



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

LABORATORIO DE CONTAMINACIÓN Y FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS.

TESIS TITULADA: Evaluación de *Cynodon dactylon* (L) Pers y *Senna tomentosa* Batka como plantas extractoras de Zn y Cd

Que para obtener el título de biólogo presenta:

CALLEJAS CERÓN MARTÍN

ÁREA: AMBIENTALISMO

DIRECTORA DE TESIS: DRA. ESTHER MATIANA GARCÍA AMADOR



México, D. F.

Mayo de 2009



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

DEDICATORIA

A Dios por mostrarme el camino correcto y llenarme de sabiduría diariamente, ya que todas las cosas buenas provienen de el.

A mi padre por estar conmigo, guiarme y corregirme cuando fue el momento, esta tesis va dedicada especialmente a el quien seguramente esta en el cielo apoyándome todavía.

A mi madre por sus cuidados, apoyo y consejos durante mi existencia.

A mis hermanos por su compañerismo y apoyo.

AGRADECIMIENTOS

A la UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO mi escuela mater en quien debo mi formación profesional.

A la Dra. Esther M. García por su colaboración y apoyo en la realización de esta tesis.

Al Dr. Eloy Solano Camacho y M. en C. Genoveva Villalobos Contreras quienes colaboraron en la determinación taxonómica de las especies.

ÍNDICE

CONTENIDO	Página
Resumen	
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Contaminación del agua	2
1.2 Contaminación del suelo	2
1.3 Plantas y metales pesados	3
1.4 Fitoextracción utilizando plantas hiperacumuladoras	5
2. MARCO TEÓRICO	5
2.1 Técnicas de recuperación de suelos contaminados	5
2.2 Fitorremediación	6
2.3 Aplicación de fitorremediación	8
2.4 Características de las plantas que se emplean en la fitorremediación	8
2.5 Características de los metales pesados del estudio	13
2.6 Características de las Especies	14
3. JUSTIFICACIÓN	15
4. PROBLEMÁTICA	16
5. HIPÓTESIS	16
6. OBJETIVO	16
6.1 Objetivo general	16
6.2 Objetivos particulares	16
7. MÉTODO	17
7.1 Zona de colecta de germoplasma	17
7.2 Trabajo de campo	17
7.3 Trabajo de laboratorio-invernadero	18
8. RESULTADOS	19
8.1 Tratamientos pregerminativos	19
8.2 pH en el medio de crecimiento	19
8.3 Crecimiento en la parte aérea de <i>Cynodon dactylon</i> (L) Pers y <i>Senna tomentosa</i> Batka	20
8.4 Crecimiento de la raíz de <i>Cynodon dactylon</i> (L) Pers Y <i>Senna tomentosa</i> Batka	22
8.5 Índice de tolerancia	24
8.6 Concentración de metales pesados en suelo y plantas (mg kg^{-1})	25
8.7 Concentración de metales pesados (Zn y Cd) en tejidos de <i>Cynodon dactylon</i> (L) Pers y <i>Senna tomentosa</i> Batka	25
8.8 Factor de translocación	28
9. DISCUSIÓN	28
9.1 Crecimiento	28
9.2 Índice de tolerancia	29
9.3 Concentración	29
9.4 Factor de translocación	32
10. CONCLUSIONES	33
11. BIBLIOGRAFÍA CITADA	34
12. BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA	41
13. ANEXOS	47
13.1 Anexo 1	47
13.2 Anexo 2	54

ÍNDICE DE CUADROS Y GRÁFICAS	Página
CUADRO 1. Tipos de fitorremediación.	7
CUADRO 2. Concentraciones normales y críticas empleadas en el sustrato para Zn y Cd	18
CUADRO 3. Rangos de concentraciones normales y críticas en suelo empleadas en el sustrato para Zn y Cd.	18
CUADRO 4. Resultados de los tratamientos pregerminativos para: Senna tomentosa Batka y Cynodon dactylon (L) Pers	19
CUADRO 5. Resultado de pH en el medio de crecimiento para las dos especies (tratamientos y testigo)	19
CUADRO 6. Resultados del índice de tolerancia calculados	24
CUADRO 7. Rangos de concentraciones normales y críticas en suelo y plantas para Zn y Cd.	25
CUADRO 8. Resultados del factor de translocación calculados	28
GRÁFICA 1. Promedio semanal de la parte aérea de Cynodon dactylon (L) Pers en Zn.	20
GRÁFICA 2. Promedio semanal de la parte aérea de Cynodon dactylon (L) Pers en Cd.	20
GRÁFICA 3. Promedio semanal de la parte aérea de Senna tomentosa Batka en Zn.	21
GRÁFICA 4. Promedio semanal de la parte aérea de Senna tomentosa Batka En Cd.	21
GRÁFICA 5. Promedio semanal de la raíz de Cynodon dactylon (L) Pers en Zn.	22
GRÁFICA 6. Promedio semanal de la raíz de Cynodon dactylon (L) Pers en Cd.	23
GRÁFICA 7. Promedio semanal de la raíz de Senna tomentosa Batka en Zn.	23
GRÁFICA 8. Promedio semanal de la raíz de Senna tomentosa Batka en Cd.	24
GRÁFICA 9. Concentración promedio en tejidos de Cynodon dactylon en Zn.	25
GRÁFICA 10. Concentración promedio en tejidos de Senna tomentosa Batka en Zn.	26
GRÁFICA 11. Concentración promedio en tejidos de Cynodon dactylon en Cd.	26
GRÁFICA 12. Concentración promedio en tejidos de Senna tomentosa Batka en Cd.	27

ÍNDICE DE FIGURAS

Página

FIGURA 1.	Mecanismos de fitorremediación.	6
FIGURA 2.	Prueba de germinación de <i>Cynodon dactylon (L) Pers</i>	47
FIGURA 3.	Germinación de <i>Cynodon dactylon (L) Pers</i>	47
FIGURA 4.	Plántulas trasplantadas de <i>Cynodon dactylon (L) Pers</i>	47
FIGURA 5.	Germinación de <i>Senna tomentosa Batka</i>	47
FIGURA 6.	Trasplante de <i>Senna tomentosa Batka</i>	47
FIGURA 7.	Plántulas de <i>Senna tomentosa Batka</i>	47
FIGURA 8.	<i>Senna tomentosa Batka</i> con Cd 0.3 ppm al ser cosechada	47
FIGURA 9.	<i>Senna tomentosa Batka</i> con Cd 3.0 ppm al ser cosechada	48
FIGURA 10.	<i>Senna tomentosa Batka</i> con Cd 5.5 ppm al ser cosechada	48
FIGURA 11.	<i>Senna tomentosa Batka</i> con Zn 50 ppm al ser cosechada junto con el testigo	49
FIGURA 12.	<i>Senna tomentosa Batka</i> con Zn 70 ppm al ser cosechada	49
FIGURA 13.	<i>Senna tomentosa Batka</i> con Zn 235 ppm al ser cosechada junto con un testigo	50
FIGURA 14.	<i>Cynodon dactylon (L) Pers</i> con Cd 0.3 ppm al ser cosechado con un testigo a la izquierda	50
FIGURA 15.	<i>Cynodon dactylon (L) Pers</i> con Cd 3.0 ppm al ser cosechado junto con un testigo a la izquierda	51
FIGURA 16.	<i>Cynodon dactylon (L) Pers</i> con Cd 5.5 ppm al ser cosechado y dos testigos	51
FIGURA 17.	<i>Cynodon dactylon (L) Pers</i> con Zn 50 ppm al ser cosechado	52
FIGURA 18.	<i>Cynodon dactylon (L) Pers</i> con Zn 70 ppm al ser cosechado con testigo a la izquierda	52
FIGURA 19.	<i>Cynodon dactylon (L) Pers</i> con Zn 235 ppm al ser cosechado comparado con testigo a la izquierda	53
FIGURA 20.	Muestra molida para ser analizada	53

RESUMEN

Al contar México con aproximadamente 30 mil especies de plantas vasculares y un alto índice de endemismos, ofrece un enorme potencial de especies con alta capacidad fitorremediadora y que deben ser consideradas para resolver la contaminación por metales pesados, ya que determinados vegetales han demostrado una gran capacidad para convivir en ambientes con concentraciones relativamente elevadas de estos tóxicos, pues los absorben y por lo tanto retiran de los sitios en los que se encuentran, sin que las plantas manifiesten efectos adversos.

Se considera que solo existen 400 especies reconocidas de plantas fitorremediadoras, y en México los estudios para conocer este potencial de las plantas son escasos, por lo que el objetivo de este trabajo fué conocer si *Cynodon dactylon* y *Senna tomentosa* son plantas que pueden ser empleadas en la fitorremediación de sitios contaminados.

Los resultados que se obtuvieron fueron que *Cynodon dactylon* puede acumular en las partes aéreas hasta $5963.3 \text{ mg kg}^{-1}$ y en raíz $31338.1 \text{ mg kg}^{-1}$ de Zn y de Cd en la misma especie 147.5 mg kg^{-1} parte aérea y 830.6 mg kg^{-1} raíz. En el caso de *Senna tomentosa* las concentraciones en la parte aérea de Zn son de hasta $11,297.9 \text{ mg kg}^{-1}$ y en raíz de $7278.0 \text{ mg kg}^{-1}$, para el caso de Cd en raíz acumula $1093.5 \text{ mg kg}^{-1}$ y en la parte aérea $1001.3 \text{ mg kg}^{-1}$. Por lo que se concluye que *Cynodon dactylon* es hiperacumuladora para Cd y solo tolerante para Zn y *Senna tomentosa* es hiperacumuladora para Cd y Zn; las dos especies pueden emplearse como fitorremediadoras.

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad la sociedad humana ha producido grandes avances en el área científica, cultural, tecnológica e industrial; sin embargo, aunado a este desarrollo emergen problemas que con frecuencia escapan a su control como la acumulación de metales pesados en suelos y aguas de distintos sitios y áreas en donde han sido depositados sin ningún tipo de control, provenientes de todo tipo de desechos (Mosso, 2000).

Los vertidos industriales y urbanos, los lodos de estaciones depuradoras y los depósitos de residuos industriales, son los principales causantes del aumento de metales pesados en el suelo, ya que son derramados directamente al suelo. También las zonas donde se lleva a cabo la acumulación de residuos sólidos representan un gran problema de contaminación, tanto para el suelo como para el agua y el aire. En estos sitios, el primer efecto que se nota es la desaparición de la cubierta vegetal por la acumulación heterogénea de distintos materiales con tiempos diferentes de degradación, incluso algunos no degradables como el plástico, provocando una fuerte erosión en la zona (López, 1988), seguido de la generación de productos secundarios derivados de esta acumulación como los lixiviados y el biogás, que a su vez son un vehículo de diversos contaminantes como metales pesados y que pueden alcanzar las aguas del subsuelo. Ambos tienen efectos drásticos sobre la vegetación, ya que la afectan (López, 1986) provocando estrés en las plantas, pues estas se encuentran generalmente al límite de sus capacidades para sobreponerse a una o más condiciones adversas como son la deficiencia de agua, temperaturas subóptimas y supraóptimas, salinidad y pobre aireación del suelo, lo que puede causar alguna restricción en el crecimiento y productividad de las plantas, presencia de metales pesados (Levitt, 1972).

El aumento de metales en el ambiente es grave, ya que al incrementarse considerablemente sus concentraciones causan un deterioro gradual en la vegetación y en la fauna, dando como resultado un suelo erosionado y estéril y cuerpos de agua contaminados; desafortunadamente estos lugares contaminados son abundantes en el territorio nacional y no han recibido la atención que merecen, ya que existen pocos estudios orientados a la extracción de estos contaminantes; en nuestro país la mayoría están encaminados solo a determinar zonas contaminadas con metales pesados (INE, 1998).

Existen varias definiciones para el término metales pesados, varios autores (Kabata-Pendias, 1989; Mondragón, 1989; López, 1975.) concuerdan que son elementos cuya densidad es mayor a 5 g ml^{-1} y pueden dividirse en tres clases de acuerdo con su reactividad a diferentes grupos funcionales:

- a) aquellos que reaccionan con el oxígeno como Al, Ca, Sr, Ba, y La;
- b) los que reaccionan más con el azufre como Cu (I), Hg, y Ag;
- c) los que tienen una afinidad intermedia como: Fe, Co, Ni, Zn, As, Cd, Pb, Cu (II).

Los metales pesados, en condiciones naturales, por lo general se encuentran en concentraciones pequeñas, no disponibles para los organismos (Ross, 1994; González y Esquivel, 1999). Algunos en bajas concentraciones, juegan un papel importante en los procesos biológicos de las plantas, animales y microorganismos como lo son: el cobre (Cu), el hierro (Fe), el manganeso (Mn) y el zinc (Zn).

Para la mayoría de los seres vivos es muy tóxica la exposición a concentraciones altas de Cd, Hg, Cr, Ni y Pb. Los iones metálicos suelen introducirse muy fácilmente a las

células a través de los mismos sistemas de captación que utilizan los iones metálicos de elementos fisiológicamente importantes como Ca, Mg, Cu y Zn. Estos contaminantes en cantidades tóxicas pueden inhibir las actividades de la microbiota, la cual interviene en la descomposición del material vegetal, la fertilidad y la mineralización de C y N, junto con la descomposición de la celulosa y el almidón (Ross, 1994).

Las altas concentraciones de metales pesados se deben principalmente a ciertas actividades antropogénicas como procesos industriales, la quema de combustible fósil, los desechos de automóviles, el uso de agroquímicos y las aguas poco tratadas. El proceso de acumulación en los suelos es alarmante debido a que se trata de un contaminante que, a diferencia de otros, no pueden ser destruidos a través de tratamientos tales como la biorremediación o incineración. Pero pueden llegar a ser tóxicos si rebasan ciertas concentraciones ya que una característica de estos contaminantes (Pb, Hg, Cd, etc.) es que no son biodegradables, tienden a permanecer retenidos y acumularse

La acción tóxica de los metales pesados está determinada por su accesibilidad al organismo y por reacciones bioquímicas y fisiológicas (Fergusson, 1990), cuyos efectos pueden ser inhibición de la fotosíntesis y de la respiración, alteración de la relación hídrica, marchitamiento, bloqueo de enzimas, o del transporte de nutrientes, sustitución de elementos esenciales de las biomoléculas, entre otros.

