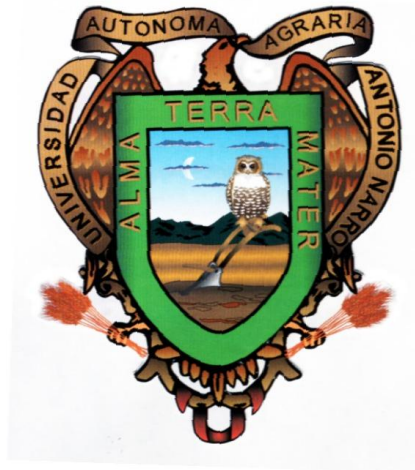


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA

“ANTONIO NARRO”

UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Suelos Contaminados con Metales Pesados en Actividades Industriales.

POR

JOSÉ CERRARI DÍAZ PÉREZ

T E S I S

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

INGENIERO EN PROCES AMBIENTALES

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

DICIEMBRE DEL 2012.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

“Suelos Contaminados con Metales Pesados en Actividades Industriales”

TESIS ELABORADA POR **JOSÉ CERRARI DÍAZ PÉREZ** BAJO SUPERVISIÓN
DEL COMITÉ PARTICULAR DE ASESORÍA Y APROBADA COMO REQUISITO

PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

Asesor Principal: _____

MC. MIGUEL ÁNGEL URBINA MARTÍNEZ

Asesor: _____

MC. CYNTHIA DINORAH RUEDAS ALBA

Asesor: _____

MC. JESÚS LUNA ANGUIANO

Asesor: _____

MC. VICTORIA J. BORROEL GARCÍA

DR. FRANCISCO JAVIER SÁNCHEZ RAMOS

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

“Suelos Contaminados con Metales Pesados en Actividades Industriales”

TESIS DE JOSÉ CERRARI DÍAZ PÉREZ QUE SE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN
DEL H. JURADO EXAMINADOR, COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL
TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

PRESIDENTE


MC. MIGUEL ÁNGEL URBINA MARTÍNEZ

VOCAL


MC. CYNTHIA DINORAH RUEDAS ALBA

VOCAL



MC. JESÚS LUÑA ANGUIANO

VOCAL SUPLENTE


MC. VICTORIA J. BORROEL GARCÍA


DR. FRANCISCO JAVIER SÁNCHEZ RAMOS

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS


Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

DICIEMBRE DE 2012

AGRADECIMIENTOS:

A DIOS:

Por todas las Bendiciones que ha dado a mi vida, por esa Hermosa oportunidad de realizar este sueño que hoy se convierte en una realidad. Por poner en mi camino a personas maravillosas que hoy también forman parte de este logro. Y sobre todo siempre darme fuerzas para seguir adelante en los momentos de flaqueza.

A MI “ALMA TERRA MATER”:

Por permitirme ser parte de una generación de triunfadores y gente productiva para el país. A esta institución por haberme dado la oportunidad de formarme profesionalmente y sobre todo por el honor de pertenecer orgullosamente a la familia “**BUITRE**”.

A MIS ASESORES:

Al Ing. Miguel Ángel Urbina Martínez, Cynthia Dinora Ruedas Alba Por ese apoyo desinteresado que siempre me proporcionaron, por sus consejos cuando los necesitaba, por la dedicación que me demostraron, su interés y sabiduría para guiarme en la realización de esta tesis.

A MIS PADRES:

Joselito Díaz Díaz y Guadalupe Pérez Pérez, que me dieron la vida y me han enseñado a volar, por educarme con valores mediante el ejemplo y permitirme crecer en una linda familia, por sus cuidados y consejos. Agradezco que me enseñaron a luchar por lo que vale la pena, a ser servicial, y a intentar hacer una diferencia constructiva para dejar este mundo en mejores condiciones de cómo lo encontré.

A MIS HERMANOS:

Unibey, Mayli y Stalin, Por que siempre he contado con ellos para todo, gracias a la confianza, el respeto, la admiración que siempre nos hemos tenido: por el apoyo y amistad ¡Gracias!

A MIS TÍOS:

Que son el motor de mi vida, gracias por su animo y consejos para salir adelante! Este logro va por ustedes tíos los quiero mucho.

A MI ABUELITA:

Mi segunda madre, tu siempre me enseñantes que la vida te presenta diversos obstáculos, pero que si eres tenas y luchas por tus sueños los veras realizados, gracias por tanto amor abuelita.

A MI GRAN AMOR:

Miguelina Silvaran Carrasco, Eres la persona perfecta para mi, todo lo que buscaba en ti lo encontré, gracias por estar a mi lado, por animarme a salir adelante, por hacerme reír con tus ocurrencias. Te Amo

INDICE

AGRADECIMIENTO	I
ÍNDICE DE CONTENIDO.....	II
ÍNDICE DE CUADROS.....	III
RESUMEN.....	IV
INTRODUCCION.....	1
OBJETIVO.	2
HIPÓTESIS.	2
REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
METALES PESADOS EN EL AMBIENTE.....	4
EFFECTO DE LOS METALES PESADOS EN EL SUELO	5
MOVILIZACIÓN DE METALES PESADOS EN EL SUELO	7
PLOMO (PB).....	8
FUENTES DE CONTAMINACIÓN DE PB EN MÉXICO	8
PROBLEMA DEL PB EN TORREÓN COAHUILA	9
EFFECTO DEL PLOMO EN LA SALUD.....	10
PLOMO EN EL MEDIO AMBIENTE	11
FITORREMEDIACIÓN	13
FITOEXTRACCIÓN.....	18
PLANTAS HIPERACUMULADORAS DE METALES PESADOS	18
INVESTIGACIONES SOBRE LA FITORREMEDIACIÓN.....	20
SUELOS SALINOS.....	20
FACTORES QUE CONTRIBUYEN A LA FORMACIÓN DEL SUELO SALINO	22
FUENTES DE SALES SOLUBLES	22
EFFECTO DE LAS SALES SOBRE LOS SUELOS	23
EFFECTO DE LAS SALES SOBRE LAS PLANTAS.....	24
SUELOS SÓDICOS	25
SUELOS SALINO-SÓDICOS.....	27
ACUMULACIÓN DE SODIO INTERCAMBIABLE EN LOS SUELOS.....	27
MATERIALES Y MÉTODOS.....	28
CARACTERÍSTICAS GENERALES	28
MATERIALES	30
Suelo	30
Acondicionadores	30

Planta	30
METODOLOGÍA	31
Procedimiento del experimento.....	32
Riegos	32
Descripción de los Tratamientos.....	33
VARIABLES EVALUADAS.....	33
Salinidad	33
Acumulación de Pb en Tejido	34
Porcentaje de Sodio Intercambiable.....	34
Pb en Suelo.....	34
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	35
Salinidad del Suelo	35
FITOEXTRACCIÓN DE PB POR EL TEJIDO VEGETAL DE ZACATE BALLICO	37
CONTENIDO DE PB (MG/KG) EN SUELO ANTES Y DESPUÉS DE LA	
FITOEXTRACCIÓN.....	39
CONCLUSIONES.....	41
RECOMENDACIONES	42
LITERATURA CITADA	43

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de diferentes contaminantes en el suelo.	12
Cuadro 2. Número de plantas hiperacumuladoras de metales en el mundo	19
Cuadro 3. Características físicas y químicas del suelo utilizado.....	31
Cuadro 4. Distribución de los tratamientos	33
Cuadro 5. Características químicas medidas a un suelo contaminado con plomo, de origen industrial.	36
Cuadro 6. Fitoextracción total de plomo por el zacate ballico (<i>Lolium perenne</i> L.) en un suelo contaminado de origen industrial.	38
Cuadro 7. Contenido total de Pb (mg/kg) en el suelo contaminado de origen industrial antes y después de la fitoextracción.	39

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de la descontaminación de iones metálicos en un proceso natural de fitorremediación	17
Figura 2. Mapa de localización del sitio experimental	29
Figura 3. Fitoextracción total de Pb por el zacate ballico (<i>Lolium perenne</i> L.) en un suelo contaminado, de origen industrial.	38
Figura 4. Contenido de Pb en el suelo contaminado antes y después de la fitoextracción.	40

RESUMEN

Los suelos forman parte importante de todo cuerpo de agua, en ellos se acumulan contaminantes tales como los metales pesados, los cuales provienen principalmente de fuentes antropogénicas como son los desechos provenientes de la agricultura, la minería y la industria quienes son en parte responsables de los cambios que han sufrido las características de suelo y agua, fuentes de formación de los sedimentos. El presente estudio se realizó con el objetivo de determinar la concentración de metales pesados como el Pb en los suelos presentes de la empresa metalúrgica Met-Mex Peñoles y realizar una comparación de las concentraciones con los límites máximos permisibles establecidos en la normatividad internacional ya que en México no existe normatividad referente a sedimentos. Se realizaron los muestreos en varias etapas, se colectaron muestras de suelo de la planta ya mencionada. Para determinar la concentración de metales pesados se utilizó el espectrofotómetro de absorción atómica modelo Perkin Elmer 2380, el cual es un aparato muy utilizado para el estudio cuantitativo de casi todos los metales de la tabla periódica. Con base en los resultados obtenidos, se observó la presencia de plomo (Pb), cobre (Cu), zinc (Zn), cadmio (Cd), nitratos (NO_3) y materia orgánica. Se determinó que el metal encontrado en mayor concentración es el zinc. Pero nos pudimos dar cuenta que el metal en estudio se encuentra presente en todos los experimentos entonces, la presencia de metales encontrados especialmente el Plomo es posible que se deba a las condiciones de trabajo de las minas y desechos de la Empresa Met-Mex Peñoles de Torreón Coahuila. Dañando así a las comunidades aledañas al lugar.

Palabras Clave: Composta, Plomo, Contaminación, Suelo, Normatividad.

ABSTRACT

Soils are an important part of any body of water, they accumulate pollutants such as heavy metals, which come mainly from anthropogenic sources such as waste from agriculture, mining and industry who are partly responsible for the changes suffered by the characteristics of soil and water sources of the formation of sediments. This study was conducted in order to determine the concentration of heavy metals such as Pb in soils present company Met-Mex metallurgical and a comparison of concentrations with the maximum permissible limits laid down in international regulations and that Mexico has no regulations concerning sediment. Samplings were performed in several stages, soil samples were collected from the plant mentioned above. To determine the concentration of heavy metals was used atomic absorption spectrophotometer Perkin Elmer model 2380, which is a widely used apparatus for the quantitative study of most metals of the periodic table. Based on the results, we observed the presence of lead (Pb), copper (Cu), zinc (Zn), cadmium (Cd), nitrate (NO₃) and organic matter. It was determined that the highest concentration found metal is zinc. But we were able to account for the metal under study is present in all experiments then, the presence of metals found especially Lead may be due to working conditions in mines and scrap Company of Met-Mex Torreon Coahuila. So damaging to the communities surrounding the place.

Keywords: Compost, Lead, Pollution, Soil, Regulations.

INTRODUCCION

La salud del suelo es un término que es ampliamente utilizado dentro de discusiones sobre agricultura sostenible describir el estado general o la calidad del recurso del suelo. Esta degradación ocurre a veces rápidamente y obviamente, cuando la gerencia del suelo pobre lleva a la erosión en cárcavas. La degradación es a menudo más lenta y más sutil, y puede afectar solamente la producción agrícola y el ambiente durante años. Por esta razón, la investigación se ha dirigido a idear las medidas de la salud del suelo, que se podría utilizar para supervisar su condición y para informar a su gerencia para evitar la degradación (Kibblewhite et al., 2008).

Los metales pesados se han convertido en un tema actual tanto en el campo ambiental como en el de la salud pública. Los daños que causan son tan severos y en ocasiones tan ausentes de síntomas, que las autoridades ambientales y de salud de todo el mundo ponen mucha atención en minimizar la exposición de la población, en particular de la población infantil, a estos elementos tóxicos (Valdés-Perezgasga y Cabrera-Morelos, 2010).

