays* 8: 1679-1687.
- Chibuike, G. U. 2013 "Use of mycorrhiza in soil remediation: A review " *Sci. Res. Essays* 8: 1679-1687.
- Dabonne, S., B. P. K. Koffi, E. J. P. Kouadio, A. G. Koffi, E. A. Due y L. P. Kouame 2010. "Traditional Utensils: Potential Sources of Poisoning by Heavy Metals." *British Journal of Pharmacology and Toxicology* 2: 90-92.
- Delince, W., R. Valdés, O. López, F. Guridi y M. I. Balbín 2015. "Riesgo agroambiental por metales pesados en suelos con Cultivares de *Oryza sativa* L y *Solanum tuberosum* L " *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 24: 44-50.
- Doichinova, V. y E. Velizarova 2013. "Reuse of paper industry wastes as additives in phytoremediation of heavy metals polluted substrates from the spoil banks of the Kremikovtsi region, Bulgaria." *Procedia Environmental Sciences* 18: 731 - 736.
- Erakhrumen, A. A. 2007. "Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries." *Edu. Res. Rev.* 2: 151-156.
- Fergusson 1990. "The heavy Elements. Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. ." Pergamon Press.

- Flora, G., D. Gupta y A. Tiwari 2012. "Toxicity of lead: A review with recent updates." *Interdiscip Toxicol.* 5: 47-58.
- Fodor, L. y L. Szabó 2004. "STUDY OF HEAVY METAL LEACHING IN THE SOIL." ISCO 2004 - 13th International Soil Conservation Organisation Conference, Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions.
- Glick, B. R. 2010. "Using soil bacteria to facilitate phytoremediation." *Biotechnology Advances* 28: 367-374.
- Greipsson, S. 2011. " Phytoremediation. *Nat. Educ. Knowl.* 2, 7." Greipsson, S., 2011. Phytoremediation. *Nat. Educ. Knowl.* 2.
- Hu, Y., X. Liu, J. Bai , K. Shih, E. Y. Zeng y H. Cheng 2013. "Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization." *Environ Sci Pollut Res* 20: 6150-6159.
- Ibrahim, S. I., M. F. A. Lateef, H. M. S. Khalifa y A. E. A. Monem 2013. "Phytoremediation of atrazine-contaminated soil using *Zea mays* (maize)." *Annals of Agricultural Science* 58: 69-75.
- Inno-Vita 2009. "Metales Pesados." Inno-Vita Health through real innovation.
- Khan, S., A.-G. Nour T, M. Qiao, S. Rehman y J.-Z. He 2010. "Effects of Cd and Pb on soil microbial community structure and activities." *Environ Sci Pollut Res* 17: 288-296.
- Kumar, B., K. Smita y F. L. Cumbal 2014a. "Plant mediated detoxification of mercury and lead." *Arabian Journal of Chemistry*.
- Kumar, B., K. Smita y L. Cumbal Flores 2014b. "Plant mediated detoxification of mercury and lead." *Arabian Journal of Chemistry*.
- Kumar, B., K. Smita y L. C. Flores 2014c. "Plant mediated detoxification of mercury and lead." *Arabian Journal of Chemistry*.
- Landeros, O., R. Trejo, M. Reveles, R. D. Valdez, J. G. Arreola, A. Pedroza y J. Ruíz 2011. "USO POTENCIAL DEL HUIZACHE (*Acacia farnesiana* L. Will) EN LA FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON PLOMO." *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* XVII: 11-20.
- Li, J. T., B. Liao, C. Y. Lan, Z. H. Ye, A. J. M. Baker y W. S. Shu 2010. "Cadmium tolerance and accumulation in cultivars of a high-biomass tropical tree (*Averrhoa carambola*) and its potential for phytoextraction." *J. Environ. Qual.* 39: 1262-1268.
- Lone, M., Z.-I. He, P. J. Stoffella y X.-e. Yang 2008. "Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives." *J Zhejiang Univ Sci B* 9: 210-220.
- Mahar, A., W. Ping, L. Ronghua y Z. Zhang 2015. "Immobilization of Lead and Cadmium in Contaminated Soil using Amendments: A Review." *Pedosphere* 25: 555-568.
- Malik, R. N., S. Z. Husain y I. Nazir 2010. "Heavy metal contamination and accumulation in soil and wild plant species from industrial area of Islamabad, Pakistan. ." *Pak. J. Bot.* 42: 291-301.
- Marques, A. P., A. Rangel y P. Castro 2009. "Remediation of Heavy Metal Contaminated Soils: Phytoremediation as a Potentially Promising Clean-Up Technology." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39: 622-654.
- Memon, A. R. y P. Schröder 2009. . "Implications of metal accumulation mechanisms to phytoremediation." *Environ Sci Pollut Res* 16: 162-175.
- Mench, M., J.-P. Schwitzguebel, P. Schroeder, V. Bert, S. Gawronski y S. Gupta 2009. "Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. ." *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16: 876-900.
- MENSAH, E., H. E. ALLEN, R. SHOJI, S. N. ODAI, N. KYEI-BAFFOUR, E. OFORI y D. MEZLER 2008. "Cadmium (Cd) and Lead (Pb) concentrations effects on yields of some vegetables due to