1.1 Contaminación del agua

La contaminación del agua se debe a la adición de materia indeseable que deteriora su calidad. Actualmente es uno de los problemas más graves a nivel mundial y a pesar de esto, los esfuerzos por solucionar este problema han sido pocos.

Existen diversos tipos de contaminantes que afectan la calidad del agua y pueden ser:

a) físicos: como desperdicios sólidos (basura, polvos etc.), los cuales opacan el agua, la ponen turbia y oscura, además de propiciar microorganismos, producen la putrefacción de la flora, contribuyendo con esto a la escasez de oxígeno, provocando la muerte de la fauna acuática siguiendo así una cadena hasta que el agua queda no utilizable aún para uso agrícola o industrial.

b) Químicos: (aceites, ácidos y detergentes), los cuales son los que causan la mayor contaminación del agua ya que la mayoría no son biodegradables, y llevan en su composición química metales como Cobre (Cu), Cadmio (Cd), Plata (Ag); residuos de Plomo (Pb), Arsénico (As) y Mercurio (Hg), que son tóxicos para cualquier ser vivo (Botello, 1991, Peñaloza, 1990).

El agua al estar contaminada debe someterse a algún tipo de tratamiento, el cual pueda remover elementos que pudieran ser perjudiciales al suelo, cultivos y a la salud pública en general (Falcom, 1983; Fair, 1981; Holden, 1970; Millipore, 1993).

1.2 Contaminación del suelo

El suelo aporta una gran cantidad de beneficios para el hombre, ya que se emplea como material de cementación, para lugares de recreo, como fuente de minerales, para

producir plantas que abastecen de alimentos, medicinas, forrajes, fibras, productos forestales y a pesar de que el suelo nos brinda una gama de servicios, por lo general se practica una explotación excesiva, no planificada que va deteriorando este recurso y se ha visto seriamente alterado debido a diversas actividades antropogénicas como la impermeabilización, traslado, eliminación, el uso de abonos, la sedimentación de contaminantes atmosféricos de origen industrial, los vertidos y depósitos industriales, los residuos urbanos, las actividades industriales etc., todo esto produce alteraciones en los suelos difícilmente cuantificables y de efectos irreversibles.

Ese problema es grave debido a que el suelo es el paso intermedio entre la atmósfera y la hidrosfera, con los que sus perturbaciones producirían desequilibrio en esta última (Seoánez, 1999).

En particular, los vertidos industriales y urbanos, actividades agrícolas, lodos procedentes de estaciones depuradoras y depósitos de residuos industriales provocan que se incremente los niveles de los metales pesados (Zn, Pb, Cu, y Cd particularmente) hasta una profundidad de 36 a 40 cm. Este incremento provoca, en la biota edáfica y en las plantas, cambios morfológicos afectando principalmente el crecimiento y el desarrollo así como cambios fisiológicos en su bioquímica, actividades enzimáticas y la reproducción (Cervantes *et al.*, 1998). La salinidad también puede llegar a ser un contaminante si se encuentra en cantidades elevadas, ya que afecta el crecimiento de las plantas y depende de otros factores como: la textura, la distribución de las sales en el perfil, la composición química de las sales, y la especie vegetal (Allison citado por Vallejo, 1992). Las sales más solubles más comunes y abundantes de la mayoría de los suelos las constituyen los aniones cloruros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos; los cationes calcio, magnesio, sodio y potasio son los más abundantes (Vallejo, 1992). En suelos normales el calcio es el catión más abundante y este ayuda a mantener la estructura del suelo.

1.3 Plantas y metales pesados

La concentración tóxica de un metal pesado se considera que es aquella que inhibe de manera significativa la actividad metabólica y reduce el crecimiento y desarrollo de las plantas sin inducir la muerte (Otte *et al.*, 1993). A veces no se llega a identificar con exactitud la toxicidad de un metal en las plantas ya que en ocasiones estos interactúan con otros iones esenciales y no esenciales de la planta disminuyendo los efectos tóxicos del metal o aislándolo (Foy & Chaney, 1978). En términos generales, la contaminación de las plantas con estos metales suele inhibir el crecimiento y producir toxicidad en las células vegetales, que originan la muerte de las plantas en algunos casos (Van Assche y Clijster, 1986; Steffens, 1990).

Los mecanismos internos por los que las plantas pueden desarrollarse en suelos contaminados consisten en que evitan que los metales pesados alcancen los sitios metabólicos dentro de ellas o pueden ser factores externos que previenen la entrada de los metales al organismo; estos se clasifican en:

a) Externos

1. Solubilidad del metal.
2. Permeabilidad celular.
3. Efecto competitivo.

b) Internos:

1. La exclusión de los metales de los sitios metabólicos.
2. Formación de enzimas específicas resistentes al metal.
3. Alteración de las vías metabólicas. (Antonovics, *et al*, 1971).

La cantidad de metales pesados absorbidos por las plantas están en función de:

1. La concentración y especiación química del metal en la solución del suelo.
2. El movimiento del metal en el suelo.
3. Transporte del metal de la superficie de la raíz hasta su interior.
4. La translocación del metal de la raíz hasta los brotes. (Alloway, 1990).

El mecanismo de toxicidad para un metal en específico implica diversas vías metabólicas en diferentes especies de plantas. La resistencia que presentan las plantas a los metales suele manifestarse a través de dos estrategias diferentes:

- 1) La evasión: que es la capacidad de la planta para prevenir una captación excesiva del metal en su cuerpo y
- 2) La tolerancia definida como la capacidad que posee la planta para resistir los metales que se acumulan de manera excesiva en su cuerpo:

Los tipos de mecanismos de tolerancia de metales pesados en plantas incluyen:

- a) Absorción selectiva de iones.
- b) Decremento de la permeabilidad de membranas u otras diferencias en la estructura y función de las membranas.
- c) Inmovilización de los iones en raíces, hojas y semillas.
- d) Traslado de iones desde el metabolismo por depósito (almacenamiento) en formas fijas y/o insolubles.
- e) Alteración en los modelos metabólicos, reducción en el sistema de enzimas que es inhibido o incrementado por metabolitos antagónicos o reducción de vía metabólica por el paso a un sitio inhibido.
- f) Adaptación al reemplazo de metales tóxicos de un metal fisiológico en una enzima.
- g) Liberación de iones de la raíz de la planta por excreción y caída de hojas (Alloway, 1990).

La disponibilidad de los metales para las plantas depende de la cantidad del elemento, así como de su especiación. La forma asimilable de los metales en el suelo para las plantas es la intercambiable, la cual consiste en que un ión esencial que utiliza la planta es inhibido por otro no esencial que lo substituye y entra en la planta; cabe mencionar que ambos iones esenciales y no esenciales en exceso son tóxicos para las plantas (Alloway, 1990).

1.4 Fitoextracción utilizando plantas hiperacumuladoras

La Fitorremediación comprende: 1) fitoextracción: cuando la planta acumula metales y son usadas para extraerlos de suelo y su concentración es alta en las partes cosechables de raíces a parte aérea (Nanda Kumar *et al.*, 1995); 2) fitoestabilización: en la cual las plantas tolerantes a un metal se usan para reducir la movilidad de los metales, por eso reducen los riesgos de una degradación ambiental, por lixiviación en los cuerpos de agua o por difusión al aire (Salt *et al.*, 1995).

2. MARCO TEORICO.

2.1 Técnicas de recuperación de suelos contaminados

El incremento de los metales pesados debido a condiciones naturales y a diversas actividades humanas, está ocasionando que varios ecosistemas enfrenten una contaminación relevante de metales pesados. Una característica importante en este tipo de contaminación es la migración de contaminantes de sitios contaminados a sitios no contaminados, acarreados por agua y por viento.

La contaminación de suelos puede remediarse mediante procesos físicos, químicos y biológicos (Khan *et al.*, 2000) y pueden ser agrupados en dos grupos generales:

1. Método *ex situ*, el cual requiere remover el suelo contaminado para su tratamiento. Sin embargo esta técnica no es muy recomendable debido a que puede favorecer el desplazamiento del contaminante a sitios adyacentes durante su transporte, sin mencionar que este método requiere un presupuesto muy alto.
2. Método *in situ*, se aplica en el sitio donde se encuentra el suelo contaminado. En esta técnica se hace una extracción del contaminante del suelo mediante su inmovilización, translocación o transformación para así reducir la concentración del contaminante (Khan *et al.*, 2000).

Estas nuevas tecnologías se han desarrollado para eliminar la solubilidad y biodisponibilidad de metales tóxicos, sin la necesidad de excavar el sitio, mediante la incorporación de sustancias químicas en el suelo, las cuales tienen el objetivo de cambiar la estructura molecular de los metales tóxicos, reduciendo así la solubilidad en agua y la biodisposición. Sin embargo, la concentración total de los metales no puede ser transformada al 100%. El lado negativo del uso de estos químicos es que reduce la fertilidad del suelo, y también remueve una gran parte de la actividad biológica, incluyendo microorganismos de utilidad como bacterias fijadoras de nitrógeno, hongos micorrizógenos y otro tipo de fauna (Khan *et al.*, 2000).

En la actualidad una descontaminación de estos suelos se reduce a la remoción y confinamiento de los contaminantes; debido a que los metales no pueden ser degradados, el método *in situ* que ha tenido mayor auge en los últimos años ha sido la fitorremediación la cual está basada en la estabilización, acumulación y en algunos casos la volatilización de algunos contaminantes tiene una alta eficiencia y resulta ser muy económica; es una técnica aún no muy implementada en México.

2.2 Fitorremediación.

Aunque se encuentra en desarrollo, constituye una estrategia muy interesante, debido a la capacidad que tienen algunas especies vegetales de absorber, acumular y/o tolerar altas concentraciones de contaminantes como metales pesados, compuestos orgánicos y radioactivos. Dicha técnica parte de la teoría que las plantas vasculares son bioindicadores naturales del ambiente en que se encuentran. Esta característica ha sido de gran utilidad tanto para el diagnóstico del ecosistema como para su conservación y su recuperación. Las plantas bioindicadoras se han clasificado de acuerdo a la forma de respuesta a diferentes estímulos. Un ejemplo de éstas son las especies acumuladoras las cuales son resistentes a ciertos compuestos y son capaces de absorber y acumular contaminantes en cantidades cuantificables, demostrando así la gran utilidad y

capacidad de las plantas vasculares para absorber y acumular metales pesados. Al emplear esta característica se han logrado depurar diversos ambientes como suelos y aguas contaminadas (Roos, 1994), se han empleado las plantas que tienen una gran capacidad de acumulación de un metal o de más de un metal que se quiere eliminar, retirándose después de cierto tiempo (Dahnani *et al.*, 1999).

Los mecanismos de fitorremediación están sintetizados en la figura 1, (Pilon-Smits, 2002);

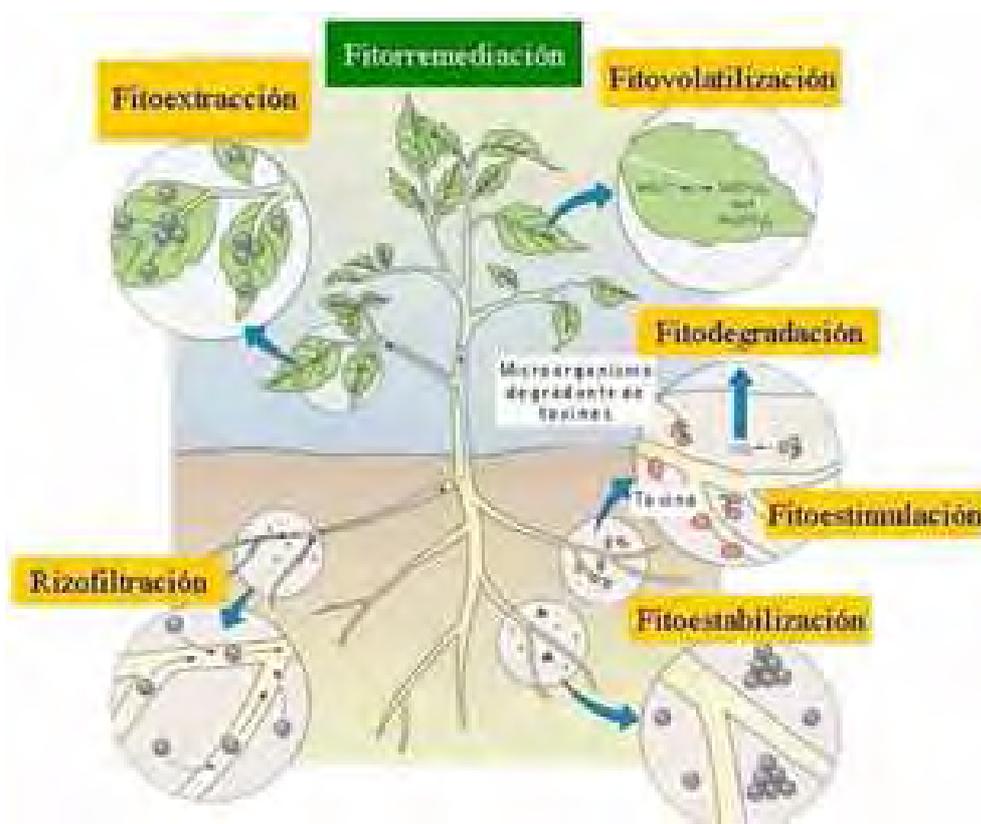


FIGURA 1. Mecanismos de Fitorremediación.

Tipo	Proceso involucrado	Contaminación tratada
Fitoextracción	Las plantas se usan para concentrar metales en las partes cosechables (hojas y raíces).	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo selenio y zinc
Rizofiltración	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos.	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc, isótopos radioactivos, compuestos fenólicos.
Fitoestabilización	Las plantas tolerantes a metales se usan para reducir la movilidad de	Lagunas de deshecho de yacimientos mineros.

	los mismos y evitar el pasaje a capas subterráneas o al aire.	Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.
Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos).	Hidrocarburos derivados del petróleo y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina, etc.
Fitovolatilización	Las plantas captan y modifican metales pesados o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.	Mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano).
Fitodegradación	Las plantas acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos.	Municiones (TNT, DNT, RDX, nitrobenzono, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos, etc.

CUADRO 1. Tipos de fitorremediación.