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 fase acuosa o solución del suelo mediante diferentes mecanismos físicos, químicos y biológicos (Pagnanelli et al., 2004).

Un conocimiento exacto de las concentraciones de los metales pesados, las formas en las cuales se encuentran, su dependencia de características fisicoquímicas del suelo proporciona una base para la gerencia cuidadosa del suelo que limitará, lo más lejos posible, el impacto negativo de metales pesados en el ecosistema (Aydinalp y Marinova, 2003).

OBJETIVO.

Determinar la capacidad del zacate ballico (*Lolium perenne* L.) en la fitorremediación de un suelo contaminado con metales pesados proveniente de las actividades industriales, en la Comarca Lagunera

HIPÓTESIS.

El zacate ballico (*Lolium perenne* L.) tiene capacidad de fitorremediar un suelo contaminado con metales pesados bajo diferentes actividades industriales en la planta industrial Met-Mex Peñoles, en Torreón Coahuila.

REVISIÓN DE LITERATURA

Antecedentes

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

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

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

METALES PESADOS EN EL AMBIENTE

Los metales pesados se encuentran generalmente como componentes naturales en la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos. La contaminación en suelos por metales pesados ocurre cuando estos son irrigados con aguas procedentes de desechos de minas, aguas residuales contaminadas de parques industriales y municipales y filtraciones de presas de jales. También el uso de fertilizantes ha venido a causar el incremento de algunos compuestos en los suelos, que en ocasiones han causado algunos cambios en sus características (Prieto-Méndez *et al.*, 2009).

Las concentraciones anómalas de metales pesados en los suelos pueden deberse básicamente a dos tipos de factores: causas naturales y causas antropogénicas. Las causas naturales pueden ser entre otras, actividad volcánica, procesos de formación de suelos, meteoros, erosión de rocas, terremotos, tsunamis, etc. Las causas antropogénicas pueden ser la minería, la combustión de carburantes fósiles, la industria a través de los vertidos, emisiones, residuos (incineración, depósitos), como algunos pesticidas y fertilizantes, etc. (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007).

En los últimos años, la contaminación por estos metales han aumentado a causa de actividades industriales tales como minería, fundición de metales, enchapado eléctrico (*electroplating*), uso y purificación de Cd, quema de combustibles fósiles, uso de fertilizantes fosfatados, fabricación de baterías, cemento, pigmentos y plásticos. Sus principales fuentes naturales son las erupciones volcánicas, las quemadas forestales y el transporte de partículas del suelo por el viento (Pernia *et al.*, 2008).

La abundancia de estos sitios con elementos tóxicos ocurre eventualmente debido a procesos industriales, residuos de la minería y corrosión de estructuras galvanizadas los cuales originan una contaminación del medio ambiente (Ortiz-Escobar *et al.*, 2010, Rodríguez-Serrano *et al.*, 2008).

Dentro de los metales pesados hay dos grupos; oligoelementos o micronutrientes: son los requeridos en pequeñas cantidades o cantidades traza por plantas y animales y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral se vuelven tóxicos.

Como el As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Fe, Se y Zn y metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva apareja disfunciones en el funcionamiento de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos, el Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, Sn, Tl (García y Dorronsoro, 2005).

EFFECTO DE LOS METALES PESADOS EN EL SUELO

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 suelos” (Martín, 2000).

El término de metal pesado refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una alta densidad relativa y sea tóxico o venenoso en concentraciones incluso muy bajas. Los ejemplos de metales pesados o algunos metaloides, incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), y plomo (Pb), entre otros. No pueden ser degradados o destruidos fácilmente de forma natural o biológica ya que no tienen funciones metabólicas específicas para los seres vivos. (Prieto-Méndez *et al.*, 2009). Se definen como “metales pesados” aquellos elementos químicos que presentan una densidad igual o superior a 5 g cm^3 cuando están en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos). En realidad quizás sea más apropiado hablar de elementos de tipo metálico que poseen orbitales atómicos profundos (“d” o “f”). Posiblemente esta presencia de orbitales profundos es realmente el aspecto clave que les confiere un comportamiento químico análogo en el interior de la célula, permitiendo agrupar a la mayoría de ellos bajo la denominación “metales pesados”, aunque realmente se agrupen elementos diversos (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007).

De los 90 elementos presentes en las capas de la tierra aproximadamente, cerca del 80 % son metales y 60 % son metales pesados con un alto peso específico de 5 g cm^3 . Basada en la coordinación de química, considera una clasificación relevante en base a aspectos biológicos de los metales que se encuentran normalmente en tres categorías, clase A con afinidad por ligandos que contienen O, clase B con afinidad por ligandos que contienen N o S y *bordelina* (Sharma y Dietz, 2006).

Los metales pesados son aquellos que presentan una densidad mayor que 4 g cm^3 , que son tóxicos o venenosos a bajas concentraciones, con un elevado peso atómico, tienen una masa atómica elevada, particularmente los de transición que son tóxicos y no son metabolizados por los organismos vivos, tales como Cd, Cr, Hg y Pb y pueden acumularse en tejidos vegetales y animales contaminando el medio ambiente (Baudran *et al.*, 2010, Memon *et al.*, 2001).

Pasado cierto umbral los metales se vuelven tóxicos. Como el B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Fe, Se y Zn y el metaloide As. Los elementos tales como el Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, Sn, Tl resultan ser altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos (Prieto-Méndez *et al.*, 2009, Henry, 2010).

Algunos de estos metales son micronutrientes necesarios para el crecimiento de la planta, como lo son Zn, Cu, Mn, Ni y Co_{26} , mientras que a otros no se les tiene conocimiento de función biológica, como lo son Cd, Pb y Hg (Atimanav y Adholeya, 2004, Gaskin *et al.*, 2003).

La polución del suelo por metales difiere de la polución del aire o agua, porque los metales pesados persisten en el suelo y en la biosfera por muchos periodos (Prabha *et al.*, 2007). Son altamente inmóviles en el perfil del suelo lo cual resulta en extremo difícil su remoción por medio de plantas (Kuzovkina *et al.*, 2009).

A partir de las rocas de minería, jales y escoria se forman partículas finas que tienen el potencial de contaminar los suelos más próximos o de migrar a otros sitios como sedimentos en las aguas de estos procesos con lo cual se aumenta más la contaminación por las actividades mineras originales (Ortiz-Escobar *et al.*, 2010). Estos elementos se encuentran por lo general en una forma no biodisponible, poco soluble en agua o unido a partículas del suelo (Pernia *et al.*, 2008).

MOVILIZACIÓN DE METALES PESADOS EN EL SUELO

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

La movilidad relativa de los elementos traza en suelos es de suma importancia en cuanto a su disponibilidad y su potencial para lixiviarse de los perfiles del suelo al agua subterránea y difiere de si su origen es natural o antrópico y, dentro de este último, al tipo de fuente antrópica (Burt *et al.*, 2003).

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

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

Para elucidar el comportamiento de los metales pesados en los suelos y prevenir riesgos tóxicos potenciales se requiere la evaluación de la disponibilidad y movilidad de los mismos (Banat *et al.*, 2005). La toxicidad de los metales depende no sólo de su

concentración, sino también de su movilidad y reactividad con otros componentes del ecosistema (Abollino *et al.*, 2002).

PLOMO (PB)

Según lo reportado por varios autores, el plomo puede causar diversos daños en las plantas y en diferentes grados de acumulación. En algunas especies, la acumulación de plomo, a medida que se aumenta las dosis en el suelo hasta niveles menores a 1000 mg Kg⁻¹ de Pb en suelo, el cual tiende a incrementarse rápidamente en los órganos de la planta las cuales no lo toleran y mueren (Prieto- Méndez *et al.*, 2009).

El plomo es uno de los contaminantes más comunes en el suelo y se le considera como uno de los más importantes causantes de polución en el medio ambiente (Kuzovkina *et al.*, 2009).

Para la biota, incluido el ser humano, el plomo es un elemento no esencial y potencialmente nocivo. Cuando este metal alcanza niveles tóxicos provoca la disminución de la fotosíntesis vegetal y el desarrollo de anemia en mamíferos. En las plantas además del efecto ya mencionado, se le atribuye la reducción en el crecimiento, en la biomasa y la transpiración; además de lesiones cromosómicas, inhibición de la división celular e interferencia con enzimas ligadas al metabolismo del nitrógeno (INE. 2010).

FUENTES DE CONTAMINACIÓN DE PB EN MÉXICO

Los niños de *Anapra* en Ciudad Juárez presentaron envenenamiento por plomo el cual continuaba siendo un problema veinte años después dado que el plomo persistía en el polvo y en el suelo del lado mexicano de la frontera (Valdés-Perezgasga y Cabrera-Morelos, 2010).

Tal es el caso de algunas localidades en el estado de Zacatecas, donde ha sido necesaria la evaluación de la presencia de metales como mercurio y plomo para así determinar el nivel de riesgo para los ecosistemas y la salud humana (Yarto, 2010).

Debido a la riqueza natural de minerales azufrados de Pb y Ag en la zona, así como a su posterior explotación minera, en la comunidad de Huautla, Morelos, se han identificado grandes cantidades de residuos (colas de flotación) y de material no procesado rico en Pb soluble, la cantidad de residuos depositados en esa zona se estiman en 780 mil toneladas, en las cuales el principal contaminante es el plomo (Velasco-Trejo *et al.*, 2004).

El área que se encuentra en San Francisco del Oro, Chih., presenta sitios con presas de jales, donde los desechos de la industria minera son confinados en un área, que abarcó 3 km lineales en dirección de los vientos dominantes a partir de la fuente de contaminación. En los primeros 5 sitios ubicados dentro de los 1 500 m de distancia a los jales, se presentaron valores de Pb por arriba de los 1000 mg Kg⁻¹ en la parte superficial (Puga *et al.*, 2006).

Para evaluar los contenidos de metales pesados, materia orgánica y nutrientes en la bahía de Chetumal, se determinaron las concentraciones de los metales pesados (Cd, Pb, Hg y As) en sedimentos superficiales. Los contenidos de Pb encontrados en los sedimentos son bastante elevados de acuerdo a la toxicidad de estos metales. La concentración de Pb oscila entre 0.00 a 5.63 mg Kg⁻¹ (González-Bucio, 2008).

PROBLEMA DEL PB EN TORREÓN COAHUILA

En la ciudad de Torreón, Coahuila, se han presentado casos de contaminación por metales, donde se detectaron altos niveles de plomo en sangre humana en la zona circundante a un complejo metalúrgico (Yarto, 2010).

En un estudio de la ciudad de Torreón se descubrió que en muestras de polvo en las cercanías de la empresa siderúrgica Met-Mex Peñoles, había niveles de plomo que iban desde 787 hasta 13,231 µg g (mediana 2,448 µg g), cuando el nivel máximo en los Estados Unidos para considerar que un sitio contaminado ya no lo está según el Súper fondo de limpieza global es de 500 µg g. Cuatro personas, vecinos de la colonia Luis Echeverría presentaron valores muy elevados (45-69 µg dL). (Valdés-Perezgasga y Cabrera-Morelos, 2010).

El problema en la ciudad de Torreón Coahuila es provocado por el plomo, el cadmio y el arsénico, tres elementos altamente dañinos para los humanos. Sin embargo, los estudios, las denuncias y ahora las acciones que se han realizado en torno a este problema tienen como actor principal al plomo. Esto no significa que el plomo sea el más tóxico de los tres elementos de hecho ocurre lo contrario sino a que de los tres es el que ha sido utilizado por la humanidad más ampliamente y por ende es el que causa más problemas y más preocupación en todo el mundo. El envenenamiento por metales pesados se debe al funcionamiento de la cuarta fundidora más importante del mundo, propiedad de la compañía Peñoles, situada en el centro de la ciudad de Torreón. En

otros lugares puede presentarse la contaminación por plomo pero las fuentes emisoras pueden ser distintas (Valdés, 1999).