- uptake from irrigation water in Ghana. ." International Journal of Agricultural Research 3: 243-251.
- Mesa, M. A., O. Díaz, J. M. Sánchez, D. Baqué y M. J. Tavella 2015. "Bioacumulación de metales pesados en arroz cultivado bajo condiciones de contaminación en la subcuenca Mampostón." *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 24: 25-30.
- Mohammadi, S. Z., T. Shampur, D. Afzali, M. Ali Taher y Y. M. Baghelani 2016. "Applicability of cloud point extraction for the separation trace amount of lead ion in environmental and biological samples prior to determination by flame atomic absorption spectrometry." *Arabian Journal of Chemistry* 9: S610-S615.
- Mondol, M. N., A. S. Chamon, B. Faiz y S. F. Elahi 2011. "SEASONAL VARIATION OF HEAVY METAL CONCENTRATIONS IN WATER AND PLANT SAMPLES AROUND TEJGAON INDUSTRIAL AREA OF BANGLADESH " *Journal of Bangladesh Academy of Sciences* 35: 19-41.
- Mukhopadhyay, S. y S. K. Maiti 2010. "Phytoremediation of metal enriched mine waste: a review." *Global J. Environ. Res.* 4 135-150.
- Naser, H. M., S. Sultana, N. U. Mahmud, R. Gomes y S. Noor 2011. "HEAVY METAL LEVELS IN VEGETABLES WITH GROWTH STAGE AND PLANT SPECIES VARIATIONS." *Bangladesh J. Agril. Res.* 36: 563-574.
- O'Day, P. A. y D. Vlassopoulos 2010. "Mineral-Based Amendments for Remediation." *Elements (Que)* 6: 375-381.
- Padmavathiamma, P. K. y L. Y. Li 2007. "Phytoremediation technology: hyperaccumulation metals in plants." *Water Air Soil Pollut.* 184: 105-126.
- Payne, W. 1964. "Ambrosia ambrosioides." *Journal of the Arnold Arboretum* 45: 410.
- Rafati, M., N. Khorasani, F. Moattar, A. Shirvany, F. Moraghebi y S. Hosseinzadeh 2011. "Phytoremediation potential of *Populus alba* and *Morus alba* for cadmium, chromium and nickel absorption from polluted soil." *Int. J. Environ. Res* 5: 961-970.
- Rahman, S. H., D. Khanam , T. M. Adyel, M. S. Islam, M. A. Ahsan y M. A. Akbor 2012. "Assessment of Heavy Metal Contamination of Agricultural Soil around Dhaka Export Processing Zone (DEPZ), Bangladesh: Implication of Seasonal Variation and Indices " *Appl. Sci.* 2: 584-601.
- Raikwar, M. K., P. Kumar, M. Singh y A. Singh 2008. "Toxic effect of heavy metals in livestock health." *Veterinary World* 1: 28-30.
- Rajan, S., N. N. Mohd Firdaus, M. Appukutty y K. Ramasamy 2012a. "Effects of climate changes on dissolved heavy metal concentrations among recreational park tributaries in Pahang, Malaysia." *Biomedical Research* 23 23-30.
- Rajan, S., N. N. Mohd Firdaus, M. Appukutty y K. Ramasamy 2012b. "Effects of climate changes on dissolved heavy metal concentrations among recreational park tributaries in Pahang, Malaysia." *Biomedical Research* 23: 23-30.
- Regalado, I., A. Leiseca, Y. Cabrera, F. Franco y C. Bulnes 2014. "Cambios anatómicos en la especie *Cynodon nlemfuensis* Vanderhyst en suelos contaminados por metales pesados " *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 23: 37-42.
- Sakai, Y., Y. Ma, C. Xu, H. Wu, W. Zhu y J. Yang 2012. "Phytodesalination of a salt affected soil with four halophytes in China." *J. Arid Land Stud.* 22: 17-20.
- SEMARNAT 1996a. "NOM-002-SEMARNAT-1996." Mexico, DF: 9 pp.
- SEMARNAT 1996b. "NOM-001-ECOL-1996." Mexico, DF: 9 pp.
- SEMARNAT 2002a. "NOM-004-SEMARNAT-2002." Mexico, DF: 12 pp.
- SEMARNAT 2002b. "NOM-185-SEMARNAT/SSA-2002." Mexico, DF: 44 pp.
- SEMARNAT 2004. "NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004." Mexico, DF: 69 pp.
- SEMARNAT 2008. "NOM-247-SEMARNAT/SSA-2008 " Mexico, DF: 40 pp.
- SEMARNAT 2010. "NOM-243-SEMARNAT/SSA-2010." Mexico, DF: 77 pp.