Se conocen alrededor de 400 especies de plantas con capacidad para hiperacumular selectivamente alguna sustancia. En la mayoría de los casos, no se trata de especies raras, sino de cultivos conocidos como son el girasol (*Heliantus annuus*) capaz de absorber en grandes cantidades el uranio depositado en el suelo. Los álamos (género *Populus*) absorben selectivamente níquel, cadmio y zinc. *Arabidopsis thaliana* (arabidopsis) de gran utilidad para los biólogos es capaz de hiperacumular cobre y zinc. Otras plantas comunes que se han ensayado con éxito como posibles especies fitorremediadoras son la alfalfa, la mostaza, el tomate, la calabaza, el esparto, el sauce y el bambú. Incluso existen especies vegetales capaces de eliminar la alta salinidad del suelo (arabidopsis), gracias a su capacidad para acumular el cloruro de sodio. En general, hay plantas que convierten los productos que extraen del suelo a componentes inocuos, o volátiles.

2.3 Aplicación de fitorremediación

Al emplear la fitorremediación como una alternativa de remediación de un sitio contaminado con metales pesados es importante tomar en cuenta: el tipo de medio contaminado (suelo, agua, sedimento) así como el tipo y concentración de contaminantes que son en este caso los metales pesados, y la selección de las plantas a desarrollarse en el sitio.

Lo primero que debe considerarse para la fitorremediación del suelo son la profundidad y el volumen contaminado así como sus características que pudieran afectar el desarrollo de la planta como son la textura y el contenido de agua (grado de saturación).

La fitorremediación es más apropiada para áreas extensas de suelo con niveles de

contaminación de baja a moderada que convencionalmente sería muy costoso remediarlo mediante el uso de tecnologías convencionales, como la excavación. Además las áreas contaminadas deben de estar lo más cerca posible de la zona radical de la especie empleada, así como de la profundidad de la planta seleccionada, volúmenes pequeños de suelos contaminados en áreas pequeñas su remediación es o será mas eficiente usando otras tecnología.

2.4 Características de las plantas que se emplean en la fitorremediación

Se deben emplear plantas nativas con potencial de fitorremediadoras y deben ser evaluadas con mucho cuidado para conocer si éstas son tolerantes al contaminante o si ya están ayudando al suelo del ecosistema a recuperarse.

Si se han seleccionado especies fitorremediadoras no nativas, se recomienda usar especies estériles que garanticen que no haya contaminación genética o una propagación invasiva (Ross, 1994).

Las especies de plantas ideales para el proceso de fitorremediación no deben ser tan solo tolerantes y acumular niveles altos de metales tóxicos, sino además deben presentar un rápido índice de desarrollo y potencial para producir una gran cantidad de biomasa, para que se lleve a cabo una remoción significativa de los contaminantes en el menor tiempo posible.

También deben considerarse especies fitorremediadoras con valores ecológicos deseables que propicien diversidad de hábitats apropiados. Por ejemplo una combinación de árboles y matorrales e hierbas que pueden proveer de refugio y alimento a numerosas especies animales.

Se debe tener en cuenta que al terminarse el proceso de fitorremediación se debe manejar adecuadamente el material vegetal contaminado, algunas especies no van a acumular niveles significativos de contaminante y las que si lo acumulan al ser cosechadas necesitan ser recicladas o dispuestas de acuerdo a las regulaciones establecidas (Ross 1994, Gonzáles and Esquivel, 1999, Jiménez 2004).

Usando la relación existente entre la concentración de metales del suelo y los tejidos, Baker (1981) propone tres tipos de plantas que crecen en suelos con altas concentraciones de metales:

- a) Excluyentes donde la concentración del metal en los tejidos se mantienen por debajo de los niveles encontrados en el suelo, los valores críticos por arriba de los del suelo rompen las restricciones del transporte raíz-tallo.
- b) Acumuladoras: cuando el metal en las partes aéreas de la planta va de bajas a altas concentraciones
- c) Indicadoras donde la absorción y transporte del metal al tallo esta demasiado regulado, así que la concentración interna refleja los niveles internos al mínimo mientras la toxicidad ocurre.

Las especies que tienen adaptaciones para sobrevivir y reproducirse en suelos contaminados con metales pesados como: Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, and As. Tales especies se dividen en dos grupos: a) pseudometalofitas: que crecen en suelos contaminados y no contaminados y b) las metalofitas absolutas: que solo crecen en suelos contaminados y suelos naturales enriquecidos con metales pesados (Baker, 1987).

Dependiendo de la especie la tolerancia al metal puede resultar de dos estrategias básicas: exclusión del metal o acumulación del metal (Baker, 1981, 1987; Taylor, 1987; Baker and Walker, 1990).

La estrategia de exclusión comprende evitar la absorción del metal y restringir el transporte del metal a los tallos (De Vos *et al.*, 1991) y es usualmente empleada por las pseudometalofitas (fitoestabilizan).

La estrategia de acumulación consiste en la concentración de altas cantidades de metales en los tejidos de las plantas, esto implica una alta especialización de su fisiología, para las plantas hiperacumuladora se considera que la acumulación debe ser de más de 1000 ppm de Ni en hojas, para Zn y Mn la concentración es de 10,000 ppm y para cadmio 100 ppm.

El nivel extremo de la tolerancia a metales de las plantas vasculares es la hiperacumulación. Estas se definen como plantas superiores que acumulan en sus tallos cantidades $>100 \text{ mg Cd kg}^{-1}$, $>1000 \text{ mg Ni, Pb y Cu kg}^{-1}$, y $>10\,000 \text{ mg Zn y Mn kg}^{-1}$ (peso seco) cuando crecen en suelos enriquecidos con metales pesados (Baker and Brooks, 1989; Baker *et al.*, 1994).

Fellet, *et al.*, 2007: definen los valores para plantas hiperacumuladoras en: 100 ppm para Cd, 1000 ppm para Ni, Cu, Co, Pb, y 10,000 ppm para Zn y Mn.

La hiperacumulación de los metales es un fenómeno poco registrado en cerca de 400 especies de plantas que han sido identificadas como hiperacumuladoras representando estas menos del 2% de todas las angiospermas.

En general la fitorremediación ofrece diversas ventajas con respecto a las tecnologías de limpieza tradicionales, como son:

1. Las plantas pueden ser utilizadas como bombas extractoras de bajo costo para depurar suelos y aguas contaminadas.
2. Algunos procesos degradativos ocurren en forma más rápida con plantas que con microorganismos.
3. Es un método apropiado para descontaminar superficies grandes o para finalizar la descontaminación de áreas restringidas a largo plazo.

Esta tecnología puede reducir además la contaminación por polvos y ruido en áreas vecinas, además de improvisar calidad estética del sitio; y a largo plazo podrían ser considerados como sitios de recreación para su uso ya sea como parques o campos de golf.

A pesar de lo anterior, existen ciertas limitaciones para la fitorremediación de suelo (Raskin 1997):

- La fitorremediación es una tecnología lenta comparada con los métodos de limpieza mecánica, como la excavación y confinamiento, es por esto que frecuentemente se combina con otras de restauración como la física y la química.
- La profundidad de la zona de tratamiento está determinada por la zona radicular de las plantas que se usan en la fitorremediación, en muchos casos esta ecotecnia está limitada por los suelos poco profundos.

- Concentraciones altas de residuos peligrosos pueden ser tóxicos para las plantas.
- Puede ser sólo temporal, dependiendo de las características y localización del lugar.
- La toxicidad y biodisponibilidad de los productos de biodegradación no es siempre conocida.
- Los productos pueden ser movilizados hacia aguas subterráneas o bioacumulados en animales.

La fitorremediación no es una solución inmediata, sino a largo plazo debido a que las plantas tienen varias etapas de desarrollo dependiendo de la especie para llegar a la madurez, ya que una vez implementadas en el sitio son susceptibles a predación, enfermedades y fototoxicidad.

En general se debe considerar que debido al lento desarrollo de las plantas se requerirá de más tiempo para fitorremediar un sitio contaminado que el empleo de otras tecnologías más tradicionales de limpieza como la excavación, disposición e incineración de los contaminantes, ya que en estas tecnologías el tiempo es de tan sólo semanas o meses para finalizar la limpieza, ya que la fitoextracción o degradación puede necesitar hasta de varios años.

Es por ello que, la fitorremediación aún permanece en fase de investigación y desarrollo, además todavía se requieren vencer algunas barreras técnicas como son la optimización del proceso, la tasa de acumulación (cuántas plantas por hectárea y año hacen falta para descontaminar el terreno afectado), así como un mayor entendimiento de los mecanismos de absorción, translocación y metabolismo de los diferentes metales pesados (Chaney *et al*, 1997). Por lo que esta técnica generalmente puede ser la menos adecuada para sitios que representan un alto riesgo para el humano y otros receptores ecológicos.

Los trabajos dedicados a este tipo de contaminación son escasos en nuestro país y en su mayoría están encaminados solo a determinar zonas contaminadas con metales pesados.

En México (Programa para la minimización y el manejo de los residuos industriales peligrosos, INE, 1998); la mayor parte de los trabajos que se han realizado se refieren a la introducción de especies vegetales a sitios con altos grados de contaminación, por ejemplo Chan, *et al*, 1991; estudiaron el efecto de gases de relleno sanitario en el establecimiento de 10 especies pertenecientes a 8 familias de plantas en la Bahía de Gin Drinker en Hong Kong; las especies empleadas fueron: *Aporosa chinensis*, *Bombax malabaricum*, *Machilus breviflora*, *Tristania conferta*, *Acacia confusa*, *Albizia lebbek*, *Litsea glutinosa*, *Castanopsis fissa*, *Liquidambar formosana* y *Pinus elliottii*. En la mayoría de los casos las raíces que brotaron no fueron afectadas, a excepción de *Bombax malabaricum*, *Liquidambar formosana* y *Tristania conferta* que presentaron un crecimiento achaparrado y/o foliación reducida. Se observó que *Acacia confusa*, *Albizia lebbek* y *Tristania conferta* son convenientes para adaptarse en rellenos sanitarios completamente subtropicales, debido principalmente a su tolerancia al gas y/o tolerancia a la sequía; listados de especies en sitios de disposición final, Rivas y Taboada en 1992 realizó la caracterización de la vegetación que se ha desarrollado y las características físicas y químicas del sustrato encontrándose 45 especies pertenecientes a 40 géneros y 19 familias, de las cuales se recomiendan 11 especies para la recuperación

de la zona, en este sitio se determinaron altas concentraciones de metales pesados como Pb, Cd, Cu, Zn, Ni.

La mayor parte de los trabajos realizados sobre el estudio de metales pasados se refiere al análisis de la concentración de diferentes elementos en las diversas estructuras que componen a las plantas como por ejemplo:

Otte, *et al.* 1993 que se refirió o trabajó con suelos y plantas de marismas con las especies (*Spartina anglica* y *Áster tripolium*) que relaciona las distintas concentraciones de metales pesados.

Chaney *et al.* 1997 Analizaron la fitovolatilización de Se y Hg, la fitoestabilización de Pb y Cr la fitorremediación de Fe Cd y Zn en *Arabidopsis* empleando levaduras para su uso comercial.

Robinson *et al.* 1997 trabajaron con el potencial de (*Berkheya coddii*) como hiperacumuladora de níquel y su uso como fitorremediadora de suelos contaminados.

Dahmani-Muller *et al.* 2000 trabajaron con estrategias de tolerancia para algunas especies que son (*Armería marítima* ssp., *A. halleri* y *Cardaminopsis lialleri*) y una pseudometalofita (*Agrostis tennisi*) para cuatro metales pesados (Zn, Cd, Pb. y Cu).

Dahniani-Muller *et al.* 2001 trabajaron con (*Arabidopsis halleri*) como planta extractora de cuatro metales pesados (Zn, Cd, Cu, y Pb) evaluando la capacidad de crecer y extraer metales de diversos sustratos, en un suelo no contaminado y suelos contaminados colectados alrededor de un complejo refundición de Zn enmendados con diversos sólidos.

Shu, *et al.*, 2002. Evaluaron la tolerancia y acumulación de Cu, Pb y Zn en dos pastos, *Cynodon dactylon* y *Distichum paspalum* que crecen en minas y encuentran que son más tolerantes a altas concentraciones de estos metales que plantas que no crecen en sitios contaminados.

Álvarez, *et al.* 2003 trabajaron la concentración de ocho metales pesados (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Ni, Cd y Pb) acumulados en 4 especies diferentes (*Festuca* sp., *Salix atrocinerea*, *Frángula alnus* y *Quercus robur*) comparando las concentraciones de estos metales de la vegetación natural con material de descarga en una mina de Galicia España.

Del Río, *et al.*, 2002 analizaon las concentraciones de metales pesados y arsénico en plantas que se encuentran en suelos altamente contaminados para identificar las especies tolerantes, encontrando que de 99 plantas estudiadas solo 14, incluyendo a *Cynodon dactylon* pueden ser empleadas en la remediación de áreas contaminadas.

Madejón *et al.* 2002 son los únicos autores que ha estudiado a *Cynodon dactylon* que se desarrolla en un sitio contaminado por cuatro metales pesados (As, Cd, Cu y Pb) debido a la concentración mineral de los alimentos por el desplome de la presa del tizón en la mina de la pirita de Aznalcóllar España.

Narr *et al.* 2002 hablaron de la interacción de Cd y Zn y su transferencia en cultivos bajo condiciones de campo para dos especies (*Triticum aestivum* L. y *Zea mays* L.) de

trigo y maiz

Madejón *et al.* 2003 analizaron la concentración de cinco metales pesados (As, Cd, Cu, Pb y TI) que se acumulan en girasol que crece en suelos contaminados de España por un derramamiento tóxico en la mina de la pirita de Aznalcóllar España.

Madyiwa, *et al.*, 2003 evaluaron el potencial de fitoextracción de *Cynodon* para plomo y cadmio regado con aguas residuales y concluyen que es una planta con alto potencial ya que acumula niveles muy altos de metales pesados.

Arienzo *et al.* 2004 a nivel de invernadero determinaron el empleo del (*Lolium perenne*) para revegetar suelos contaminados por plantas metalúrgicas ferrosas en Nápoles Italia.

Gardea-Torresdey *et al.* 2004 Analizaron la bioacumulación de tres metales pesados (Cr, Cd, y Cu) en un tipo de enredadera (*Convolvulus arvensis*) para emplearla como fitorremediadora.

Marchiol *et al.* 2004 realizaron estudios de fitorremediación para seis metales pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) en dos especies de cañola y rabano (*Brassica napus* y *Raphanus sativus*) para estudiar el potencial de fitoextracción cultivados en un suelo multi-metal contaminado.