Además de las emisiones, hay un problema muy grave con las escorias de los procesos de esta planta; desde el inicio de sus actividades éstas se han ido acumulando en un montículo conocido localmente como “el cerro negro”. Dicha empresa es la responsable de emitir altos índices de agentes contaminantes y que a la fecha sigue generando elevados niveles de plomo y cadmio entre otros contaminantes dañinos para el medio ambiente y para la salud de adultos y menores, como parte de los procesos industriales y metalúrgicos que en esa empresa se desarrollan. Por lo anterior, es necesario que la intoxicación que se hace patente en el Municipio de Torreón es grave provocando, en menores graves e irreversibles daños a su sistema nervioso central y periférico, pues se sabe que el plomo como principal causa de intoxicación en Torreón se absorbe por ingestión o por inhalación, este, al contacto con la sangre y niveles altos de plomo se puede provocar encefalopatía e incluso la muerte. Los valores aceptables de plomo en la sangre, aire y suelo son elevados y sobrepasan los valores permisibles en normas internacionales. Estas son tan solo algunas de las graves consecuencias que se generan por las altas emisiones de contaminantes en el municipio de Torreón, por lo que nuestra preocupación es eminente frente a los irreversibles daños ambientales (Cervantes, 2000).

EFEECTO DEL PLOMO EN LA SALUD

El plomo es un elemento que no cumple ninguna función vital en el organismo humano y que resulta tóxico incluso en pequeñas dosis. Puede afectar a casi todos los órganos y sistemas en el cuerpo. El más sensible es el sistema nervioso, tanto en niños como en adultos. Los efectos del plomo en la salud de los niños pueden incluir problemas de comportamiento y de aprendizaje (hiperactividad), crecimiento atrasado, problemas auditivos, dolores de cabeza y daño al cerebro y al sistema nervioso central. Los adultos expuestos al plomo pueden sufrir de problemas reproductivos, presión sanguínea alta, trastornos digestivos, dolor en los músculos y en las coyunturas, problemas de memoria y de concentración y trastornos nerviosos (Matte, 2003).

El plomo se fija a las enzimas y altera la estructura y función de muchas proteínas, interfiriendo así con la acción y la finalidad de muchos tipos diferentes de células del cuerpo. Estos cambios pueden ocasionar daños permanentes a los órganos en crecimiento y en desarrollo, en especial al sistema neurológico de los niños, y es muy difícil revertir los efectos. Penetra en el cuerpo no sólo por vía oral, sino también por las vías respiratorias. Los niños que viven cerca de una fundición de plomo o una planta manufacturera de baterías para vehículos corren el gran riesgo de quedar expuestos a la toxicidad de ese elemento (Buka, 2001).

PLOMO EN EL MEDIO AMBIENTE

Desde hace algunas décadas la importancia del plomo como contaminante ecotoxicológico ha sido bien conocida. Así, el impacto de los metales pesados de origen antropogénico en el medio ambiente, ha sido objeto de estudio en varias investigaciones. El plomo (Pb) se considera un contaminante ecotoxicológico ya que su uso provoca contaminación ambiental y exposición en humanos. La principal vía de biodisponibilidad son el suelo y el polvo, donde se concentra y por medio del cual ingresa a los organismos. El manejo inadecuado de materiales con plomo ha sido causante de numerosos problemas ambientales en todo el mundo; sin embargo, no todo el plomo del suelo presenta el mismo grado de movilidad o biodisponibilidad. La distribución química del plomo en el suelo depende del pH, de la mineralogía, textura, materia orgánica así como de la naturaleza de los compuestos de plomo contaminantes. El suelo es uno de los mayores reservorios en los cuales se acumula la contaminación ambiental (Alloway, 1995).

Más del 90% de la contaminación ambiental producida es retenida en las partículas de suelo y cerca del 9% es interceptada en los sedimentos acuáticos. Particularmente, 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, 1999).

En virtud de que los elementos contaminantes pueden estar presentes en el suelo de manera natural y en ocasiones en concentraciones tales que pueden representar un riesgo para la salud de la población humana o de los ecosistemas, es importante establecer criterios para determinar la contaminación antropogénica en suelos y en su caso las concentraciones de remediación. Existen límites máximos permisibles para suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Cuando al menos una de las concentraciones de estos elementos se encuentre por arriba de los límites máximos permitidos es necesario implementar acciones de remediación (Cuadro 1).

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

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

PROY-NOM-147 SEM ARNAT/S SA1-2004.

FITORREMEDIACIÓN

La estrategia de fitoremediación puede ofrecer enfoques adecuados para la descontaminación de suelos, el agua, y el aire contaminado por metales traza, así como las sustancias orgánicas. La hiperacumulación de metales pesados por las plantas superiores es un fenómeno complejo. Se trata de varios pasos, tales como: (a) el transporte de metales a través de la membrana plasmática de células de la raíz, (b) la carga del xilema y el traslado, y (C) la desintoxicación y el secuestro de los metales en toda la planta y los niveles celulares. La mayoría de los metales pesados tienen una baja movilidad en el suelo, y no son fácilmente absorbidos por las raíces de las plantas (Xiaoe-Yang *et al.*, 2005).

La fitoremediación es el uso de plantas que comienza con la remediación substancial seleccionando contaminantes en suelos, lodos residuales, sedimentos, agua de proceso, aguas de agricultura y agua residual contaminadas. Se utilizan una variedad de procesos biológicos de plantas y las características físicas de las plantas que se colocaran en el sitio de remediación. La fitoremediación ha sido utilizada como una remediación verde, remediación-botánica, agro remediación y remediación vegetativa. La fitoremediación es un proceso de continuidad, que con los diferentes procesos ocurren diferentes degradaciones para diferentes condiciones, medios contaminantes y plantas. La fitoremediación requiere unos procesos complejos estos deben presentar su ocurrencia, con las plantas seleccionadas que bajo estos procesos suceda la manifestación del crecimiento de la planta en el lugar contaminado. La fitoremediación se prefiere utilizarla como una alternativa responsablemente ecológica a comparación de métodos de remediación física recurrentemente practicados que destruyen el medioambiente (Pivetz. 2001, Alkorta *et al.*, 2004).

La revegetación sucesiva de sitios iguales pueden ser llevadas a cabo por la implementación de estas prácticas modificando el enraizado de la planta reduciendo la compactación del medio, mejorando la capacidad de retención de agua y drenaje, e incremento de nutrientes (especialmente N y P) sosteniendo y/o para usarlas en especies de plantas que son tolerantes a las condiciones de estrés presentes en algunos suelos (Evanylo. *et al.*, 2008).

La curva de dosis respuesta generaliza dos aspectos de los diferentes metales que participan en el crecimiento de la planta. Los iones de metal pueden volverse tóxicos al exceder las concentraciones con lo que el metal causa desordenes específicos para algunas variedades y especies de plantas y eco tipos, esto se relaciona con las propiedades de los metales. Pero en ciertos casos, las plantas que tienen una habilidad de acumular Zn, Ni y Cd en exceso de 1, 0.1 y 0.01 % en su materia seca, respectivamente son consideradas como híper acumuladoras de estos metales. Las híperacumuladoras de metales cuentan con un alto potencial para poder ser usadas en la limpieza de suelos contaminados con metales tóxicos (Sharma y Dietz, 2006).

La fitoremediación es el uso de plantas y asociación de microbios para limpiar el medio ambiente. Esta tecnología toma el uso de los procesos que ocurren en la naturaleza para con las plantas y la flora de microorganismos de la rizosfera degraden y secuestren contaminantes orgánicos e inorgánicos. La fitoremediación es una tecnología eficiente para limpiar una variedad de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Los contaminantes inorgánicos pueden ser fitorremediados incluyéndole a la planta macronutrientes como lo son nitratos y fosfatos, las plantas absorben los elementos traza como Cr, Cu, F, Hg, Se, Pb, V y W. La fitorremediación ha ganado popularidad con agencias gubernamentales e industrias en los pasados 10 años (Pilon-Smits, 2005).

Se tiene a demostrar que es uno de los mejores métodos sucesivos in situ para la inmovilización de metales pesados, siendo efectivo reduciendo el peligro para la flora, fauna y población humana (Nwachukwu y Pulford, 2009).

La ciencia de la fitoextracción en un término tecnológico extenso, es imperativo tener mínima resistencia a emplear la fitoremediación en actividades económicas viables y socialmente aceptables para la descontaminación. Las plantas industriales, empresas de energía o empresas para la producción de bio-diesel, son mayormente las primeras candidatas con plantas de fitoextracción (Kos. *et al.*, 2003).

Casi siempre, aplicar micorrizas pueden impactar en las plantas causando tolerancia al plomo, lo cual sigue siendo menos conocido (Chen. *et al.*, 2005).

Una de las estrategias de fitoremediación de metales contaminantes del suelo es la fitoextracción, ejemplo realizando absorción y remoción del sitio. Otra aplicación de fitoremediación es la fitoestabilización donde las plantas son usadas para minimizar la

movilidad del metal contaminante en los suelos. Los metales pueden causar severa fitotoxicidad, y muchos de estos metales causan poderosas fuerzas para la evolución de tolerancia en las poblaciones de plantas. Por lo tanto, es posible identificar especies de plantas tolerantes a metales en la vegetación natural de sitios del campo que están contaminados con varios metales pesados (Yoon *et al.*, 2006).

El deterioro del balance planta-agua es una de las consecuencias de la exposición a metales pesados (Sharma y Dietz, 2006).

Así lejanamente, el Mn no tiene toxicidad beneficiando adecuadamente las investigaciones en comparación con Cd, Cu, Hg, Pb y Zn. Bajo condiciones naturales, los minerales de Mn están generalmente acompañados con Pb, Cd, Zn, Ni, Co y Fe, y la extracción de Mn acarrea inevitablemente plomo o liberar más de los metales tóxicos en el medio ambiente (Li y Yang, 2008).

La viabilidad del Zn, la cual es requerida en cantidades similares a la del Fe, son obstáculos que restringen la viabilidad de algunos de los metales que son susceptibles de ser fitorremediados, para el plomo particularmente, es limitada. Posiblemete, los mecanismos asignados en la adquisición de fosfatos contribuya a incrementar la viabilidad de ciertos micronutrientes. Pero la acidificación de la rizosfera y la exudación de carboxilatos son consideradas herramientas potenciales para promover la acumulación de metales. Los metales son capturados por las células de la raíz, posterior a su movilización (Clemens *et al.*, 2002, Prieto-Méndez *et al.*, 2009).

La fitorremediación y biosorción son dos técnicas de tratamiento que están siendo muy usadas para mitigar o resolver estos problemas (Sampanpanish *et al.*, 2007).

El manejo sucesivo de este 'corredor verde' suele depender en la inmovilización de elementos traza inmóviles presentes en los suelos afectados. (Madejon *et al.*, 2002).

FITORREMEDIACIÓN CON ZACATE BALLICO.

La concentración de Pb en raíces y tallos de las especies *T repens* y *L perenne* son pobres en comparación con la alta cantidad de micorrizas. La inoculación de *micorrizas* afecta significativamente la absorción de Pb en las plantas. La concentración de Pb en ambos tallos y raíces de las cinco especies de plantas fue significativamente alta en los puntos con *micorrizas* inoculadas en comparación con las plantas sin

inoculación de *micorrizas* para ambas concentraciones de Pb respectivamente 300 y 600 mg Kg⁻¹ (Chen *et al.*, 2005).