- Shaban, N. S., K. A. Abdou y N. E.-H. Y. Hassan 2016. "Impact of toxic heavy metals and pesticide residues in herbal products." *beni-suef university journal of basic and applied sciences* 5: 102-106.
- Shabani, N. y M. H. Sayadi 2012. "Evaluation of heavy metals accumulation by two emergent macrophytes from the polluted soil: an experimental study." *Environmentalist* 32: 91-98.
- Shen, S., X.-F. Li, W. R. Cullen, M. Weinfeld y X. C. Le 2013. "Arsenic Binding to Proteins." *Chem. Rev* 113 (10): 7769-7792.
- Sheoran, V., A. S. Sheoran y P. Poonia 2011. "Role of Hyperaccumulators in Phytoextraction of Metals From Contaminated Mining Sites: A Review." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41: 168-214.
- Szczygłowska, M., A. Piekarska, P. Konieczka y J. Namiesnik 2011. "Use of Brassica Plants in the Phytoremediation and Biofumigation Processes " *Int. J. Mol. Sci.* 12: 7760-7771.
- Tariq, S. R. y A. Ashraf 2013. "Comparative evaluation of phytoremediation of metal contaminated soil of firing range by four different plant species." *Arabian Journal of Chemistry* 9: 806-814.
- Tripathi, A. y M. R. Ranjan 2015. "Heavy Metal Removal from Wastewater Using Low Cost Adsorbents " *J Bioremed Biodeg* 6.
- Vamerali, T., M. Bandiera y G. Mosca 2010. "Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review." *Environ. Chem. Lett.* 8: 1-17.
- Van Aken, B. 2009. "Transgenic plants for enhanced phytoremediation of toxic explosives." *Biotechnology* 20: 231-236.
- Vangronsveld, J., R. Herzig, N. Weyens, J. Boulet, K. Adriaensen, A. Ruttens, T. Thewys, A. Vassilev, E. Meers, E. Nehnevajova, D. Van der Lelie y M. Mench 2009a. "Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. ." *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16: 765-794.
- Vangronsveld, J., R. Herzig, N. Weyens, J. Boulet, K. Adriaensen, A. Ruttens, T. Thewys, A. Vassilev, E. Meers, E. Nehnevajova, D. Van der Lelie y M. Mench 2009b. "Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. ." *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16: 765-794.
- Verma, R. y S. Suthar 2015. "Lead and cadmium removal from water using duckweed – *Lemna gibba* L.: Impact of pH and initial metal load." *Alexandria Engineering Journal* 54 1297-1304.
- Vishnoi, S. R. y P. N. Srivastava 2008. "Phytoremediation-green for environmental clean." *The 12th World Lake Conference*: 1016-1021.
- Wan, J., D. Meng, T. Long, R. Ying, M. Ye, S. Zhang, Q. Li, Y. Zhou y Y. Lin 2015. "Simultaneous Removal of Lindane, Lead and Cadmium from Soils by Rhamnolipids Combined with Citric Acid." *PLOS ONE*
- Wuana, R. A., F. E. Okieimen y J. A. Imborvungu 2010. "Removal of heavy metals from a contaminated soil using organic chelating acids." *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 7: 485-496.
- Wuana, R. A. y F. E. Okieimen 2011. "Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation." *ISRN Ecology* 2011: 20.
- Yan, J., G. Quan y C. Ding 2013. "Effects of the combined pollution of lead and cadmium on soil urease activity and nitrification." *Procedia Environmental Sciences* 18: 78 - 83.
- Yao, Z., J. Li, H. Xie y C. Yu 2012. "Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals." *Procedia Environmental Sciences* 16: 722 - 729.
- Zahed, M. A., H. A. Aziz, M. H. Isa y L. Mohajeri 2010. "Enhancement Biodegradation of n-alkanes from Crude Oil Contaminated Seawater." *Int. J. Environ. Res.* 4: 655-664.