Battaglia *et al.* 2007 investigaron las características de lodo de molino de papel añadido en suelos contaminados con metales pesados y la disminución de contaminación empleando cebada.

Bidar *et al.*, 2007 estudiaron el crecimiento el trébol y pasto perenne en suelos contaminados (Cd, Zn, Pb) para considerar estas plantas como fitorremediadoras, encontraron que los metales se acumulan preferencialmente en las raíces y los autores concluyen que pueden serlo.

Fellet, *et al.*, 2007. Investigaron el uso de girasol, maíz y zania como fitoextractoras de metales pesados como Cd, Cu, Pb y Zn y concluyen que las plantas transportan los metales de la raíz al vástago y hojas y analizan el factor de concentración y desplazamiento y que zania es la menos eficiente.

Gupta y Sinha, 2007. Evaluaron la capacidad de fitoextracción de 4 plantas que crecen en sitios contaminados con lodos de curtidurías y encontraron que se pueden emplear con este fin.

Leung *et al.*, 2007. Evaluaron la supervivencia de plantas micorrizadas que viven en sitios contaminados y encuentran que *Cynodon dactylon*, crisantemo, helecho (*Pteris vittata*) y la hierba de espada (*Lolium multiflorum*) pueden vivir en concentraciones hasta 57 veces más altas que en sitios sin micorrizas

2.5 Características de los metales pesados del estudio:

Cinc: pertenece al grupo IIB de la tabla periódica de los elementos, presenta un estado de oxidación estable de Zn^{2+} , siendo un elemento muy conocido en suelos por la complejidad de su comportamiento químico y por su elevada solubilidad. Tiene un peso

atómico de 65.4 y una densidad de 7.14 g cm^{-3} y es considerado, por su relativa abundancia, como uno de los principales contaminantes potenciales para el medio ambiente. Es esencial para las plantas y para los animales, incluido al hombre, el cual tiene unos requerimientos diarios de 5 a 40 mg de cinc (Pais y Benton, 1997) y los 400 mg kg^{-1} es considerada generalmente la concentración crítica en las plantas (Kabata-Pendias y Pendias, 1992.).

Con frecuencia alcanza concentraciones superiores en muchas áreas debido a la influencia antropogénica (uso de abonos orgánicos, fertilizantes, pesticidas y lodos residuales en agricultura; precipitación atmosférica por la quema de combustibles fósiles y actividad minera).

Cadmio: pertenece al grupo IIB de la tabla periódica de los elementos, presenta un estado de oxidación estable de Cd^{+2} , siendo un elemento relativamente raro en cuanto a su abundancia en la corteza terrestre. Tiene un peso atómico de 122.4 y una densidad de 8.65 g cm^{-3} y es considerado, pese a su relativa escasez, como un contaminante potencial, para el medio ambiente, ya que es tóxico y muy móvil.

No es esencial para las plantas ni para los animales, incluido el hombre, siendo considerado como un elemento altamente tóxico. En el caso de las plantas, tienen una sensibilidad variable frente a este elemento, con unos niveles de entre 0.2 a 9 mg kg^{-1} , aunque en general niveles de 3 mg kg^{-1} se consideran suficientes para afectar su crecimiento (Pais y Benton, 1997). Su presencia en la corteza terrestre está muy relacionada con el cinc, con valores medios en torno a 0.1 mg kg^{-1} (Heinrichs *et al.*, 1980).

Los niveles en suelos suelen ser bajos, aunque se alcanzan altas concentraciones en muchas áreas debido a la influencia antropogénica: asociado a la minería y fundición de Zn y Pb, incineración de plásticos y baterías, aplicación de lodos residuales en agricultura y el consumo de combustibles fósiles.

La presencia del cadmio en suelos es cada vez más estudiada debido a su elevada toxicidad y a su alta capacidad de acumulación en las plantas, encontrándose relaciones directas entre las concentraciones de Cd en el suelo y en las plantas.

2.6 Características de las Especies:

Senna tomentosa Batka. Arbusto o arbolito de 1 a 4 m de altura; tallo tomentoso; estípulas lineares, pequeñas y caducas; hojas con el raquis tomentoso y provisto de glándulas entre algunos o todos los pares de foliolos, éstos en número de 6 a 8 pares, lanceolados u oblongos, de 1 a 5 cm de largo por 5 a 10 mm de ancho, ápice obtuso o agudo, a menudo mucronado, margen entero, base redondeada, haz glabro o algo pubescente, envés tomentoso, flores dispuestas en panículas axilares o terminales; flores con el pedicelo de 6 a 10 mm de largo; cáliz con los sépalos orbiculares, obtusos, pubescentes, de 7 a 10 mm por 3 a 7 mm de ancho, algo desiguales entre si; corola amarilla, con los pétalos de 12 a 15 mm de largo; 3 de los estambres con los filamentos largos y las anteras encorvadas, 4 con los filamentos cortos y las anteras rectas y alargadas, y los otros 3 con los filamentos cortos y las anteras pequeñas y suborbiculares; ovario estipitado, densamente lanoso, estilo persistente; legumbre linear, de 8 a 12 cm de largo por 7mm de ancho, estipitada, comprimida, pero algo

túrgida; semillas numerosas, semilunares, de 5 mm de largo por 3mm de ancho, de color café, lustrosas, dispuestas transversalmente.”Retama de tierra caliente”. Se ha encontrado entre 2250 y 2700 m de altitud, generalmente en sitios próximos a lugares de habitación humana. Se ha colectado en los municipios de Zempoala, Teotihuacán, Huixquilucan, Cuajimalpa, Contreras, Xochimilco, y Milpa Alta. Fuera del Valle existe de Querétaro a Hidalgo, Oaxaca, y hasta Centro y Sudamérica; es posible que se trate de una planta antropófila y en ocasiones también cultivada.(Rzedowski, J. & Rzedowski 2001). *Sin. Senna Multiglandulosa y Cassia Multiglandulosa* (Mc Vaugh 1987).

Cynodon dactylon (L.) Pers. Planta perenne, con estolones y rizomas; tallos de 10 a 30 cm. de largo, delgados, glabros, erectos o decumbentes; vainas de 1.5 a 7 cm. de largo, generalmente mas cortas que los entrenudos, vilosas en el ápice, las inferiores usualmente aquilladas, los bordes membranosos, lígulas membranosas, cilioladas, de 0.2 a 0.3 mm de largo, a veces vilosas en el dorso, laminas de 0.5 a 6.5 cm. de largo por 1 a 3.5 mm de ancho, aplanadas, en ocasiones dobladas, escabriúsculas, generalmente vilosas detrás de la lígula y en los márgenes inferiores, ocasionalmente en ambas superficies; espigas (3) 4 a 6, de 1.5 a 6 cm de largo, distribuidas en un verticilo, usualmente radiadas; espiguillas de 2 a 2.8 mm de largo, adpresas al caquis e imbricadas, verde-violáceas, glumas de 1 a 2.3 mm de largo, glabras, la primera falcada, la segunda lanceolada; de 2 a 2.6 mm de largo, fuertemente doblada y aquillada, sin arista u ocasionalmente con un corto mucrón, palea glabra, tan larga o un poco mas corta que la lema; raquilla prolongada, desnuda o llevando una segunda flor, masculina o rudimentaria.”Zacate Bermuda”, “pata de gallo”, “gramilla”, “zacate agrarista”. “grama”. Ampliamente distribuida en el valle de México. Alt. 2240-2800 m. Maleza arvense y ruderal, frecuente en áreas perturbadas, fuera del valle se conoce del sur de Estados Unidos a Argentina; también de muchas partes del antiguo mundo, de donde se supone que es originaria, se cultiva para formar céspedes, para contener la erosión del suelo y como forrajera.

En el caso de *Cynodon dactylon* (L.) Pers., es una planta comestible y se encuentra como arvense o ruderal, de crecimiento rápido (Rzedowski, J. & Rzedowski 2001) por lo que debe analizarse si es una especie acumuladora. En el caso de *Senna tomentosa* Batka es un arbusto o arbolito de 1 a 4 metros de altura, arvense o ruderal y se pretende saber si durante su desarrollo puede acumular metales pesados y continuar con su desarrollo.

3. JUSTIFICACIÓN.

Al contar México con aproximadamente 30 mil especies de plantas vasculares y un alto índice de endemismos, ofrece un enorme potencial de especies con alta capacidad fitorremediadora (Robinson, *et al*, 1993) y que deben ser consideradas para resolver la contaminación por metales pesados, ya que determinados vegetales han demostrado una gran capacidad para convivir en ambientes con una concentración relativamente elevada de estos tóxicos, pues absorberlos y por lo tanto retirar de los sitios en los que se encuentra, sin que las plantas manifiesten efectos adversos. De ahí que se puedan presentar plantas tolerantes o plantas acumuladoras de sales y metales pesados a las que se les da el nombre de hiperacumuladoras (Andrea and Alleman 1999). Por ello, la fitorremediación es un campo de investigación muy fructífero en el presente.

Al considerar los metales pesados como problema de contaminación se ve la necesidad de la recuperación de este tipo de sitios para lo cual hay que considerar a las especies que pueden adaptarse a estos sitios, que lleven a la formación de una capa vegetal, reducir los riesgos de erosión y estabilizar los suelos. Deben emplearse primero plantas herbáceas como una cubierta estabilizadora que facilite la sucesión natural. Se empleará a *Cynodon dactylon* (L) Pers como una herbácea de crecimiento rápido y es una especie que se encuentra ampliamente distribuida dentro del sitio de disposición final Bordo Xochiaca y a *Senna tomentosa* Batka que es una leguminosa que fija el nitrógeno atmosférico en el suelo y que puede ser aprovechado por las otras plantas; estas son dos especies que en estudios anteriores realizados en la zona de trabajo se encuentran en sitios con altos contenidos de metales pesados. Es importante mencionar que en México, hasta el momento existen pocos estudios sobre el empleo de plantas como fitorremediadoras, de tal manera que este estudio servirá para ayudar a aumentar el conocimiento en el número de plantas que se emplean dentro de la biorremediación de suelos contaminados.

4. PROBLEMÁTICA

Las zonas donde se lleva a cabo la acumulación de residuos sólidos representan un gran problema de contaminación, tanto para el suelo como para el agua y el aire. En estos sitios, el primer efecto que se nota es la desaparición de la cubierta vegetal por la acumulación, provocando una fuerte erosión en la zona seguido de la generación de productos secundarios derivados de esta acumulación y que son los lixiviados y el biogas, que son también, un vehículo de diversos contaminantes como los metales pesados y que pueden alcanzar las aguas del subsuelo, ambos tienen efectos drásticos sobre la vegetación, los cuales al producirse afectan de manera drástica la vegetación provocando estrés a las plantas.

Las preguntas a contestar son:

- 1) *Cynodon dactylon* y *Senna tomentosa* absorberán altas concentraciones de Zn y Cd para ser consideradas fitoextractoras?
- 2) Sobrevivirán durante 2 meses en un ambiente con altas concentraciones de Zn y Cd?
- 3) Presentarán las especies que crecen en Zn y Cd diferencias en el desarrollo comparado con los testigos?

5. HIPÓTESIS

Las especies de *Cynodon dactylon* (L) Pers y *Senna tomentosa* Batka que crecen en sitios de disposición final son plantas potencialmente fitoextractoras, ya que se desarrollan en suelos contaminados.

Los individuos que crecen en sitios con Cd y Zn, tendrán un desarrollo deficiente en comparación con el control, debido a la acumulación de metales en sus tejidos y tendrán diferente concentración de metales a nivel de raíz, tallo y hoja.

6. OBJETIVO

6.1 Objetivo general

Evaluar la capacidad fitorremediadora de *Cynodon dactylon* (L) Pers y *Senna tomentosa* Batka (Zn y Cd) para su empleo en la recuperación de sitios de disposición final.

6.2 Objetivos particulares

Recolectar semillas de *Senna tomentosa* y *Cynodon dactylon* del sitio de disposición final Bordo Xochiaca.

Realizar pruebas de germinación y viabilidad a las semillas colectadas.

Evaluar el crecimiento de *Senna tomentosa* Batka y *Cynodon dactylon* (L) Pers a nivel invernadero en cultivos hidropónicos con 3 concentraciones diferentes de Zn y Cd y un testigo.

Evaluar la sobrevivencia de los individuos.

Analizar la concentración de Zn y Cd en los diferentes órganos de las plantas (raíz, tallo y/u hojas).

7. MÉTODO

7.1 Zona de coleta de germoplasma

La zona de colecta de *Cynodon dactylon* (L) Persy *Senna tomentosa* Batka se encuentra en una parcela de estudio del enterramiento controlado Bordo Xochiaca, cercana a la Avenida Bordo Xochiaca que se localiza en el municipio de Nezahualcóyotl, en el límite sur de los terrenos del ex- Vaso de Texcoco. El municipio se ubica en la parte central del Valle de México, al noroeste de la zona metropolitana de la Ciudad de México y al oeste de la Ciudad de Texcoco de Mora, entre los paralelos 19° 24' 13'' y 19° 26' 00'' y latitud norte entre los meridianos 99° 00' 00'' y 99° 01' 20'' de longitud oeste, con elevaciones entre 2230 y 2237 msnm. Limita al norte con la vía de ferrocarril México-Cuautla y con zonas abiertas de los terrenos federales de la Comisión del ex-Lago de Texcoco, al sur con la Avenida Bordo Xochiaca y con la zona habitacional del Municipio de Nezahualcóyotl, al este limita con prolongación de la Avenida Adolfo López Mateos y al Oeste con el "Cárcamo Maravillas" y la colonia del Sol, comprende aproximadamente 35 hectáreas.

El clima predominante de la región es seco estepario frío, con lluvias en verano (BSK'w) Köppen, modificado por Enriqueta García. La temperatura media anual para el período 1972 a 1985 fue de 16.0°C con variaciones anuales de 15.6 a 16.4°C; los meses más calurosos y más fríos fueron mayo y enero, con temperaturas medias de 18.7°C y 12.4°C respectivamente. (Datos del Sistema Meteorológico Nacional). Se reporta un promedio anual de 519.3 mm para el período 1972-1990, el intervalo de variación está comprendido entre 375 y 700 mm/año, lo que influye de manera determinante en el desarrollo de un sitio donde se confinan los residuos sólidos. La temporada de lluvias se presenta de mayo a octubre, en que casi se concentra el 90% de la precipitación, mientras que la época seca va de noviembre a marzo. En años secos se puede presentar una ausencia casi total de lluvias en temporada seca. (Estaciones del Campamento Lago).