El potencial tóxico de las concentraciones de Zn, Cu, Cd, Pb se presentó en los tejidos aéreos de *Lolium perene* determinado para el primer y último corte de cada tratamiento con zacate ballico. Las concentraciones de cadmio y plomo fueron detectadas bajo los límites en las partes aéreas de *Lolium perene* (Torri y Lavado, 2009).

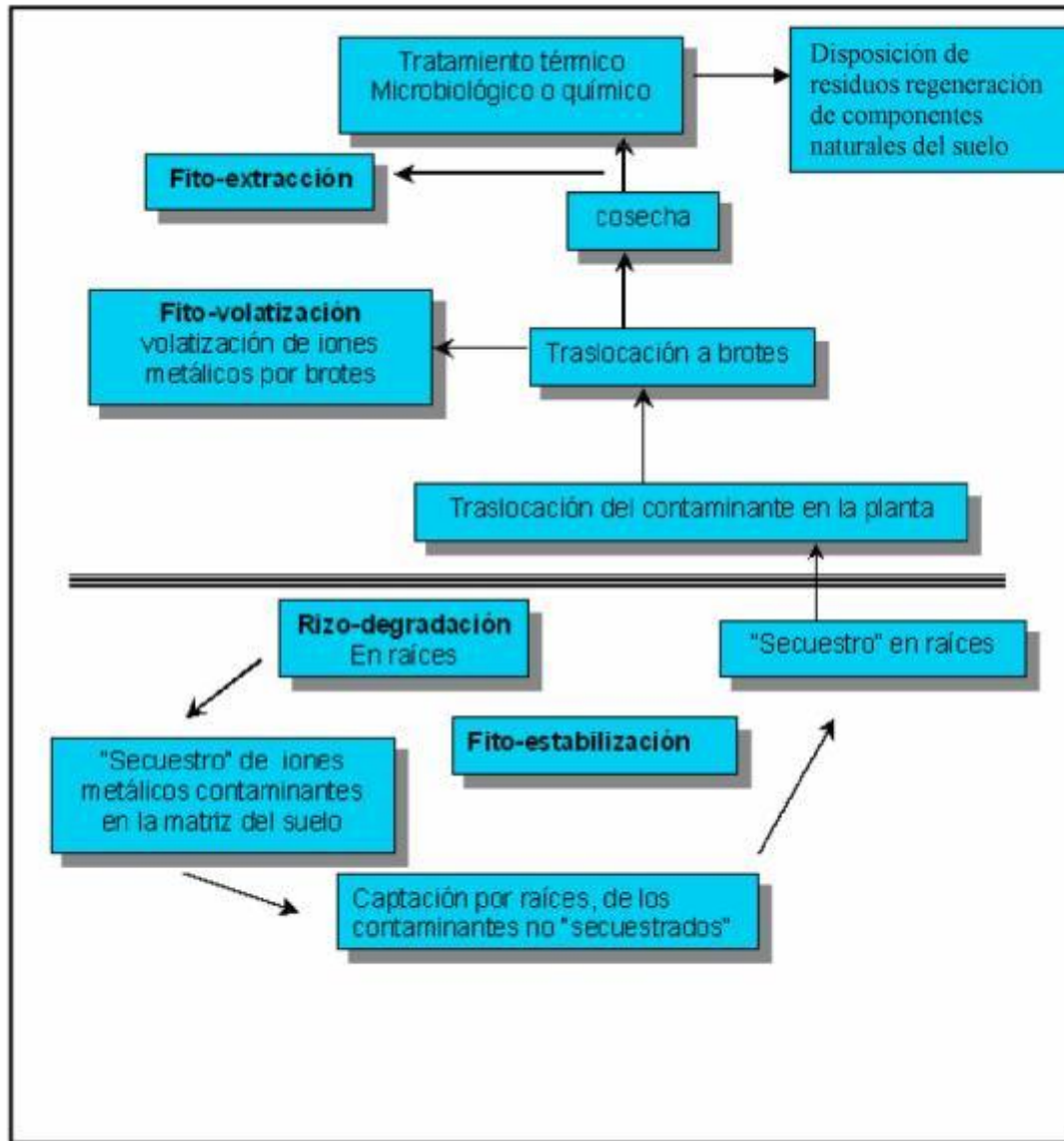
La absorción de metales por zacate ballico en un suelo con composta presento una reducción significativa en la absorción de Pb dentro de las hojas a comparación del testigo. La concentración de Pb en las hojas del zacate ballico que crecía en el suelo no enmendado fue de 55 mg Kg⁻¹, pero esta fue reducida a 40 mg Kg⁻¹ cuando se le aplicó una ración de 1 % de composta, 25 mg Kg⁻¹ con 10 % de composta, y cerca de 20 mg Kg⁻¹ cuando se adiciona 20 % de composta (Nwachukwu y Pulford, 2009).

Los valores de As, Cd, Cu, Pb y Zn en la materia seca observados para zacate ballico en condiciones experimentales (en mg Kg⁻¹) resultaron relativamente bajas, excepto para Zn (32.7+-0.2) y en suelos con concentraciones relativamente bajas aun para Pb (máxima de 334 mg Kg⁻¹) (Madejon *et al.*, 2001).

Las concentraciones de Pb en las raíces de zacate ballico en suelos sin composta tienen una concentración asegurada de 2748 mg Kg⁻¹, pero esta fue reducida en una cantidad asegurada de 2481 mg Kg⁻¹ con la aplicación de 1 % de composta en solución verde. Con 20 % de composta aplicada se observó una reducción significativa del Pb en las raíces (Nwachukwu y Pulford, 2009).

En *R. sativus*, *L. sariva* y *Lolium perenne* (ryegrass perene) la actividad de los iones libres fue medida con una mejor absorción del Cu en las plantas a comparación con el Cu total extraído con CaCl₂, que se encuentra en un suelo urbano con alta contaminación. Por ejemplo, 60 % del Cu en las raíces de *Lolium multiflorum* (ryegrass Italiano) y *T. pratense* fue ligado por la pared celular y la membrana plasmática (Reichman, 2010).

Figura 1. Esquema general de la descontaminación de iones metálicos en un proceso natural de fitorremediación



Fuente: Singh *et al.*, 2003.

FITOEXTRACCIÓN

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). Esta técnica se encuentra todavía en su etapa inicial de investigación y de desarrollo, El número de pruebas de campo realizadas hasta la fecha es no obstante pequeña (Brown *et al.*, 2003), y está surgiendo como un método de rehabilitación atractivo debido a su simplicidad además su costo es relativamente bajo.

Entre las metodologías de limpieza para suelos contaminados por metales pesados, la técnica de fitoextracción a través de los tejidos de las plantas, presenta ventajas ecológicas y económicas. Esta opción de limpieza depende principalmente, de las condiciones del suelo y de la planta acumuladora (Pulfort y Watson, 1993). 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).

PLANTAS HIPERACUMULADORAS DE METALES PESADOS

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

Una definición propone que si una planta contiene más de 0.1% de Ni, Co, Cu, Cr y Pb o 1% del Zn en sus hojas sobre una base del peso seco, ésta puede ser llamada una “hiperacumuladora”, independientemente de la concentración del metal en el suelo (Robinson *et al.*, 2003).

Las primeras plantas hiperacumuladoras caracterizadas son miembros de las familias *Brassicaceae* y *Fabaceae*. El gran interés despertado por las plantas hiperacumuladoras, especialmente para destoxificar un ambiente contaminado, obliga también a resolver otros problemas relativos a otras disciplinas, hace hincapié en ello y destaca que, cuando se intensifique la investigación conjunta de diversos campos como botánica, fisiología vegetal, agronomía, química y genética, probablemente se inicie un brillante futuro para la fitorremediación. El entorno de las plantas hiperacumuladoras revela la necesidad de impulsar mayores conocimientos multidisciplinarios que aumenten la rentabilidad y eficacia de dichas plantas: sus aplicaciones son interesantes en muchas áreas, y particularmente importantes en la protección del ambiente (Cuadro 2) (Lasat, 2002).

Cuadro 2. Número de plantas hiperacumuladoras de metales en el mundo

Metal	Número de taxones	Número de familias
Arsénico	2	1
Cadmio	2	1
Cobalto	26	11
Cobre	35	15
Plomo	14	7
Manganeso	9	5
Níquel	317	37
Selenio	20	7
Zinc	13	5

(Basado en registros de Reeves & Baker 2000).

INVESTIGACIONES SOBRE LA FITORREMEDIACIÓN

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). 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).

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, representado estos valores el 43 y 7 % de estos metales en un suelo agrícola, respectivamente (Lombi *et al.*, 2001).

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

SUELOS SALINOS

El término “salino” se aplica a todos aquellos suelos cuya conductividad del extracto de saturación es mayor que 4 mmhos/cm. A 25° C, con un porcentaje de sodio intercambiable menor a 15%. Generalmente el pH es menor de 8.5. Casi siempre se reconocen los suelos salinos por la presencia de sales blancas de sal en su superficie. La salinidad de un suelo puede ocurrir cuando éste tiene un perfil característico y plenamente desarrollado, o cuando posee material edáfico no diferenciado como en el caso de un aluvión. Las características químicas de los suelos salinos quedan determinadas principalmente por el tipo y cantidad de sales presentes. El sodio rara vez representa más de la mitad del total de los cationes totales solubles y por lo tanto, no es absorbido en forma importante. Los aniones principales son el cloruro, el sulfato y a veces el nitrato. Pueden presentarse también pequeñas cantidades de bicarbonato, pero invariablemente los carbonatos solubles casi no se encuentran. Los suelos salinos

casi siempre se encuentran floculados debido a la presencia de un exceso de sales y a la ausencia de de cantidades significantes de sodio intercambiable.

En consecuencia, la permeabilidad es igual o mayor a la de suelos similares no salinos. (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A. 1982).

Se considera que un suelo es salino cuando la concentración de sales solubles - principalmente cloruros y sulfatos y, en casos extremos, nitratos de sodio, calcio y magnesio- en la zona de raíces alcanza niveles demasiado altos para el crecimiento y producción óptimos de las plantas. Los suelos salinos se desarrollan preferencialmente en aquellas regiones donde las lluvias son insuficientes para recuperar las pérdidas de agua causadas por la evapotranspiración, condición en la cual se favorecen los procesos de concentración y precipitación de minerales en ausencia de un régimen de lavado también se pueden desarrollar en condiciones húmedas, bajo condiciones de alta demanda evaporativa, nivel freático superficial y actividad humana (García, 2003).

Otra característica de un suelo salino es que en época de “secas” presentan dureza y costras blancas en la superficie del mismo lo que trae como consecuencia un efecto negativo sobre la vegetación y por ende sobre las poblaciones microbianas en los suelos (Churchman *et al.*, 1993).

La salinidad de los suelos en algunas de sus manifestaciones ha sido la causante, en mayor o menor grado, de la reducción en la capacidad productiva de los suelos de muchas regiones del mundo. La salinidad es común en las regiones áridas y semiáridas en donde la evapotranspiración excede a la precipitación y es necesario recurrir a la irrigación para satisfacer las necesidades de agua de los cultivos. Cuando las sales solubles se concentran en el perfil del suelo y exceden ciertos límites, se producen condiciones que afectan el crecimiento normal de las plantas; sus efectos son diversos y la intensidad de los mismos depende de la cantidad y tipos de sales predominantes, de factores del suelo, del clima, del régimen de lavado y del drenaje (García, 2003).

FACTORES QUE CONTRIBUYEN A LA FORMACIÓN DEL SUELO SALINO

Los factores que tienen mayor influencia en la formación de los suelos salinos son: topografía, actividad biológica, condiciones climáticas, procesos geomorfológicos de sedimentación, erosión, redistribución de materiales, así como cambios en la hidrología superficial y subterránea, además, los disturbios humanos tales como: la labranza, el riego con agua de mala calidad y la fertilización química (Matson, 1997).