Anexos

Anexo 1

Cuadro 1A Análisis de varianza y comparación de medias por el método de Olivares-Sáenz para los tratamientos de la hoja.

FV	GL	SC	CM	Fc	Sig
Tratamientos	2	0,018	0,009	8,458	0,011
Error	8	0,009	0,001		
Total	10	0,027			

Tratamiento	Media
1	0,310
2	0,240
3	0,218

Tratamiento	Media	0.05
1	0,310	a
2	0,240	b
3	0,218	b

Anexo 2

Cuadro 2A Análisis de varianza y comparación de medias por el método de Olivares-Sáenz para los tratamientos del tallo.

FV	GL	SC	CM	Fc	Sig
Tratamientos	2	0,000	0,000	0,212	0,813
Error	8	0,005	0,001		
Total	10	0,005			

Tratamiento	Media
1	0,040
2	0,040
3	0,030

Anexo 3

Cuadro 3A Análisis de varianza y comparación de medias por el método de Olivares-Sáenz para los tratamientos de la raíz.

FV	GL	SC	CM	Fc	Sig
Tratamientos	2	0,006	0,003	0,174	0,843
Error	8	0,129	0,016		
Total	10	0,134			

Tratamiento	Media
1	0,223
2	0,173
3	0,178

Anexo 4

Cuadro 4A Análisis de varianza y comparación de medias por el método de Olivares-Sáenz para la hoja, tallo y raíz.

FV	GL	SC	CM	Fc	Sig
Tratamientos	2	0,284	0,142	25,574	0,000
Error	30	0,166	0,006		
Total	32	0,450			

Tratamiento	Media
1	0,257
2	0,036
3	0,193

Tratamiento	Media	0.05
1	0,257	a
3	0,193	a
2	0,036	b