El enterramiento controlado forma parte de la Planicie Lacustre de Texcoco, sus suelos son de origen volcánico-lacustre producidos por la hidratación de cenizas en aguas someras de alta salinidad que produjeron una rápida floculación y sedimentación lo que formó arcillas de los tipos marmorilonítico e ílítico con pobre estructuración cristalina. Los suelos son franco-arcillosos cuya unidad edáfica corresponde a solonchak, tipo gleyco y órtico, son profundos con texturas de medias a pesadas, ricos en limos con lentes arenosas de muy lento drenaje horizontal y vertical.

La vegetación que se encontró en el tiradero a cielo abierto era predominantemente herbácea, anual de bajos requerimientos nutricionales, mezcla de especies nativas y plantas de interés económico que forman parte de los residuos que llegan a este tipo de sitios. Al convertirse este sitio en enterramiento controlado se perdió esta vegetación.

7.2 Trabajo de Campo:

Colecta de semillas de *Senna tomentosa* Batka y *Cynodon dactylon* (L) Pers de las plantas que crecen en el enterramiento controlado Bordo Xochiaca, Estado de México.

7.3 Trabajo de Laboratorio-Invernadero

Se realizaron las pruebas de germinación de las semillas de *Senna tomentosa* Batka y *Cynodon dactylon* (L) Pers. De acuerdo a Hartmann (1990); una vez que germinaron las semillas se esperó hasta que la plántula tuviera dos hojas y la raíz para ser trasplantada a recipientes de plástico de 2 Litros de capacidad, para cada concentración de Zn y Cd. Se emplearon 10 individuos por tratamiento. Las concentraciones que se emplearon se consideraron entre las concentraciones normales y críticas de los suelos y son:

Elemento	Ppm		
Zn	50	70	235
Cd	0.3	3.0	5.0

CUADRO 2. Concentraciones normales y críticas empleadas en el sustrato para Zn y Cd.

Las concentraciones empleadas para los tres tratamientos con los dos metales (Cd y Zn) se tomaron en base a las concentraciones reportadas por diferentes autores:

Elemento	Rango Normal en Suelos, (ppm) ⁽¹⁾	Promedio en suelos (ppm) ⁽²⁾	Concentración crítica en suelos(ppm) ⁽³⁾	Concentración empleada en el experimento (ppm)
Cd	0.01-2.0	0.27	3-8	0.3 –3.0 –5.5
Zn	1-900	50	70-400	50-70-235

CUADRO 3. Rangos de Concentraciones normales y críticas en suelo, empleadas en el sustrato para Zn y Cd.

(1) Bowen, 1979

(2) Alloway 1990

(3) Kabata-Pendias y Pendias, 1984

Se revisaron cada semana para que el nivel de la solución con metal pesado se mantuviera constante.

Se emplearon testigos para ambas especies donde solo se usó solución nutritiva para su desarrollo.

Se llevó un registro semanal de la altura de la parte aérea, de la raíz y número de hojas. Estos datos se registraron durante diez semanas, tanto para los tratamientos como para los controles. Se registró el pH de las soluciones de los tratamientos y controles.

Al término de las 10 semanas se efectuó la cosecha de las plantas registrando: tamaño total, parte aérea, tamaño de la raíz, peso en húmedo de cada planta, posteriormente se colocaron en papel filtro y se metieron en una estufa a 48° C hasta peso constante; ya secos los individuos se separaron en raíz, tallo y hojas para ser digeridas en una mezcla ácida de tres ácidos (Radojevic and Baskin. 1999) y analizadas individualmente por espectrofotometría de absorción atómica con el equipo Spectra 200 Varian, de cada muestra se tomó la lectura tres veces y se reportó la media de cada muestra analizada en los resultados (ANEXO 2).

8. RESULTADOS

8.1 Tratamientos pregerminativos

Se emplearon diferentes tratamientos pregerminativos (Hartmann, 1997) para saber cual emplear con mejores resultados encontrándose lo siguiente:

PRETRATAMIENTO	<i>Senna tomentosa</i> Batka % germinación	<i>Cynodon dactylon</i> (L) Pers % germinación
FRIO	38	10
CALOR	5	80 (invernadero)
ESCARIFICACION	29	17
H ₂ SO ₄ 10 min	59	-
H ₂ SO ₄ 20 min	100	-
SIN TRATAMIENTO	0	5

CUADRO 4. Resultados de los tratamientos pregerminativos para: *Senna tomentosa* Batka y *Cynodon dactylon* (L) Pers.

Los porcentajes más altos de germinación para *Senna tomentosa* fueron empleando ácido sulfúrico concentrado a diferentes tiempos; por lo que a las semillas de *Senna tomentosa*, se les hizo un pre-tratamiento, que consistió en lo siguiente:

Sumergirlas en ácido sulfúrico concentrado durante 20 minutos, se les enjuago y se colocaron 15 en cajas Petri (10 cajas) con algodón y papel filtro, se colocaron en la estufa, a una temperatura de 25° durante 6 días.

En el caso de *Cynodon dactylon*, se les hizo un pretratamiento a las semillas que consistió en ponerlas en agua caliente (80° C) 5 minutos y las que se fueron al fondo se pusieron en cajas de Petri con algodón y papel filtro y en el invernadero. Se colocaron 20 semillas por caja Petri (10 cajas).

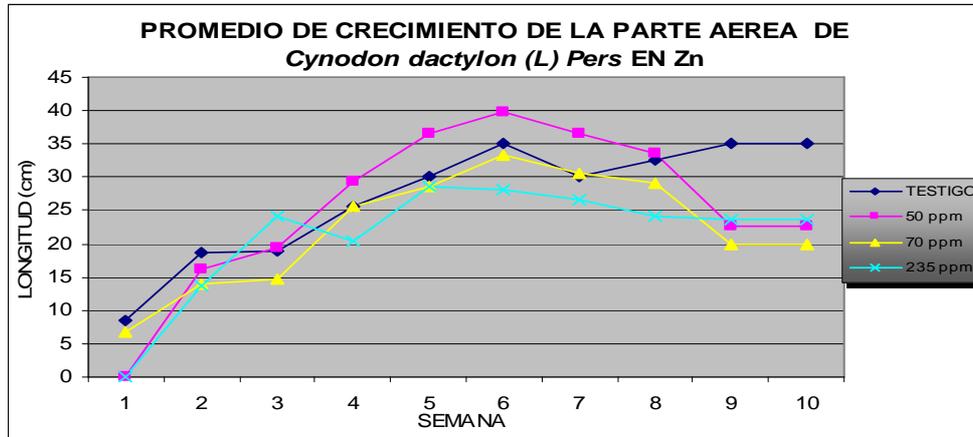
Los pretratamientos dieron un alto porcentaje de germinación, después las plántulas se trasplantaron a los recipientes con Zn y Cd.

8.2 pH en el medio de crecimiento

Especies	Metal	Concentración	pH en el medio de crecimiento <i>Senna tomentosa</i>	pH en el medio de crecimiento <i>Cynodon dactylon</i>
<i>Senna tomentosa</i> Batka y <i>Cynodon dactylon</i> (L) Pers	Zn	50 ppm	5.54	5.61
		70 ppm	5.57	5.32
		235 ppm	4.9	4.73
	Cd	0.3 ppm	5.80	5.9
		3.0 ppm	5.15	5.33
		5.5 ppm	4.50	4.58
Testigos			6.03	5.6

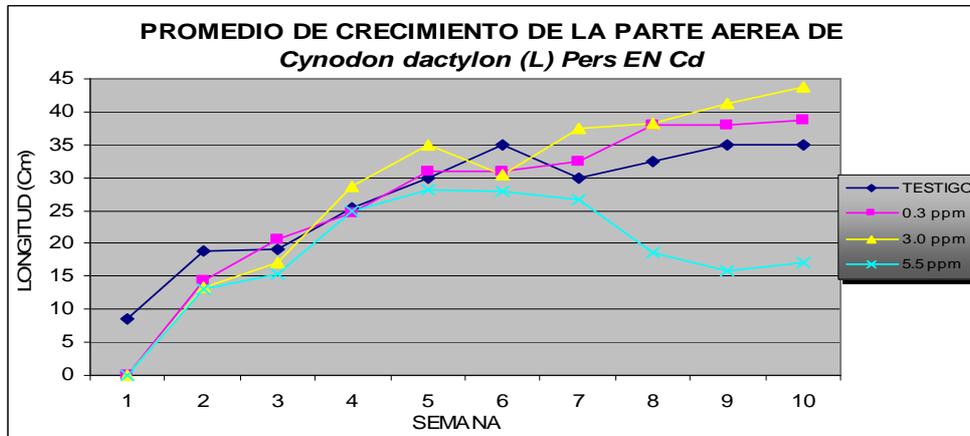
CUADRO 5. Resultado de pH en el medio de crecimiento para las dos especies (tratamientos y testigo)

8.3 CRECIMIENTO DE LA PARTE AEREA DE *Cynodon dactylon* (L) Pers y *Senna tomentosa* Batka



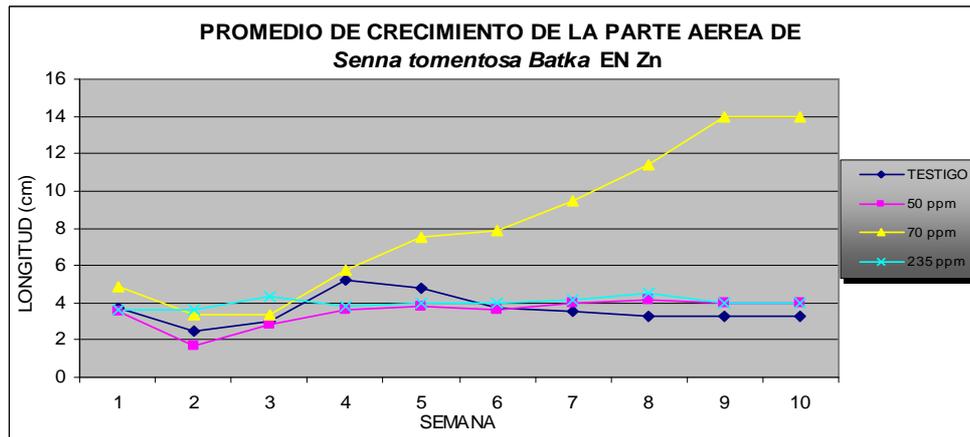
GRAFICA 1. Promedio semanal de la parte aérea de *Cynodon dactylon* (L) Pers en Zn.

En la grafica 1 se observa que *Cynodon dactylon* con el tratamiento de 50 ppm de Zn adquiere su tamaño máximo en la semana 6 (37 cm) rebasando por casi 5 cm al testigo, a partir de ahí el *Cynodon dactylon* sufre un decremento (aproximadamente 28 cm) a diferencia del testigo que casi permanece constante su tamaño (aproximadamente 30 cm). Al final del experimento el *Cynodon dactylon* testigo es mayor (35 cm) al de los tratamientos, donde las diferencias que se presentan entre ellos no son muy notables, el *Cynodon dactylon* testigo crece alrededor de 10 cm con respecto a los tratamientos.



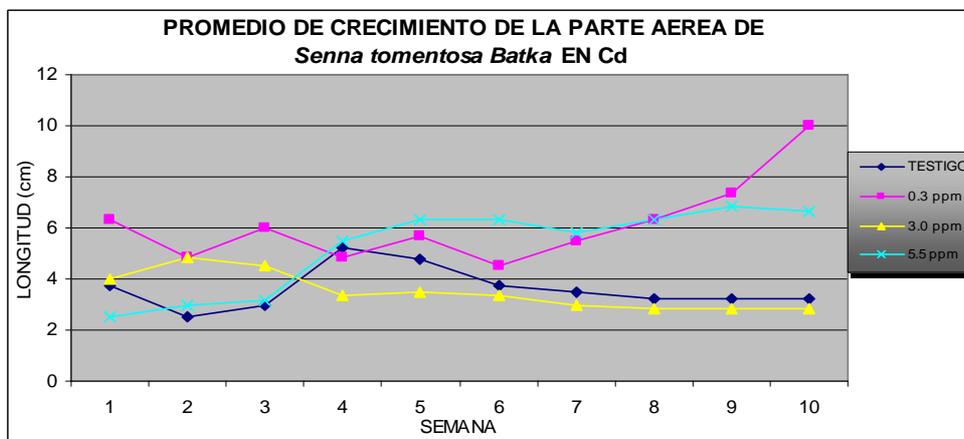
GRAFICA 2. Promedio semanal de la parte aérea de *Cynodon dactylon* (L) Pers en Cd.

En la Gráfica 2 se muestran los resultados de todas las semanas evaluadas para *Cynodon dactylon* que crecen con diferentes concentraciones de Cd, al comparar los tres tratamientos (Cd 0.3, 3.0 y 5.5) se observa claramente un crecimiento semejante entre ellos en las primeras semanas, a partir de la semana 6 y hasta la 10 el testigo presenta un crecimiento de entre 5 y 15 cm por debajo del crecimiento que se presenta en el *Cynodon dactylon* a 0.3 y 3.0 ppm de Cd respectivamente; el efecto adverso del Cd 5.5 ppm se mostró a partir de la semana 7 con un decremento en la parte aérea hasta la semana 10 donde llego hasta los 15 cm. Al final del experimento el testigo, Cd 0.3 y Cd 3.0 ppm presentan ligeras variaciones en su crecimiento entre 38 y 43 cm, siendo notoria la diferencia de éstos con respecto al tratamiento de Cd 5.5 ppm, que solo alcanzo 17 cm de altura.



GRÁFICA 3. Promedio semanal de la parte aaérea de *Senna tomentosa* Batka en Zn.