FUENTES DE SALES SOLUBLES

Las sales solubles del suelo consisten principalmente en varias proporciones de los cationes de sodio, calcio y magnesio y de los aniones cloruro y sulfato; y nitrato, se encuentra generalmente en cantidades menores. La fuente original y en cierto modo la más directa de la cual provienen las sales antes mencionadas, son los minerales primarios que se encuentran en los suelos y en las rocas expuestas de la corteza terrestre. Los suelos salinos generalmente se encuentran en áreas que reciben sales de otras localidades, siendo el agua el principal factor de acarreo. Las aguas actúan como fuente de sales cuando se usan para riego y pueden también agregar sales al suelo bajo condiciones naturales, cuando inundan las tierras bajas o cuando el agua subterránea sube hasta muy cerca de la superficie (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A. 1982).

Todas las formas de salinidad reducen la productividad de los suelos y afectan la producción de la gran mayoría de las especies agrícolas de importancia económica para la producción de alimentos, combustibles o fibras. Esto hace que sea de mayor importancia un manejo que considere el uso de prácticas económicas que hagan posible un manejo sostenible; para ello es necesario tener en cuenta aspectos tales como la respuesta o la capacidad de adaptación de los cultivos a la salinidad y el uso de materiales de enmiendas de bajo costo y fácil consecución tales como residuos o subproductos industriales o agrarios. Antes de iniciar los procesos de recuperación es indispensable y prioritario realizar una caracterización adecuada del problema de sales, y es de fundamental importancia, la evaluación de la calidad de agua para riego con

una predicción acertada del efecto posible que su uso pueda causar en el cultivo y en el suelo (García, 2003).

EFEECTO DE LAS SALES SOBRE LOS SUELOS

La salinidad en los suelos es un problema para la agricultura del mundo, siendo el factor que más limita la productividad de los cultivos (Gouia *et al.*, 1994). Las sales tienen efectos adversos sobre las propiedades físicas y químicas, y sobre los procesos microbiológicos del suelo. Los suelos afectados por sales representan cerca del 15% de las tierras áridas y semiáridas del mundo, y además representan 40% de las tierras irrigadas (Serrano y Gaxiola, 1994).

El efecto de las sales sobre un suelo depende de muchos factores. Entre los principales se tiene el tipo y cantidad de arcilla, la fuerza iónica de la solución del suelo y del tipo de cationes intercambiables presentes en ella. Los procesos de evapotranspiración mayores que la precipitación privilegian la concentración creciente de la solución del suelo y el ascenso de las sales a la superficie por capilaridad, lo que da lugar a los parches o calvas salinas en las cuales solo plantas muy especializadas pueden sobrevivir debido al efecto osmótico de las sales acumuladas. Entre mayor sea la concentración de sales mas negativo será el potencial osmótico y menor el potencial del agua del suelo; como el agua se mueve de aquellas regiones en donde la energía libre es mayor a las de menor energía libre, en un suelo salino con poca humedad el movimiento de agua será del interior de los tejidos vegetales o microbianos hacia el exterior, lo que implica plasmolisis celular, marchitez y muerte (García, 2003).

Un exceso de sales solubles en el suelo, sobre todo de Na, reduce el poder de infiltración, puesto que estas sales actúan mediante presión osmótica, frenando la absorción tanto del agua como de otros iones presentes en el suelo. Como consecuencia de esta reducción de infiltración, la estructura del suelo se degrada, disminuyendo considerablemente la capacidad del mismo para mantener la cubierta vegetal (Seoáñez, 1999).

EFEECTO DE LAS SALES SOBRE LAS PLANTAS

El efecto más importante que limita la producción y el crecimiento de las plantas, además de tener un efecto negativo en la germinación de las semillas es el estrés salino del ambiente y la sequía. Estos son los factores más serios, ya que los efectos de la salinidad afectan a más del 40 % de las áreas de riego, especialmente en las zonas de mayor producción en el mundo (Serrano y Gaxiola, 1994).

Los efectos de la salinidad sobre la relación del agua en la planta, el desbalance nutricional, y la toxicidad de los iones, son responsables de la inhibición de su crecimiento y como consecuencia de la disminución de la productividad (McKenzie y Leshen, 1994).

La planta extrae agua del suelo ejerciendo una fuerza de absorción mayor que aquella que retiene el agua en el suelo. Si no puede hacer suficientes ajustes internos y ejercer suficiente fuerza no puede extraer agua en cantidades apropiadas para sus necesidades y sufrirá estrés de agua; esto pasa cuando el suelo se seca demasiado, o cuando se acumulan sales que reducen su disponibilidad para el cultivo. Si el agua contiene sales, la planta requiere más energía para absorber la misma cantidad que cuando esta libre de ellas. El efecto acumulativo trae como consecuencia una reducción importante en el agua aprovechable para el cultivo a medida que aumenta la salinidad la reducción del crecimiento, daño en los tejidos y necrosis son síntomas típicos del efecto de sales (García, 2003).

La salinidad del medio puede inhibir el crecimiento vegetal, tanto mediante perturbaciones en el balance de agua, como mediante la reducción de la turgencia, así como el agotamiento de la energía requerida para el metabolismo. Estas perturbaciones pueden estar generadas tanto por dificultad en la captación o transporte de agua dentro de la planta, como por efectos tóxicos ocasionados por un exceso de iones minerales en los tejidos (Ramos, 2000).

Los efectos nocivos de las sales sobre las células de las plantas tienen dos componentes principales plantas: el estrés osmótico y la toxicidad de los iones. El componente osmótico no es específico del NaCl, es el resultado de la deshidratación y la pérdida de turgencia por los solutos externos. El estrés osmótico también resulta de la desecación y además es un componente común de sequía y estrés salino (Tarafdar y Rao, 1997)

SUELOS SÓDICOS

Poseen más de un 15% de sus sitios de intercambio ocupados por iones de Na^+ , pero son pobres en sales solubles. Esta combinación da lugar a una dispersión de los coloides y a un pH por encima de 8.5, la elevación de pH resulta de la presencia de iones de Na^+ en la solución del suelo, el ion representa más del 15% del total de los cationes (Bratos *et al.*, 1986).

Los suelos sódicos son los mas difíciles de restaurar y los que menor probabilidad ofrecen de compensar el tiempo, el dinero y el esfuerzo empleados. El problema consiste en que el alto porcentaje de sodio degrada las condiciones físicas y esta última dificulta la distribución de la enmienda en el perfil del suelo. El procesote lavado es extraordinariamente lento debido a la baja permeabilidad, sin embargo, el esfuerzo de restauración puede hallarse justificado si existe bastante diferencia entre el precio de compra de los suelos sódicos y los que ya son aptos para el cultivo. El drenaje y las enmiendas son esenciales para la restauración de los suelos sódicos. (Cepeda, 1991).

El mantenimiento de la estabilidad del suelo es un factor importante en la agricultura poca estabilidad en los agregados, dispersión de las arcillas y baja conductividad hidráulica son problemas que en suelos de regiones áridas están agravados por condiciones químicas tales como la acumulación de sales sódicas. El efecto negativo del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) sobre las propiedades físicas del suelo depende de varios factores entre lo cuales la presencia de sales en la solución del suelo, la textura, el tipo de arcilla y la conductividad eléctrica del agua de riego (Sumner, 1995).

En estos suelos el sodio, puede provocar consecuencias indeseables tanto para el suelo como para la planta, desde la disminución de la conductividad hidráulica del suelo, hasta el aumento de la presión osmótica de la solución del suelo, con los consecuentes problemas asociados a cada cultivo. La respuesta de las plantas al Na intercambiable varía dependiendo de la especie y de las condiciones de salinidad y sodicidad la concentración de Na en la solución del suelo puede alcanzar niveles desproporcionalmente altos en relación con el K y la raíz debe enfrentarse a las altas concentraciones de Na y altos potenciales osmóticos (García, 2003).

El subsuelo de los suelos sódicos es muy compacto, húmedo y pegajoso; además forma columnas de suelo con capas redondeadas. La sodicidad o alcalinización se desarrolla cuando en la solución del suelo existe una concentración elevada de sales sódicas capaces de sufrir hidrólisis alcalina, de tipo carbonato y bicarbonato de sodio. Los suelos sódicos generalmente mantienen una pobre relación suelo-agua-aire la cual afecta el crecimiento de las plantas y hace dificultoso el laboreo del suelo tanto en condiciones de alta humedad como de sequía. Bajo condiciones de alto pH, exceso de sodio intercambiable y baja concentración de electrolitos, las arcillas tienden a dispersarse produciendo costras superficiales que reducen la infiltración del agua y restringen el establecimiento y crecimiento de las plantas (Costa *et al.*, 1999).

La composición salina del agua de riego y las características del suelo son factores determinantes en la sodicidad de los suelos, ya que aguas con altos contenidos de carbonatos de sodio, carbonatos de calcio y magnesio presentan elevado riesgo de generar sodicidad (Chhabra, 1996). Excesivo sodio intercambiable en el suelo asociado con pHs mayores de 8,4 afectan las condiciones físicas de los suelos, perjudicando el movimiento del agua y del aire y consecuentemente el crecimiento de las plantas (Gupta y Abrol, 1990).

SUELOS SALINO-SÓDICOS

Los suelos salinos sódicos son aquellos suelos cuyo extracto de saturación tiene una conductividad mayor de 4 dS/m a 25°C y un contenido de sodio intercambiable mayor de 15%. El pH puede ser o no mayor de 8.5. Este tipo de suelos se forma como resultado de los procesos combinados de salinización y acumulación de sodio. Siempre que contengan un exceso de sales, su apariencia y propiedades son similares a las de suelos salinos (Bratos *et al.*, 1986).

Este tipo de suelos se forma como resultado de los procesos combinados de salinización y acumulación de sodio. Siempre que contengan un exceso de sales, su apariencia y propiedades son similares a los suelos salinos. Cuando hay exceso de sales el pH raramente es mayor de 8.5 y las partículas permanecen floculadas. Si el exceso de sales solubles es lavado, las propiedades de estos suelos pueden cambiar notablemente, llegando a ser idénticas a los de los suelos sódicos. A medida que la concentración de sales disminuye en la solución, parte del sodio intercambiable se hidroliza para formar hidróxido de sodio que a su vez puede cambiar a carbonato de sodio. En cualquier caso el lavado de un suelo puede hacerlo mucho más alcalino pH mayor de 8.5, las partículas se dispersan y el suelo se vuelve desfavorable para la entrada de agua y para las labores de labranza. El manejo de los suelos salino sódicos sigue siendo un problema hasta que se elimina el exceso de sales y de sodio intercambiable de la zona del cultivo y se restablece las condiciones físicas del suelo (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A. 1982).

ACUMULACIÓN DE SODIO INTERCAMBIABLE EN LOS SUELOS

Las partículas del suelo absorben y retienen cationes a consecuencia de las cargas eléctricas que existen en la superficie. Una vez que los cationes adsorbidos se han combinado químicamente con las partículas del suelo, pueden ser reemplazados por otros cationes. Los cationes de sodio, calcio y magnesio son rápidamente intercambiables. Otros cationes como el potasio y el amonio pueden quedar retenidos en determinada posición sobre las partículas del suelo, de manera que se intercambian

con gran dificultad, diciéndose entonces que se han fijado. El calcio y el magnesio son los principales cationes que se encuentran en la solución del suelo. Cuando en estos suelos se acumula un exceso de sales solubles, generalmente es el catión sodio el que predomina en la solución del suelo y, en esta forma, el sodio puede ser el catión predominante al cual está sujeto el suelo, debido a la precipitación de los compuestos de calcio y magnesio. A medida que la solución del suelo se concentra más a consecuencia de la evapotranspiración del agua y su absorción por las plantas, los límites de solubilidad del sulfato y carbonato de magnesio casi siempre se exceden, por lo cual se precipitan, causando el correspondiente aumento en las proporciones relativas de sodio. En general, más de la mitad de los cationes solubles debe ser sodio, antes de que sean adsorbidas cantidades de importancia por el complejo de intercambio, sin embargo, en algunas soluciones de los suelos salinos, prácticamente todos los cationes son sodio, por lo que es el catión adsorbido predominantemente (Laboratorio de Salinidad de los E.U.A. 1982)

MATERIALES Y MÉTODOS

CARACTERÍSTICAS GENERALES

El experimento se llevó a cabo en el área experimental del Departamento de suelos de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro en la Unidad Laguna.

La Región Lagunera se encuentra ubicada en los meridianos 102°22' y 104°47' longitud Oeste, y los paralelos 24°22' y 26°23' latitud Norte.

La altura media S.N.M es de 1,139 m.

Características Ecológicas del Sitio

Según la clasificación de Koppen modificado por García (1981): Clima seco desértico o estepario cálido con lluvias en el verano e inviernos frescos.

Precipitación pluvial = 258 mm.

Temperatura media anual = 22.1 °C, con rangos de 38.5 como media máxima y 16.1 como media mínima.

La evaporación anual media aproximadamente es de 2,396 mm.

La presencia de las heladas se presentan de noviembre a marzo y raras veces en octubre y abril. Mientras que la presencia de granizadas se da entre mayo y junio.

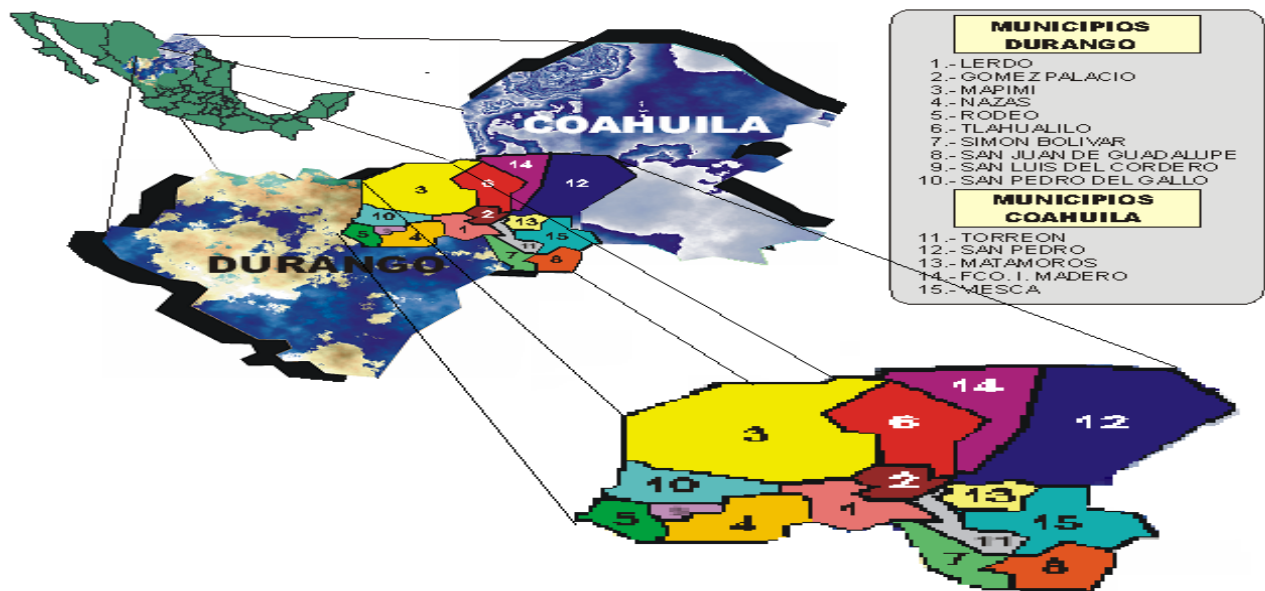


Figura 2. Mapa de localización del sitio experimental

MATERIALES

Suelo

El suelo empleado fue colectado en terrenos de la empresa Met Méx Peñoles, S.A de C.V de Torreón Coahuila. Contiene menos de uno por ciento de materia orgánica (M.O) y los valores de conductividad eléctrica y está altamente contaminado con plomo y otros elementos (Cuadro 3).

Acondicionadores

Se utilizaron los siguientes sustratos físicos para mejorar la estructura del suelo. Estos tienen diverso origen, son comúnmente utilizados para este propósito, por sus características físicas y químicas.

- > Estiércol de bovino
- > Lombricomposta
- > Perlita
- > Peat most

Planta

Se utilizo el zacate ballico están tomando notable importancia en la agricultura mexicana como cultivos para cosecha de forraje verde de buena calidad, además de ofrecer cualidades para mejorar el suelo donde son establecidos y de proporcionar una defensa contra la erosión del suelo; sin embargo, su principal uso es como forraje a través del pastoreo. Para pastos temporales, suele sembrarse solo o en combinación con otras gramíneas como la avena, o leguminosas como el Trébol Alejandrino, Ebo o Veza y para mejorar la producción de la pradera o incrementar el valor nutritivo de los forrajes (Ramos González *et al.*, 2000).

METODOLOGÍA

Los parámetros, resultados y métodos utilizados para analizar física y químicamente el suelo (cuadro No. 3).

Cuadro 3. Características físicas y químicas del suelo utilizado.

	Resultado	Método
Textura	Arena 58% Limo 22 % Arcilla 19%	Hidrómetro de Bouyoucos
Densidad aparente	1.47 g/cm	Probeta
pH H ₂ O	7.4	Relación agua-suelo 2-1
Conductividad eléctrica	6.0 dS/m	Extracto de saturación
Materia orgánica	1.34 %	Walkley- Black
Plomo total	7428 mg/kg	PRO Y-NOM-147 SEMARNAT/S S A1-2004.
Sodio intercambiable	2.609 meq/100g	Acetato de amonio
PSI	20.54 %	Calculado
Plomo soluble	0.30 mg/kg	Relación 1:5 suelo agua
Plomo extractable	11 mg/kg	Acetato de amonio
Magnesio total	4,000 mg/kg	Digestión con HNO ₃
Calcio total	39,667.6 mg/kg	Digestión con HNO ₃

Procedimiento del experimento

Para el establecimiento del presente trabajo se utilizaron 15 macetas de poliuretano, con 900g de suelo cada una. A las macetas se les colocó en la base un plato de poliuretano, para evitar la lixiviación del Pb. Se aplicaron 100g de estiércol, lombricomposta, perlita, peat most, la siembra se realizó depositando 1.5g de semilla de zacate ballico por maceta. Durante el desarrollo del mismo se llevaron a cabo las siguientes prácticas con la finalidad de que el ballico aplicando los siguientes valores.

Riegos

El riego de las macetas para su mantenimiento se realizó con un aspersor, llenándolo con el agua cercana al invernadero, el agua se aplicó con baja intensidad durante la primera semana para no afectar la siembra de las semillas, posterior a la germinación de las semillas se regó con moderación a un volumen de 200 ml cada ocho días. Este procedimiento se siguió realizando hasta el final del experimento.

Temperatura del medio ambiente.

Se tomara solo una lectura de la temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$), cada 8 días durante el desarrollo del experimento, usando un termómetro de alcohol marca Baxters Better Seeds el cual se colocara en la parte más alta y cercana al área de estudio.

Muestras de suelo pretratamiento.

De la porción más homogénea del suelo contaminado se procedió a recolectar solo una muestra, colocándola en una bolsa de plástico para mantenerla inalterada hasta el laboratorio. Para evitar el contacto directo con la muestra contaminada se emplearon guantes.

Descripción de los Tratamientos

El trabajo se distribuyó de acuerdo a un Diseño Experimental Completamente al Azar, con cinco tratamientos y tres repeticiones. Se efectuó una comparación numérica de las medias. En el cuadro 3 se presenta la distribución de los tratamientos.

Cuadro 4. Distribución de los tratamientos

Tratamientos	Aplicaciones
T1	900 g de suelo contaminado con Pb y 100 g de estiércol
T2	900 g de suelo contaminado con Pb y 100 g de
T3	900 g de suelo contaminado con Pb y 100 g de perlita
T4	900 g de suelo contaminado con Pb y 100 g de peat most
T5	1000 g de suelo contaminado con Pb

VARIABLES EVALUADAS

Para estudiar el comportamiento de los tratamientos aplicados se evaluaron las siguientes variables.

Salinidad

Para analizar la evaluación de esta variable, se realizó antes y al final del ciclo, tomando dos muestras de cada tratamiento con 100g de suelo c/u al cual se le agregaron 100 ml de agua destilada, se dejó reposar y luego se tomó la lectura con la ayuda de un conductímetro calibrado.

Acumulación de Pb en Tejido

En esta investigación se consideró como variable principal la acumulación de Pb en tejido vegetal, ya que integra tanto el grado de absorción del metal por las plantas, así como el efecto negativo que las concentraciones excesivas del metal puede tener sobre la producción de materia seca. Para el estudio de esta variable, se realizaron dos cortes uno a los 30 días y el otro a los 60 después de la germinación de la planta. Se procedió a colocarlos en bolsas de papel, para que se secaran, posteriormente se prepararon para el análisis de Pb.

Altura de plantas.

Para obtener la altura dominante de las plantas, se empleó una regla graduada en centímetros. Se tomó al azar la altura de cada tratamiento por número de repetición, desde la base de las plantas hasta el ápice, esto con el fin de obtener la altura promedio de cada unidad biológica experimental. Este método se realizara cada 8 días durante el desarrollo del experimento.

Porcentaje de Sodio Intercambiable

En esta variable, se tomo una muestra de cada tratamiento y de cada repetición y posteriormente se analizaron en el laboratorio.

Pb en Suelo

Esta variable, se examinó mediante la metodología del PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004, antes y después de la prueba de fitoextracción. El cual consistió en tomar 1g de suelo de cada tratamiento y de cada repetición, se le aplico 10 ml de HNO₃, después se calentó en una parrilla, se filtro y posteriormente se aforo para tomar la lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica.

Temperatura del medio Ambiente

Se tomara solo una lectura de la temperatura ambiente (°C), cada 8 días durante el desarrollo del experimento, usando un termómetro de alcohol marca Baxters Better Seeds el cual se colocara en la parte más alta y cercana al área de estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El propósito del presente trabajo es evaluar dos agentes quelatantes en el cultivo del zacate ballico para ayudar a la extracción de Pb y otros metales de un suelo contaminado por actividad industrial intensa y de esta manera llevar a cabo una fitorremediación con este tipo de planta. El experimento se estableció, sin embargo, en la superficie del suelo en la maceta, se presentó una “costra” oscura muy compacta lo cual provocó disminución en la germinación y también en el crecimiento del vegetal.

Salinidad del Suelo

El suelo se caracterizó en lo referente a su contenido de sales, PSI y pH, en base a los problemas observados anteriormente.

De acuerdo a los valores determinados en el Cuadro 4, se clasificó como un suelo salino-sódico ya que tiene un porcentaje de sodio intercambiable > 15, una conductividad eléctrica > de 4 dS/m y un pH < de 8.5 (Bratos *et al.*, 1986). Esto además de la elevada contaminación con Pb indica una alta complejidad del suelo y la adaptación de los cultivos en el.

Los valores de CE encontrados en todos los tratamientos son mayores que el testigo después del experimento lo cual muestra la influencia de los diferentes materiales en este parámetro y están de acuerdo al origen de los mismos comportándose estos de la siguiente manera: S + Estiércol > S + Lombricomposta > S + Perlita > S + Peat Most > Suelo. En el caso de los tratamientos que son estiércol y lombricomposta, es más claro ya que se originan de estiércol bovino el cual tiene un alto contenido de sales.