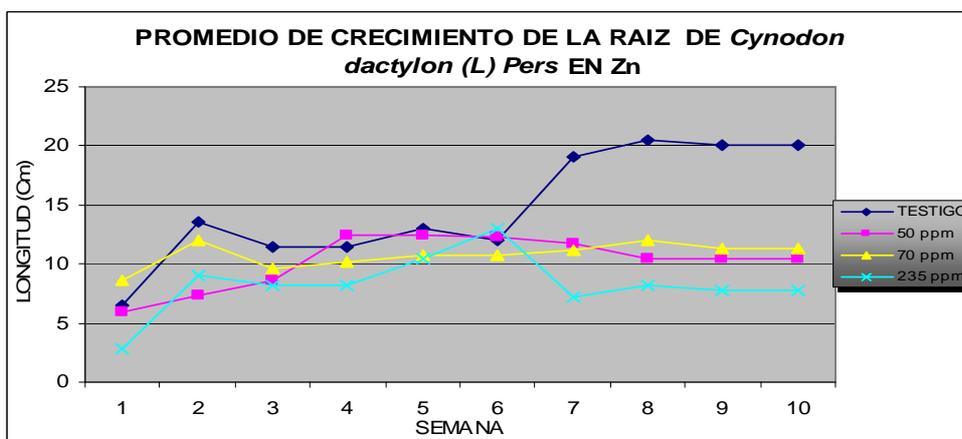
En la gráfica 3 se observa que la parte aérea de *Senna tomentosa* del testigo y los tres tratamientos presentaron un crecimiento semejante hasta la semana 4, donde en el tratamiento de Zn 70 ppm se presentó un crecimiento importante que se mantuvo hasta la última semana, alcanzó los 15 cm de altura, superando al testigo y a los otros 2 tratamientos. El testigo a partir de la semana 4 (5 cm) dejó de crecer y termino en la semana 10 con un tamaño menor al de los tres tratamientos (3 cm). En los tratamientos con Zn 50 y 235 ppm se puede decir que presentan un crecimiento semejante. Al final se observa la misma tendencia, donde el mayor desarrollo fue con Zn 70 ppm (13 cm), en los restantes tratamientos Zn 50 y Zn 235 ppm y el testigo no hubo diferencias notables en el tamaño de la parte aérea (4 cm, 4 cm y 3 cm respectivamente).



GRÁFICA 4. Promedio semanal de la parte aérea de *Senna tomentosa* Batka en Cd.

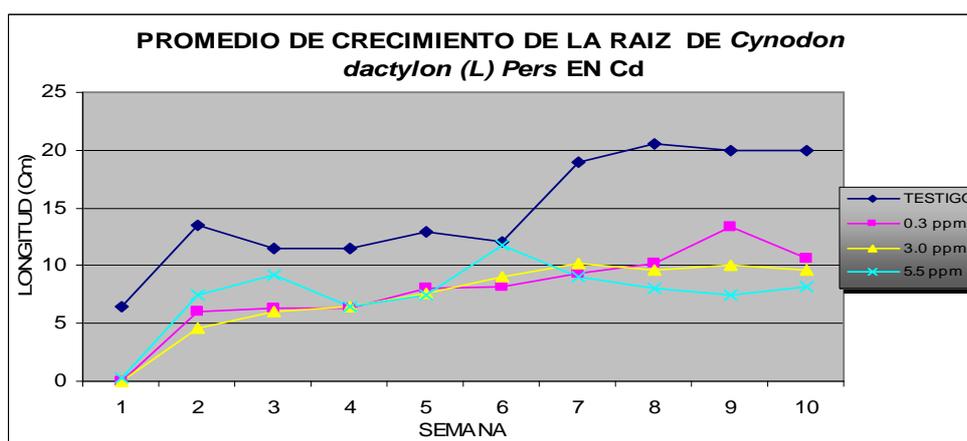
En la gráfica 4 al inicio de la semana 1 los tratamientos de Cd 0.3 y 3.0 ppm crecen ligeramente mas con respecto al testigo y Cd 5.5 ppm. mantienendolo hasta la semana 4 donde se nota un crecimiento semejante en todos los tratamientos y testigo, a partir de la semana 5, el Cd 0.3 y 5.5 ppm dominan en altura hasta llegar a la semana 10 donde Cd 0.3 ppm obtuvo el mayor desarrollo aéreo (10 cm), el Cd 3.0 y el testigo muestran el mismo patrón de crecimiento (3 cm aproximadamente); al final de la semana 10 el tratamiento de Cd 0.3 ppm presentó un mayor crecimiento con respecto al tratamiento de Cd 3.0 y el testigo que no sobrepasaron los 5 cm de parte aérea. En la última semana se nota una diferencia marcada entre los tratamientos de Cd 0.3 (9 cm) y 5.5 (6 cm) ppm con respecto al testigo (3 cm) y el tratamiento de Cd 3.0 (2.5 cm) ppm.

8.4 CRECIMIENTO DE LA RAIZ DE *Cynodon dactylon* (L) Pers y *Senna tomentosa* Batka



GRÁFICA 5. Promedio semanal de la raíz de *Cynodon dactylon* (L) Pers en Zn.

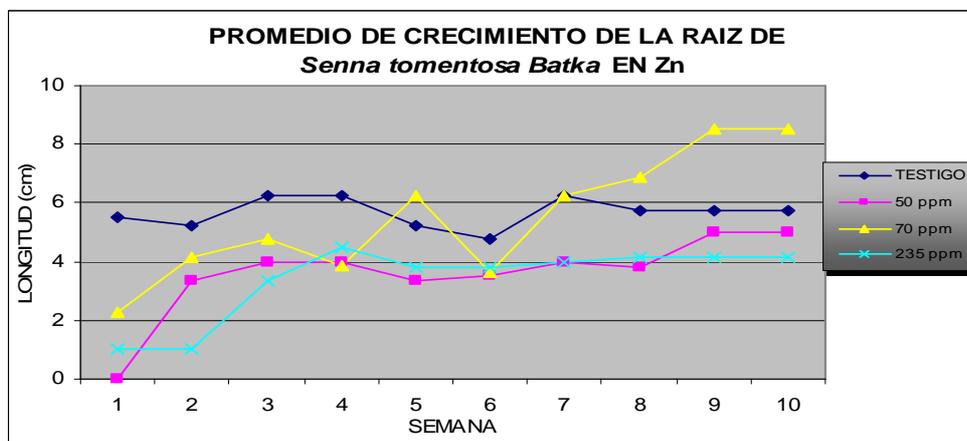
En la gráfica 5 el tratamiento con Zn para *Cynodon dactylon* se observa que el testigo y los tres tratamientos (50, 70 y 235 ppm) se comportan de una manera semejante, tienden a aumentar en las primeras 2 semanas, casi se mantiene constante su crecimiento entre las semanas 3 a 6, a partir de ahí el testigo crece hasta llegar a su máximo desarrollo en la semana 8 (20 cm) manteniéndose hasta la semana 10; por otro lado los tres tratamiento a partir de la semana 6 hasta la 10 se mantienen casi constantes, los tratamientos 50 y 70 ppm se mantienen prácticamente del mismo tamaño (aproximadamente 10 cm); el tratamiento de 235 ppm a partir de la semana 6 decrece aproximadamente 3 cm y a partir de la semana 7 se mantiene constante en 7 cm. En la semana 10, observa que la raíz del testigo obtuvo un mayor desarrollo y la diferencia significativa con respecto a los tres tratamientos, los tratamientos 50 y 70 ppm obtuvieron un promedio de 10.5 cm y la raíz en el tratamiento 235 obtuvo el menor desarrollo.



GRÁFICA 6. Promedio semanal de la raíz de *Cynodon dactylon* (L) Pers en Cd.

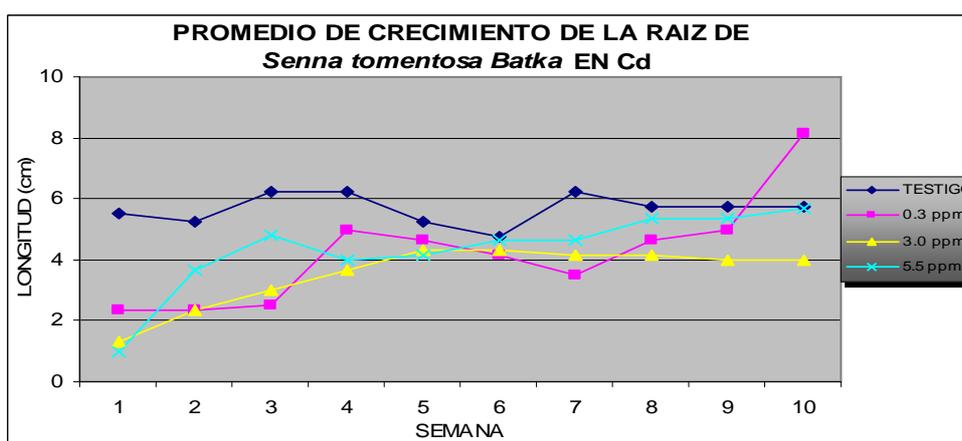
En la gráfica 6 se observa que desde el inicio del experimento el testigo se desarrolla mas que los tres tratamientos de Cd, Esta siempre por encima de estos hasta llegar a los 20 cm ; en los tres tratamiento de Cd se observa que la raíz del pasto a 5.5 ppm en las primeras 3 semanas se desarrolla más que los otros 2 tratamientos y a partir de estas sufre leves variaciones y a partir de la semana 6 empieza una disminución en su

desarrollo hasta llegar a los 8 cm en la semana 10; los tratamiento de Cd 0.3 y 3.0 ppm a partir de la semana 6 empiezan a desarrollarse levemente hasta llegar a los 10 cm; El desarrollo de los individuos de Cd 0.3 y 3.0 ppm es muy semejante. Al final se nota que el crecimiento es a la inversa de la concentración de Cd. donde Cd 5.5 ppm resulto ser la de menor crecimiento y el testigo la menos afectada al final del experimento; las diferencias entre el testigo y los tratamientos son notorias.



GRAFICA 7. Promedio semanal de la raíz de *Senna tomentosa Batka* en Zn.

Para la gráfica 7, el comportamiento de la raíz para el testigo y los tratamientos en Zn en *Senna* fue semejante en las primeras tres semanas, a partir de la 4ª semana el testigo decreció ligeramente hasta la semana 6 donde llego a 5 cm, aumento después hasta más de 6 cm y después se mantuvo casi constante hasta la semana 6; los tratamientos Zn 50 y 235 ppm presentaron un comportamiento similar manteniendo leves variaciones hasta la semana 10 en donde el tratamiento con Zn 50 ppm alcanzo los 5 cm y Zn 235ppm 4 cm; el tratamiento con Zn 70 ppm obtuvo bruscas variaciones entre la semana 3 y 7 y a partir de esta empezó a desarrollarse de manera notoria hasta llegar a los 8.5 cm en la semana 10 donde se observa que la raíz de Zn 70 ppm creció mas que el testigo y los otros 2 tratamientos, observándose una ligera diferencia de entre 2 y 3 cm. con respecto a testigo.



GRÁFICA 8. Promedio semanal de la raíz de *Senna tomentosa Batka* en Cd.

En la gráfica 8 la raíz de Cd 0.3 ppm se desarrolla poco hasta la semana 3, a partir de esta empieza a crecer con ligeras variaciones hasta la semana 9 y presenta un aumento de casi 3 cm hasta la semana 10 siendo la de mayor tamaño aun por encima del testigo; por otra parte Cd 3.0 crece siempre menos que los otros tratamientos, incluyendo el

testigo ya que a partir de la semana 5 no hay elongación de la raíz, en cambio el testigo supera a 0.3, 3.0 y 5.5 ppm hasta la semana 9 solo superada por Cd 0.3 en la semana 10, donde tenemos que la raíz de Cd 0.3 presenta un mayor crecimiento y Cd 3.0 la más pequeña, el testigo y Cd 5.5 ppm no muestran cambios muy marcados entre ellos, ya que la variación de sus raíces es de menos de 2 cm.

8.5 Índice de Tolerancia

El índice de tolerancia de las plantas para Zn y Cd fueron calculadas de acuerdo a la siguiente ecuación (Wilkins, 1978)

$$\frac{\text{Medida de la longitud de la raíz en solución con metal}}{\text{Medida de la longitud de la raíz en solución sin metal}} \times 100 \%$$

Índice de tolerancia para <i>Cynodon dactylon (L) Pers</i> y <i>Senna tomentosa</i> Batka Sujeta a diferentes concentraciones de Zn y Cd		
Tratamiento	<i>Cynodon dactylon (L) Pers</i>	<i>Senna tomentosa</i> Batka
Zn (ppm)		
50	52.5	86.9
70	56.6	147.8
235	39.1	72.4
Cd (ppm)		
0.3	53.3	142.0
3.0	48.3	69.5
5.5	41.2	98.5

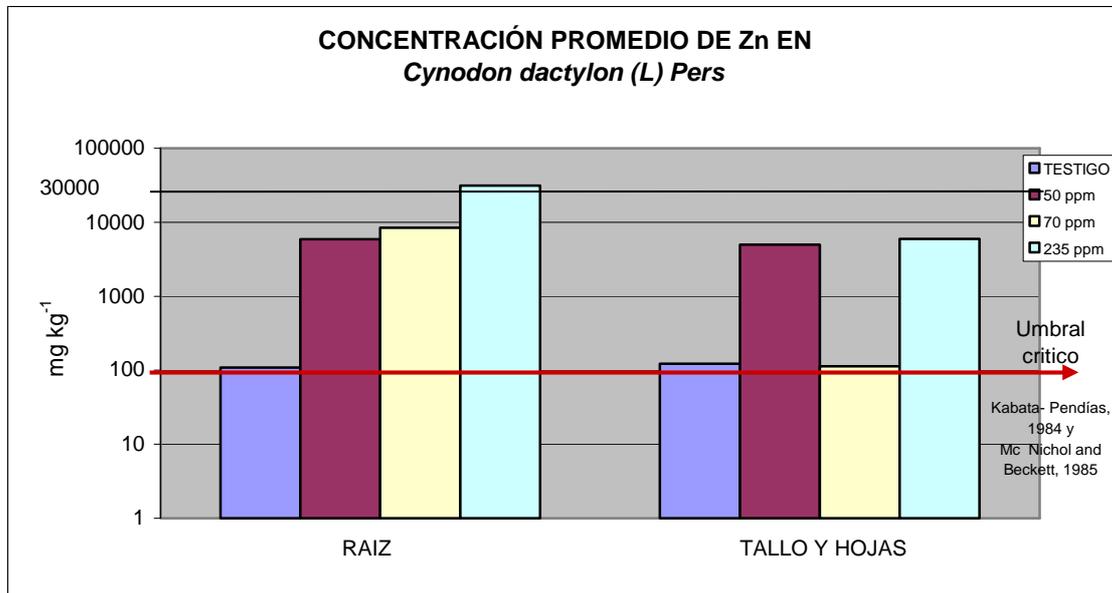
CUADRO 6. Promedio del Índice de Tolerancia calculados