Con respecto al PSI, en general, se observa un comportamiento semejante al de las sales, es decir, hay un aumento en comparación al suelo inicial, en el caso de la perlita y el peat most, este comportamiento puede deberse a un lavado de sales durante el tiempo que duró el experimento. En relación al estiércol y lombricomposta el aumento de CE y PSI se debe lo más probable a la adición de estos materiales con características salinas. De acuerdo con los resultados obtenidos para pH del suelo no se presenta variaciones importantes en los diferentes tratamientos, sin embargo, el pH del testigo es mayor debido a la naturaleza del suelo, y la concentración de las sales. La sodicidad no produce necesariamente un incremento en el pH, debido a que existen otros elementos como el Ca y Mg que se encuentran en altas concentraciones y con otros componentes salinos del suelo, amortiguan la reacción del suelo, impidiendo que el pH se eleve por encima de 8.5. (Cuadro 5).

Cuadro 5. Características químicas medidas a un suelo contaminado con plomo, de origen industrial.

Tratamientos	PSI	CE dS/m	pH
S + E	34.28	10.03	7.4
S + L	24.0	7.59	7.3
S + P	30.85	6.56	7.2
S + PM	30.85	5.60	7.4
S	24.0	5.52	7.6

S: suelo con plomo; E: estiércol de bovino; L: lombricomposta; P: perlita; PM: peat most.

FITOEXTRACCIÓN DE PB POR EL TEJIDO VEGETAL DE ZACATE BALLICO

Al suelo que no se le agregó ningún acondicionador (testigo), presentó la mayor extracción de Pb (2440.89 $\mu\text{g/g}$), esto posiblemente se debe a que el tratamiento presenta los valores más bajos de PSI (24) y CE (5.53 dS m) encontrados después del experimento. Además en este tratamiento no hay influencia de los acondicionadores orgánicos que de alguna manera pudieran bloquear la disponibilidad del Pb o tener una influencia por efecto de mineralización.

Cuando se le adicionó la lombricomposta al suelo la extracción de Pb fue de 1534.54 $\mu\text{g/g}$, debido probablemente a que mostró valores de PSI (24) y la CE (7.59 dS m) similares al testigo, aunado al efecto de la lombricomposta que provocó una mayor disponibilidad de Pb. En el caso de los suelos donde se agregó perlita y peat most la extracción de Pb fue de 1104.90 y 558.16 $\mu\text{g/g}$. En donde se puede observar que presentan un PSI mayor que los ya mencionados. Lo más probable es que estos materiales sobre todo inertes, utilizados en estos tratamientos faciliten un mayor lavado de las sales, y el sodio se concentra aumentando por lo tanto el PSI.

En el suelo donde se adicionó estiércol fue uno de los valores más bajos junto con el que se le adicionó peat most en la extracción de Pb (754.31 $\mu\text{g/g}$). Con respecto a los demás tratamientos debido a que en este tratamiento se encuentran los valores más altos de PSI (34.28) y CE (10.03 dS m).

En general los tratamientos variaron entre 558.16 y 2438.89 $\mu\text{g/g}$ de Pb extraído lo que denota disponibilidad del Pb. Cuando se modificaron las características físicas del suelo por acción de los tratamientos, también se presentaron problemas en el desarrollo del cultivo, como lento crecimiento, estrés, quemaduras en las hojas y puntos de crecimiento. A pesar de esto el cultivo logro extraer el Pb. Como se observa en los resultados, en el segundo corte la fitoextracción fue menor en todos los tratamientos, con valores de 142.23 hasta 692.47 $\mu\text{g/g}$ de Pb comparados con el primer corte, esto es debido a la salinidad que se fue acentuando con el tiempo provocando estrés a la planta, afectando su capacidad de absorción (Cuadro 6 y figura 3).

Cuadro 6. Fitoextracción total de plomo por el Zacate ballico en un suelo contaminado de origen industrial.

Tratamientos	Primer corte	Segundo	Total
S + E	545.65	208.56	794.32
S + L	860.07	694.47	1546.55
S + P	571.30	563.62	1134.91
S + PM	416.92	122.13	578.17
S	2015.64	423.26	2538.99

S: suelo con plomo; E: estiércol de bovino; L: lombricomposta; P: perlita; PM: peat most.

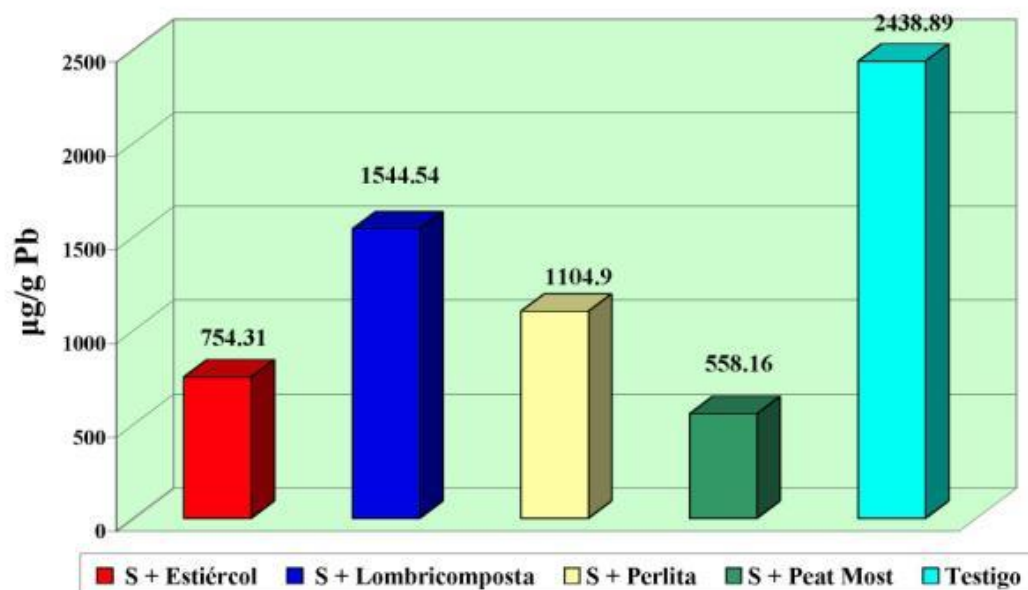


Figura 3. Fitoextracción total de Pb por el Zacate Ballico en un suelo contaminado, de origen industrial.

CONTENIDO DE PB (MG/KG) EN SUELO ANTES Y DESPUÉS DE LA FITOEXTRACCIÓN

Todos los tratamientos en comparación con el suelo inicial, disminuyeron el contenido de Pb en el suelo, lo anterior se debe a la absorción, lixiviación, y dilución del metal pesado. Los valores finales de Pb, sobrepasan los límites máximos permisibles para suelos contaminados, según el uso del suelo, en este caso industrial, cuyo límite máximo es de 750 mg/kg. Por lo que se debe remediar hasta las concentraciones específicas totales, ya que existe población humana potencialmente expuesta a este contaminante (PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004) (Cuadro 7 y figura 4).

Cuadro 7. Contenido total de Pb (mg/kg) en el suelo contaminado de origen industrial antes y después de la fitoextracción.

	Pb Total mg/kg
Contenido inicial	7522
Tratamientos	
S + E	3500
S + L	4900
S + P	4600
S + PM	3400
S	3900

S: suelo con plomo; E: estiércol de bovino; L: lombricomposta; P: perlita; PM: peat most

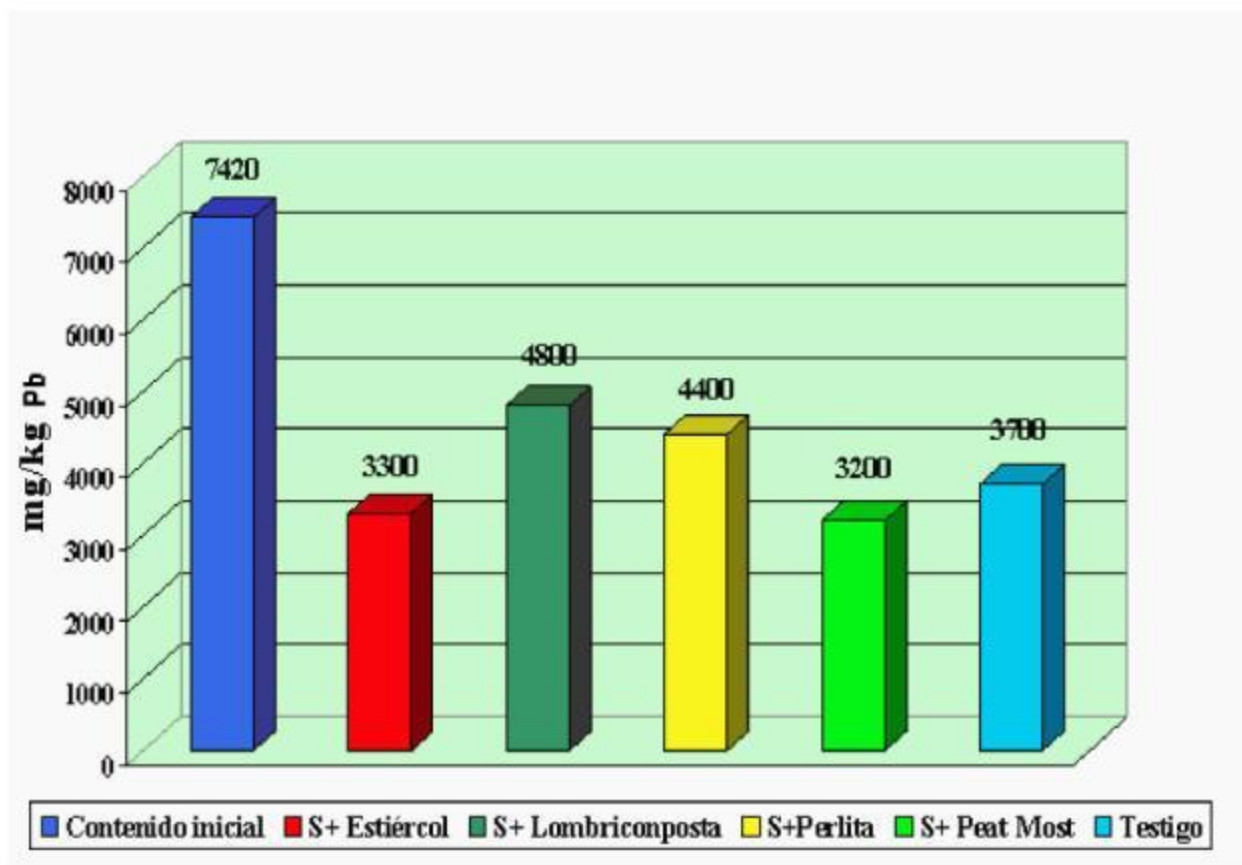


Figura 4. Contenido de Pb en el suelo contaminado antes y después de la fitoextracción.

CONCLUSIONES

- Los periodos de experimentación demostraron que las plantas necesitan muy poco tiempo para extraer la mayor concentración de metales pesados, se confirma contundentemente solo para alfalfa que solo son necesarios 30 días exactos para absorber altos contenidos de metales pesados del suelo contaminado.
- El experimento comprobó que no es necesario establecer una gran cantidad de plantas para extraer el máximo contenido de metales pesados de un suelo con polución, se rechaza contundente la hipótesis que establece que a un número alto de plantas establecidas en un suelo con polución habrá una gran absorción de metales pesados en las plantas.
- La relación entre los contenidos de plomo en las hojas con la capacidad de intercambio catiónico y el pH son relativamente positivas, esto establece una relevancia en cuanto al desempeño de la absorción del plomo por las plantas (alfalfa, zacate ballico y navajita) el cual no resulta ser muy dañino para estas especies, por lo cual estas propiedades favorecen la absorción de este elemento toxico.
- El Zacate Ballico sirve para extraer plomo de un suelo salino-sódico contaminado a altas concentraciones por este metal.
- Se determino que el Pb, la CE, y el PSI, bajo las condiciones experimentales descritas, afectaron considerablemente el desarrollo de la planta registrándose el efecto significativamente en el desarrollo de la planta, sin embargo a pesar de esto se obtuvo una absorción considerable de plomo.

RECOMENDACIONES

- Según lo reportado por Prieto-Méndez *et al.*, (2009), el plomo puede causar diversos daños en las plantas y en diferentes grados de acumulación. En algunas especies, la acumulación de plomo, a medida que se aumentan las dosis de este en el suelo hasta 1000 mg Kg^{-1} de Pb, tiende a incrementarse rápidamente en los órganos de las plantas hasta que éstas no lo toleran y mueren.
- Antes de llevar a cabo una fitorremediación de un suelo es necesario conocer las características físicas y químicas, a si como el origen del contaminante para poder seleccionar especies que se adapten a las condiciones del suelo a utilizar.
- Para este suelo se recomienda 1° reemplazar al sodio intercambiable por calcio (yeso agrícola), 2° dar un lavado y posteriormente aplicar enmiendas para mejorar la estructura y la permeabilidad del mismo.
- Llevar a cabo otra fitorremediación hasta que los valores de Pb entren en los límites máximos permisibles y tomar acciones preventivas sobre el suelo para evitar su dispersión eólica a otras áreas.
- Realizar investigaciones sobre las interacciones complejas en donde participan la planta, el suelo y los contaminantes, ya que son múltiples y no son claras.

LITERATURA CITADA

- Abollino, O.**, Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C. y Barberis, R. 2002. Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. Chemometric Investigation of Pollutant Profiles. Environmental Pollution, 119, p. 177.
- Agency** for Toxic Substances and Disease Registry 2005. Division of Toxicology. ATSDR Information Center: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html#bookmark05>.
- Aranguren F.** 1999. El Plomo En El Medio Geográfico: Una Amenaza Saliente. Pag. 121-155 geoenseñanza Vol. 4 ISSN 1316-6077.
- Aitcheson, L.** 1960. A History of Metals. London: Mac Donalds and Evans.
- Alloway, B.J.**, 1995. Heavy Metals in Soils. Blackie Academic & Professional. Londres. 370 pp.
- Banat, K. M.**, Howari, F. y Al-Hamad, A. A. 2005. Heavy Metals in Urban Soils of Central Jordan: Should we Worry about Their Environmental Risks. Environmental Research, 97, pp. 258-273.
- Bratos J**, Sicilia G, Remasal A. 1986. Análisis De Suelos Curso Para el S.P.Y D.A de Burgos. Unión Explosivos Río Tinto S.A.
- Brown, S. L.**, Chaney, R. L., Hallfrisch, J. G., y Qi Xue. 2003. Effect of Biosolids Processing On Lead Bioavailability in an Urban Soil. Environ Qual 32, 100-108.
- Buka I.** 2001. Plomo y Salud Infantil. Boletín de la Comisión para la Cooperación Ambiental de America Del Norte.
- Burt, R.**, Wilson, M.A., Keck, T.J., Dougherty, B.D., Strom, D.E., Lindahl, J.A., 2003. Trace Element Speciation in Selected Smelter-Contaminated Soils in Anaconda and Deer Lodge Valley, Montana, USA. Advances in Environmental Research, 8, pp. 51-67.
- Cervantes R. J.** 2000. Dado en Palacio Legislativo de San Lázaro México DF.
- Costa J. L.**, P. Lodz. 1999. Aplicación de Yeso a un Natracuol del Sudeste de la Pampa Deprimida INTA-Balcarce, Argentina.

- Cepeda D. J. M.** 1991. Química de Suelos. Editorial Trillas, S.A. de C.V. México DF. Segunda Edición . pp 142-149.
- Chhabra, R.** 1996. Soil Salinity and Water Quality. Rotterdam, A.A. Balkema Publishers,. 283p.
- Chen, B.**, Christie, P., y Li, L. 2001. A Modified Glass Bead Compartment Cultivation System for Studies on Nutrient and Trace Metal Uptake by Arbuscular Mycorrhiza. *Chemosphere* 42, 185-192.
- 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.
- Churchman, G.J.**, Skjemstad J.O., and J.M. 1993. Influence of Clay Minerals and Organic Matter on Effects of Sodidity on Soils. *Australian Journal of Soil Research*. 31:779-800
- Emsley, J.** 1994. Ancient World was Poisoned by Lead. En: *New Scientist*, 143: 14.
- Ernst, W. H. O.** 2000. Evolution of Metal Hyperaccumulation and Phytoremediation. *New Phytol* 146, 357-357.
- Freitas, H.**, Prasad, M. N. V., y Pratas, J. 2004. Heavy Metals in the Plant Community of Sao Domingo an Abandoned Mine in SE Portugal: Possible Applications in Mine Remediation. *Environmental International*, 30 (1), 65-72.
- Frick, C. M.**, R. E. Farrell y J. J. Germida. 1999. Assessment of Phytoremediation as an in situ Technique for Cleaning Oil-Contaminated Sites. Petroleum Technology Alliance of Canada. Vancouver, British Columbia.
- García, I.**, Dorronsoro, C. 2005. Contaminación por Metales Pesados. En Tecnología de Suelos. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>
- García A.** 2003. Curso de Salinidad de Suelos disponible en: <http://www.gratisweb.com/ocaclevante/calidadagua.pdf>
- Granadillo, V.** 1993. Concentraciones de Plomo en Sangre de la Población de la

- Ciudad de Maracaibo. Universidad de Zulia, Maracaibo, Venezuela, p.1- 110.
- Guitart R.** y Vernon G. Thomas 2005. Revista Española de Salud Pública V.79 No.6 Madrid Nov.- ISSN 1135-5727.
- Gouia, H.,** M.H. Ghorbal, and C.B. Touraine. 1994. Effects of Nacl on Flows of and Mineral Ions and NO₃- Reductasa Rate Within Whole Plants of Saltsensitive Bean and Tolerant Cotton. Plant Physiol. 105:1409-1418.
- Gupta, R.K.;** Abrol I.P. 1990. Salt Affected Soils: Their Reclamation and Management for crop Production. Advances of Soil Science. V.11, p.223-228.
- Harvey, P. J,** Campanella B. F, Castro P. M. L, Harms H, Lichtfouse E, Schäffner A. R, Smrcek, S. and Werck-Reichhart D. 2002. Phytoremediation of Polyaromatic Hydrocarbons, Anilines and Phenols. Environmental Science and Pollution Research 9, 29-47.
- Han, F.X.,** Banin, A., Kingery, W.L., Triplett, G.B., Zhou, L.X., Zheng, S. J., Ding, W.X., 2003. New Approach to Studies of Heavy Metal Redistribution in Soil. Advances in Environmental Research, 8, pp. 113-120.
- Huang, C. P.** 1999. Environmental Soil Chemistry and Human Welfare. 14° Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Temuco. Chile.
- Lasat, M. M.** 2002. Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms. Journal of Environmental Quality. 31(1): 109-120.
- Lombi E,** Zhao FJ, Dunham SJ and McGrath SP 2001. Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils: Natural Hyperaccumulation Versus Chemically-Enhanced Phytoextraction. Journal of Environmental Quality 30, 1919-1926.
- Laboratorio de salinidad de E.U.A.** 1982. Diagnostico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos. Ed. Limusa S.A. Mexico DF.
- Martin, C.W.** 2000. Heavy Metals Trends in Floodplain Sediments and Valley Fill. Catena 39, 53-68.
- Matte T. D.** 2003. Efectos del Plomo en la Salud de la Niñez. Vol. 45 ISSN: 00363634

Pág. 220-224.

- Matson, A.P.**, Parton, W.J., Power, A.G., and Swift M.J. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*. 257:504-508
- McKenzie, B.D.**, and Y.A. Leshen. 1994. Stress And Stress Coping In Cultivated Plants. 256 p. Kluwer Academic Publisher, London, UK.
- 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.
- Merkl, N. R.**, Schultze-Kraft y C. Infante. 2004. Phytoremediation of Petroleum Contaminated Soils in the Tropics - Pre-Selection of Plant Species from Eastern Venezuela. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 78 (3):185-192.
- Norma Oficial Mexicana** PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que Establece Criterios para Determinar las Concentraciones de Remediación de Suelos Contaminados por Arsénico, Berilio, Cadmio, Cromo Hexavalente, Mercurio, Níquel, Plomo, Selenio, Talio y Vanadio, Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 11 de Noviembre de 2005.
- Pineda, H. R.** 2004. Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de *Glomus Intraradices* en la Absorción y Translocación de Cinc y Cobre en Girasol (*Helianthus Annuus L.*) Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina. Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias Universidad de Colima. Tecoman, Colima.
- Prasad, M. N. V.** y H. M. Freitas. 2003. Metal Hyperaccumulation In Plants Biodiversity Prospecting For Phytoremediation Technology. *Electronic Journal of Biotechnology* 6 (3). 285– 321.
- 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.
- Pulfort I. D.**, y Watson, C. 1993. *J. Environ. Inten.* 29:529-540

- Ramos R. R.** 2000. Aplicación de Sustancias Húmicas Comerciales como Productos de Acción Bioestimulante Efectos Frente al Estrés Salino. Tesis de Doctorado Universidad de Alicante España.
- Reeves R. D** y AJM Baker 2000. Metal-Accumulating Plants. In: Raskin I & BD Ensley (Eds) Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment: 193-229. John Wiley and Sons Inc., New York, New York, USA.
- Robinson B. H,** Lombi E, Zhao FJ and McGrath S. P. 2003. Uptake and Distribution of Nickel and other Metals in the Hyperaccumulator *Berkheya Coddii*. New Phytologist 158, 279–285.
- Sauquillo, A.,** Rigol, A. y Rauret, G. 2003. Overview of the use of Leaching/Extraction Tests for Risk Assessment of Trace Metals in Contaminated Soils and Sediments. Trends in Analytical Chemistry, 22, pp. 152-159.
- Sauve, S., W.** Henderson, and H. E. Allen. 2000. Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. Environ. Sci. Technol. 34:1125–1131.
- Serrano, R.,** and R. Gaxiola. 1994. Microbial Model and salt Stress Tolerance in plants. Crit. Rev. PlantSci. 13:121-138.
- Singh, O.V.,** S. Labana, G. Pandey, R. Budhiraja y R.K. Jain. 2003. Phytoremediation: An Overview of Metallic Ion Decontamination From Soil. Applied Microbiology and Biotechnology. 61: 405-412.
- Seoáñez Calvo M,** 1999. Ingeniería del Medio Ambiente Aplicada al Medio Natural Continental Mundi-Prensa, México. Pág. 60, 181y 290
- Spain, A.** 2003. Implications Of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. Reviews In Undergraduate Research, 2,1-6.
- Sumner, M.E.** 1995. Sodic Soils; New Perspectives. In: Naidu, R; Sumner, M.E.; Rengasamy, P. (eds). Australian Sodic Soils. Distribution, Properties and Management. Adelaide: First National Conference and Workshop on Sodic Soils, , p.1-34.

- Tarafdar, C. J.**, and Rao, V. A. 1997. Response of Arid Legumes to VAN Fungal Inoculation. *Symbiosis*. 22:264-274
- 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.
- Volke, S. T.**, Velasco, T. J. A y De La Rosa, A. 2005. Suelos Contaminados por Metales y Metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. S y G Editores, S.A. de C.V., México, D. F. ISBN: 968-817-492-0
- 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.
- Xiong, Z. T.** 1997. Bioaccumulation and Physiological Effects of Excess Lead in a Roadside Pioneer Species *Sonchus Oleraceus* L. *Environmental Pollution* 97 (3): 275 279.
- Zhang, Q**, Davis, L. C., y Erick, L. E. 2000. Heavy Metal. In: *Hazardous Substance Res.* 2 (4):1