8.6 CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN SUELO Y PLANTAS (mg kg⁻¹)

METAL	Rango normal	Concentración crítica en suelos	Rango normal en plantas	Rango crítico en plantas (a)	Rango crítico en plantas (b)
Cd	0.001-2.0	3-8	0.1-2.4	5-30	4-200
Zn	1-900	70-400	1-400	100-400	100-900
		Kabata-Pendías, 1984			
				a: Kabata-Pendías, 1984	b: Mc Nichol and Beckett, 1985

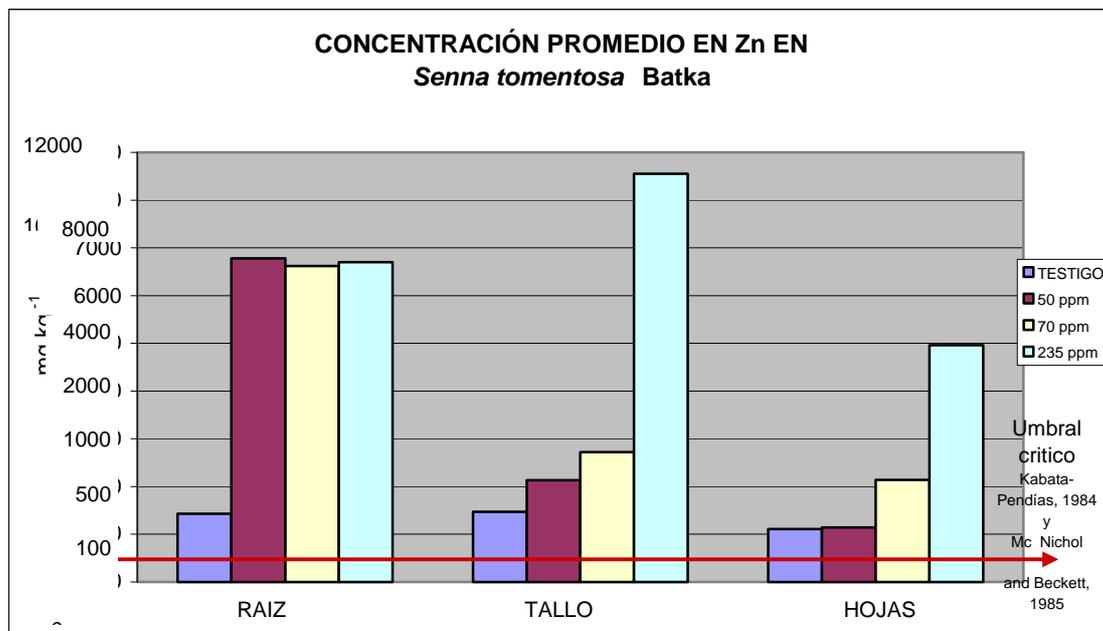
CUADRO 7. Rangos de Concentraciones normales y críticas en suelo y plantas para Zn y Cd.

8.7 CONCENTRACIÓN DE METALES: CINC Y CADMIO (mg kg^{-1} DE MATERIA SECA) EN TEJIDOS *Cynodon dactylon* (L) Pers Y *Senna tomentosa* Batka



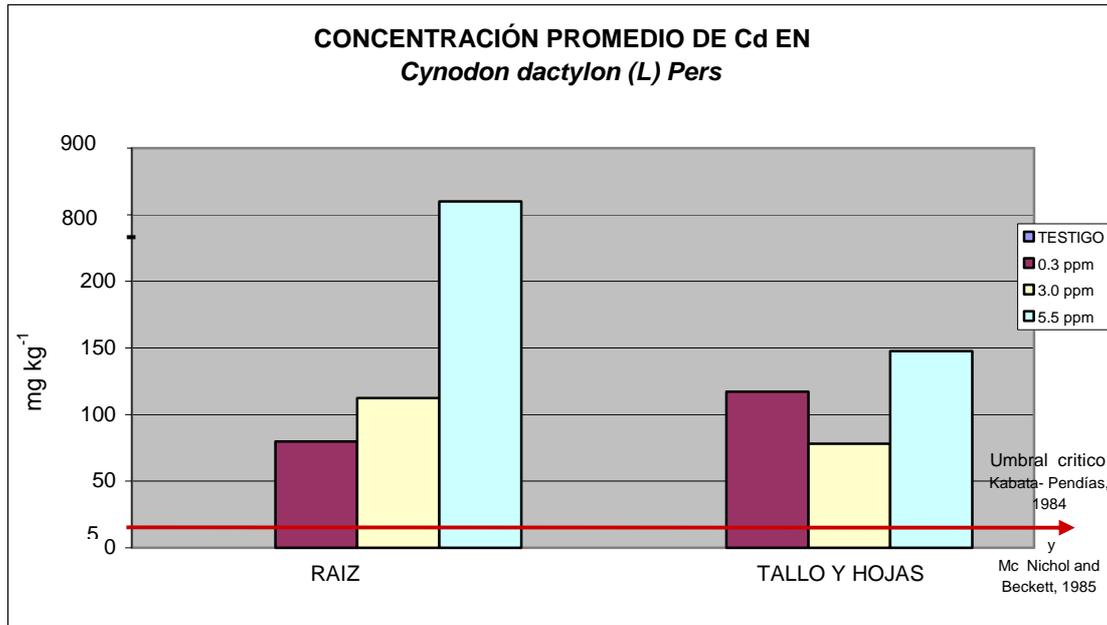
GRÁFICA 9. Concentración promedio en tejidos de *Cynodon dactylon* En Zn.

En la gráfica 9 la concentración de Zn en *Cynodon dactylon*, se observó que en la raíz de Zn 235 ppm hay una mayor acumulación ($31338.1 \text{ mg kg}^{-1}$) siendo en el testigo donde hay menor acumulación (108.7 mg kg^{-1}); este comportamiento cambia a nivel de parte aérea ya que en el testigo y Zn 70 ppm (122.2 - 113.6 mg kg^{-1} respectivamente) presentan una concentración semejante y Zn 50 ($4979.2 \text{ mg kg}^{-1}$) y Zn 235 ppm ($5963.3 \text{ mg kg}^{-1}$) una mayor concentración.



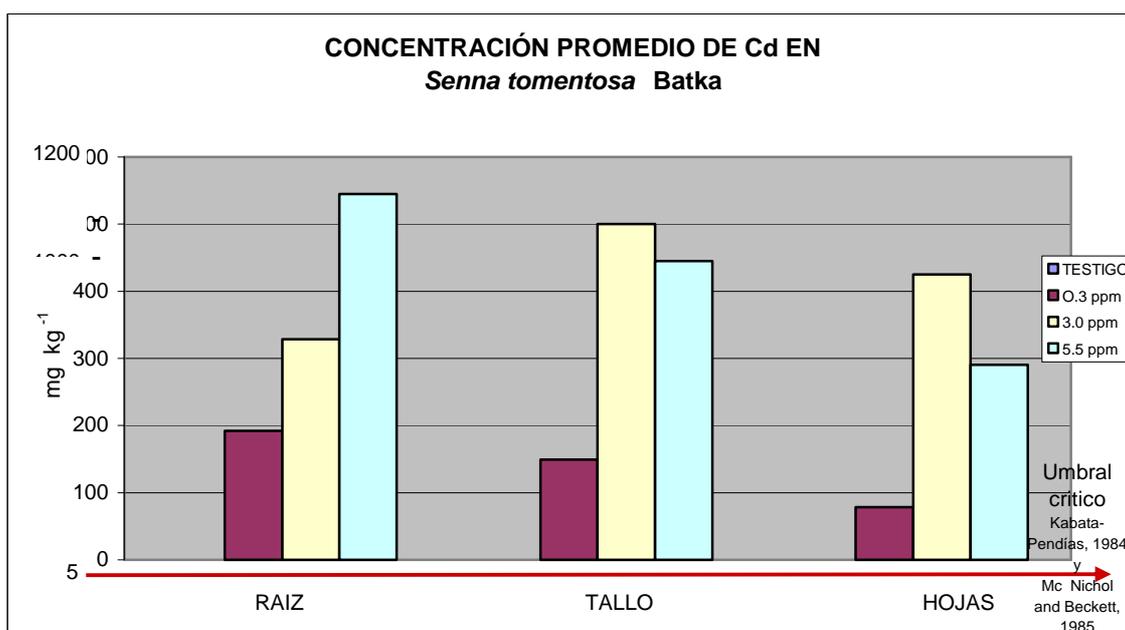
GRÁFICA 10. Concentración promedio en tejidos de *Senna tomentosa* Batka en Zn.

En la gráfica 10 para *Senna* en sus diferentes tejidos se observa que el Zn en la raíz se acumula en mayor cantidad para los 3 tratamientos (alrededor de 7000 mg kg⁻¹), el testigo en la raíz sólo acumula 232.5 mg kg⁻¹; en tallo sólo el de Zn 235 ppm acumula una mayor concentración (11297.9 mg kg⁻¹) con respecto a los otros 2 tratamientos (632.2-822.4 mg kg⁻¹) y el testigo (271 mg kg⁻¹); en las hojas se presenta un comportamiento semejante al del tallo, La concentración en hojas de Zn 235 ppm (3963.2 mg kg⁻¹) es menor a la del tallo y la raíz; las diferencias en la concentración en tallo y hojas de Zn 235 ppm con respecto a los otros 2 tratamientos y el testigo es muy notable.



GRÁFICA 11. Concentración promedio en tejidos de *Cynodon dactylon* en Cd.

En la gráfica 11 para la concentración de Cd en *Cynodon dactylon* se observa que en la raíz de 5.5 ppm de Cd hay una mayor acumulación (830.6 mg kg⁻¹) siendo marcada esta diferencia con respecto al testigo (donde no se detecto) y los otros 2 tratamientos (79.9-112.4 mg kg⁻¹); en el caso de la concentración de Cd en la parte aérea, el testigo presenta la menor acumulación (no detectada) seguida de la concentración de 3.0 ppm de Cd (78.2 mg kg⁻¹), la concentración de 0.3 ppm de Cd (117.2 mg kg⁻¹) y la mayor acumulación se presenta en la conetración de 5.5 ppm de Cd (147.5 mg kg⁻¹) aunque las diferencias entre las concentraciones no son tan evidentes como en la raíz. La concentración en la parte aérea del tratamiento con Cd 0.3 ppm es mayor a la de la raíz.



GRÁFICA 12. Concentración promedio en tejidos de *Senna tomentosa* Batka en Cd.

En la gráfica 12 en la raíz de *Senna* se observa que en el tratamiento con Cd 5.5 ppm se presenta una mayor concentración de manera significativa ($1093.5 \text{ mg kg}^{-1}$) con respecto a los otros 2 tratamientos ($192.2\text{-}328.4 \text{ mg kg}^{-1}$) y el testigo (no detectado) siendo este el de menor acumulación; en el tallo en el tratamiento con Cd 3.0 ppm ($1001.3 \text{ mg kg}^{-1}$) es quien acumula una mayor concentración le sigue Cd 5.5 ppm (471.6 mg kg^{-1}) luego Cd 0.3 ppm (149.3 mg kg^{-1}) que presenta la concentración menor, en el testigo (no se detecto); para las hojas en el tratamiento con Cd 3.0 ppm se acumula una mayor concentración (446 mg kg^{-1}) seguida de Cd 5.5 ppm (290.4 mg kg^{-1}) y al final Cd 0.3 ppm (78.5 mg kg^{-1}) y el testigo (no detectado) siendo este el que presente la menor acumulación. Para Cd 5.5 ppm la mayor concentración se presenta en raíz seguida del tallo y al final las hojas, semejante al de Cd 0.3 ppm, en cambio para Cd 3.0 ppm la mayor concentración se presenta en tallo seguido de hojas y al final la raíz.

8.8 Factor de Translocación (Tf)

Los resultados del factor de translocación fueron calculados de acuerdo a la siguiente ecuación: (Fellet, *et al.*, 2007).

$Tf = C_{\text{Tallos}} / C_{\text{Raíces}}$, donde C representa la concentración del metal en tallos y raíces

Resultados del factor de translocación para <i>Cynodon dactylon</i> (L) Pers y <i>Senna tomentosa</i> Batka Zn y Cd		
Tratamiento	<i>Cynodon dactylon</i> (L) Pers	<i>Senna tomentosa</i> Batka
Zn (ppm)		
50	0.843	0.086
70	0.013	0.115
235	0.190	1.569
Cd (ppm)		
0.3	1.467	0.776
3.0	0.695	3.048
5.5	0.177	0.431

CUADRO 8. Resultados del factor de translocación calculados

9. DISCUSIÓN

Son pocos los trabajos que se han encontrado donde se experimente con *Cynodon* en metales pesados y no existen trabajos donde se haya utilizado *Senna*, aunque se han trabajado con algunas otras especies de leguminosas como *Trifolium* y *Acacia*.

9.1 CRECIMIENTO:

En cuanto a las partes aéreas se observó (Gráfica 1) en *Cynodon* con respecto a Zn los testigos son más altos que los de los tratamientos, (Anexo 1, Figuras 18 y 19) y entre ellos las diferencias que se presentan no son significativas, concuerda con lo encontrado por Peralta-Videa, *et al*, 2004, en cambio cuando crece en Cd (Gráfica 2) los tratamientos con 0.3 y 3.0 ppm crecen más que el testigo, excepto el tratamiento de 5.5 ppm de Cd donde éste es menor al testigo. (Anexo 1, Figuras 14 y 15).

Para el caso de *Cynodon* con Zn y Cd (Gráfica 5 y 6) se observó que la raíz de los testigos es más grande (20 cm para Zn y Cd) que la de los tratamientos (alrededor de 10 cm para Zn y Cd) y a mayor concentración se reduce el tamaño (Anexo 1, Figuras 16 y 19), esto concuerda con lo encontrado por Ye *et al* 2002, en donde observó que las raíces disminuían en *Cynodon* creciendo en sitios con hasta 23 ppm de Cd y 5021 ppm de Zn. En otras especies de pasto *Arundo donax*, Papazoglou, 2007 encontró que se reduce el tamaño de la raíz y la longitud de las ramas. Battaglia, *et al* 2007 observó que la morfología de la plantas de cebada cambia sobre todo en el crecimiento de la raíz y la presencia de clorosis a altas concentraciones de Zn, en los ejemplares de *Senna* hay más clorosis que en *Cynodon* (Anexo 1, Figuras 8-13); Peralta-Vieda, 2004: trabajaron con alfalfa en sitios contaminados con altas concentraciones de Cd y Zn y observaron que la raíz se reduce ligeramente.

Para *Senna* con Zn (Gráfica 3) se observa que la parte aérea de los tratamientos es mayor que la del testigo y su mejor desarrollo es a 70 ppm de Zn (Anexo 1, Figura 12), en cambio en el crecimiento con Cd (Gráfica 4) el comportamiento es de la siguiente manera: el testigo solo es mayor que el tratamiento con 3.0 ppm de Cd, en cambio para los otros dos tratamientos (0.3 y 5.5 ppm de Cd), es menor el testigo.

El crecimiento retardado de las plantas se refleja en el decremento del número de hojas, área foliar, raíz y longitud del tallo, así como de la biomasa total, Tripathi, *et al*, 2004, otros autores han encontrado que se reduce el crecimiento de los tallos debido a la reducción del contenido de clorofila, la actividad del fotosistema I, enzimática, respiración, transpiración y absorción de nutrientes; en algunas ocasiones se puede presentar enrollamiento de las hojas y clorosis (Peralta-Vieda, *et al*, 2004, Manousaki, *et al* 2007). Algunos estudios han relevado el antagonismo de Cd en la absorción y transporte de elementos esenciales tales como Cu y Zn e irreversiblemente los reemplaza en las reacciones enzimáticas necesarias en RNA y DNA y metabolismo de proteínas por lo que la deficiencia de elementos esenciales puede explicar el decremento del crecimiento de la planta durante el tratamiento con Cd (Manousaki, *et al* 2007) (Anexo 1, Figuras 9 y 10).

9.2 INDICE DE TOLERANCIA

Al analizar el índice de tolerancia (Cuadro 6), se observó que los valores para *Cynodon* en Zn, en los tratamientos con 50 y 70 ppm están por arriba del 50%, por lo que se consideran son más tolerantes a estas concentraciones pasan del 50% y su tolerancia desciende a una concentración de 235 ppm de Zn; en el caso de Cd solo a la concentración de 0.3 ppm es su tolerancia arriba del 50%, en los otros tratamientos las plantas son más sensibles. Para el caso de *Senna* tanto para Zn como para Cd, se observa que el índice de tolerancia está por arriba del 50% en todos los casos, lo que implica las plantas son más tolerantes a estos contaminantes, aunque el tamaño de la raíz no sobrepasa los 10 cm. Se debe considerar que el grado de tolerancia va a estar gobernado principalmente por la concentración del metal específico en el área contaminada; se ha observado que *Cynodon dactylon* presentan una alta tolerancia a Zn causada principalmente por la elevada concentración del metal y se puede considerar una planta cotolerante ya que también se puede desarrollar en sitios que presenten altas concentraciones de Cd, (Shu, *et al* 2002).

9.3 CONCENTRACIÓN

Las concentraciones que se presentan en los tejidos de ambas especies para los diferentes tratamientos están dentro del rango considerado como crítico por diferentes autores (Cuadro 7).

Zn:

En el caso de *Cynodon* la concentración en sus tejidos (gráfica 9) presentó el siguiente comportamiento: se encontró una concentración mayor en la raíz (5902.9 – 31338.1 mg kg⁻¹) que en tallo (113.6 – 5963.3 mg kg⁻¹); Triphati, *et al*, 2004 trabajaron con *Cynodon siamea* con Zn, donde la acumulación de metales en las hojas y partes aéreas fue alta. Madejón *et al* 2002 encontraron que *Cynodon* puede crecer en sitios altamente contaminados con Cd y acumulan en sus tejidos cantidades superiores a los 700 mg kg⁻¹ Cd y hasta 3562 ppm de Zn cuando este creció en medios con concentraciones de 30 ppm de Zn.

Para *Senna* el Zn (gráfica 10) está en mayor concentración en raíz en los tratamientos con 50 y 70 ppm (7118- 7272 mg kg⁻¹) que en el tallo (632 – 11297 mg kg⁻¹), en el caso de 235 ppm hay más en tallo (11297 mg kg⁻¹) que en raíz (7198 mg kg⁻¹). Conesa *et al* 2007 en *Hyparrhenia hirta* encontraron concentraciones de Zn en raíz de 600 mg kg⁻¹ y en tallos de 170 mg kg⁻¹; en cambio para *Zygophyllum fabago* fue de 680 mg kg⁻¹ en raíz y 770 mg kg⁻¹ en tallos. En *Salix Meers*, *et al* (2007) encontró concentraciones de Zn en tallos que van de entre 84 y 591 mg kg⁻¹ de las plantas que crecen en suelos contaminados y a nivel de las hojas variaron entre 250 y 2882 mg kg⁻¹, esto en sitios con una concentración de entre 275 a 1160 mg kg⁻¹ de Zn.

Bidar *et al*, 2007 en *Lolium perenne* la concentración de Zn de 1511.18 a 218.15 mg kg⁻¹ de raíz a tallo y en el caso de *Trifolium repens* de Zn 1563.3 a 96.70 mg kg⁻¹ de raíz-tallo. French, *et al* (2006) en *Salix*, *Populus* y *Alnus* encontraron concentraciones de Zn que varían de 50 a 800 mg kg⁻¹ en el follaje.

En el estudio realizado por Yoon, *et al* 2006 con 17 especies de plantas, el contenido de Zn está en el rango de 17 a 598 mg kg⁻¹ y el valor mayor en raíz, su acumulación no es

arriba de 1000 mg kg⁻¹. Se observó que la mayor cantidad de Zn se acumuló en las raíces de los pastos. Investigaciones de Stoltz and Greger (2002) mostraron concentraciones de Zn de 68–1630 mg kg⁻¹ en la biomasa de las plantas, mientras que Shu *et al.* (2002) encontró 66–7607 mg kg⁻¹. Lázaro, *et al* 2006 determinaron 300/500/ 240 mg kg⁻¹ de Zn en hojas-tallos y raíces respectivamente en plantas *Cistus ladanifer*, *Lavandula stoechas*, *Plantago subulata subsp. radicata* y *Thymus masticina* creciendo en suelos con concentraciones entre 5.5 a 500 mg kg⁻¹ de Zn.

Peralta-Vieda, *et al* (2004) en plantas de alfalfa a nivel de raíz el Zn acumuló 3071 mg de Zn por kg de masa seca y a nivel de tallo se encontró que para Zn se acumuló más de 800 mg kg⁻¹. Barazani, *et al* (2004) al trabajar con *Nicotiana* spp. encontró que a nivel de los tallos se acumuló una gran cantidad de Zn en raíz 107 mg kg⁻¹, tallo 71.5 mg kg⁻¹ y hojas 56.3 mg kg⁻¹. Chen, *et al* (2004) en *Vetiveria* en tallos se acumularon 880 mg kg⁻¹ de Zn. Del Río, *et al* (2002) El contenido de Zn varió entre 255 a 2734 mg kg⁻¹ en once especies diferentes.

Dahmani-Muller, *et al* (2000) el Zn se encontró en altas concentraciones en diferentes órganos de las plantas: en hojas hasta 21500 mg kg⁻¹ en *C. halleri*, en *Armeria maritima ssp. halleri* se concentró el Zn principalmente en las raíces (6900 mg kg⁻¹), a veces en los tallos (4790 mg kg⁻¹) y mucho menos en hojas (1280 mg kg⁻¹). En *Agrostis tenuis* también se encontraron altas concentraciones de Zn en raíces (2320 mg kg⁻¹) aproximadamente 2 veces más que en tallos y hojas.

Cd:

En *Cynodon* hay una mayor concentración en raíz (79.9 – 830.6 mg kg⁻¹) que en tallo (78 – 147 mg kg⁻¹), excepto en el tratamiento con 0.3 ppm donde es lo contrario 79.9 mg kg⁻¹ en raíz y 117 mg kg⁻¹ en la parte aérea (Gráfica 11); Madyiwa, *et al*, 2003 encontraron en su estudio realizado con *Cynodon nlemfuensis*, que ésta extrae más de 8 mg kg⁻¹ de Cd en la parte aérea y en raíz hasta 839 mg kg⁻¹, cuando se desarrolla en suelos contaminados con metales pesados; Madejón *et al* 2002 encontraron que *Cynodon* puede crecer en sitios altamente contaminados con Zn y acumulan en sus tejidos cantidades superiores a los 3562 ppm de Zn. Para *Senna* la mayor concentración de Cd (Gráfica 12) se observa en raíz en el tratamiento con 0.3 y 5.5 ppm (192 y 1093 mg kg⁻¹), y en el tallo (149 y 471 mg kg⁻¹) y en el tratamiento con 3.0 ppm hay más en tallo (1001 mg kg⁻¹) que en raíz (328 mg kg⁻¹). En *Solanum*, Wei, *et al* (2006) encontró una acumulación de Cd en tallos y hojas en la etapa madura por arriba de 103.8 y 124.6 mg kg⁻¹, respectivamente. Gardea-Torresdey, *et al* (2004) en los tallos de la planta *Convolvulus arvensis* expuesta a 20 mg/l de Cd demostraron capacidad para acumular más cantidad de Cd, ya que a nivel de raíz se acumularon 3000 mg kg⁻¹ de Cd de biomasa seca y la cantidad de Cd encontrado en tallos fue de 750 mg kg⁻¹. La concentración de Cd en tallos de *Salix* varía entre 3.9 y 39.5 mg kg⁻¹ y la concentración foliar varía entre 7.1 y 103 mg kg⁻¹, en sitios con concentraciones de Cd de 5.5 a 25 mg kg⁻¹ (Meers, *et al* 2007). Se observó que la concentración de Cd para *Lolium perenne* va de 131.84 a 12 mg kg⁻¹ de raíz a tallo y en el caso de *Trifolium repens* Cd de 126.89 a 9.021 mg kg⁻¹ de raíz- tallo (Bidar *et al*, 2007). Peralta-Vieda, *et al* (2004) en las plantas de alfalfa tratadas con Cd acumularon arriba de 4650 mg de Cd y kg de raíz en masa seca, a nivel de tallo se acumuló más de 1200 mg de Cd y kg de masa seca. Barazani, *et al* (2004) en *Nicotiana* se observó una concentración de Cd en raíz 1.3 mg kg⁻¹, tallo 1.4 mg kg⁻¹ y hojas 2 mg kg⁻¹.

Chen, *et al* (2004) en *Vetiveria* observaron una concentración de Cd de 45 a 48 mg kg⁻¹. Del Río, *et al*, 2002: El contenido de Cd varió de 0.2 a 9 mg kg⁻¹ en once especies de plantas diferentes. Dahmani-Muller, *et al*, 2000. Para Cd La cantidad más alta medida en hojas fue en *C. halleri* (281 mg kg⁻¹), mientras que en *Armeria maritima ssp. halleri* y *Agrostis tenuis*, las concentraciones más altas se observaron en raíces (49 y 37 mg kg⁻¹, respectivamente). French, *et al* (2006) en *Salix*, *Populus* y *Alnus* encontraron valores de 0.3 a 8 mg kg⁻¹ de Cd en el follaje.

Al analizar los resultados encontrados en nuestro estudio se observó que presentan un comportamiento semejante al de los otros autores, las concentraciones que se presentan nos indican al considerar que las plantas hiperacumuladoras deben acumular una concentración en tallos de 10,000 mg kg⁻¹ de Zn y 100 mg kg⁻¹ de Cd, se puede decir que en el caso de *Cynodon dactylon* no se considera hiperacumuladora, pero si tolerante y en *Senna tomentosa*, solo el tratamiento con 235 ppm de Zn acumula la cantidad de 11297 mg kg⁻¹ en tallos por lo que se puede considerar hiperacumuladora; para el Cd se puede decir que las dos especies, *Cynodon dactylon* y *Senna tomentosa* son hiperacumuladoras ya que sus concentraciones en tallos pasan de los 100 mg kg⁻¹ (Gráficas 9-12)

Es importante considerar que el transporte de metales de las raíces a los tallos incluye la translocación en el xilema y almacén en las vacuolas de la células de las hojas y los procesos están afectados por muchos factores (Yang *et al.*, 1997). Los procesos de absorción de metales y su acumulación por diferentes plantas dependen de la concentración de metal disponible en el sustrato, secuencia de solubilidad y la especie de planta creciendo en estos sustratos. Numerosos estudios han reportado que con respecto a la compartimentalización de metales pesados en las partes aéreas de los árboles ocurre de manera dominante en el tejido que crece activamente (Leung, *et al* 2007).

La acumulación y distribución de metales en el tejido de la planta es un aspecto importante para evaluar su papel como fitorremediadora, ya que el proceso de fitorremediación depende de una adecuada cosecha y de que la planta posea habilidad para hiperacumular cantidades anormalmente grandes de metales en sus tallos (Gupta and Sinha, 2007).

9.4 Factor de Translocación

Para corroborar si existe un transporte de metal de la raíz al tallo se analizó el Factor de Translocación (Ft) define la efectividad de la planta para translocar los metales a los tallos. Se considera que las plantas tolerantes tienen valores menores de 1 y las hiperacumuladoras mayor de 1.

En el caso de las especies trabajadas (Cuadro 8), se observa que para *Cynodon dactylon* en el caso de Zn el FT es de 0.01 a 0.84 y para *Senna tomentosa* 0.08 a 1.5 (para el tratamiento de 235 ppm) y en *Cynodon dactylon* en Cd va de 0.17 a 1.46 (para el tratamiento con 0.3 ppm) y en *Senna tomentosa* de 0.43 a 3.04 (en el tratamiento con 3.0 ppm). En términos generales se puede decir que la translocación es baja.

El grado de tolerancia está gobernado principalmente por la concentración del metal y la capacidad para acumular los metales varía grandemente entre las diferentes especies y variedades y está afectada por las diversas condiciones edáficas. La tolerancia a los metales en plantas superiores está sistemáticamente relacionada con el género, o aún con la familia. La mayoría de las especies de plantas tolerantes a metales pertenecen a tres familias que son: *Gramineae*, *Brassicaceae* y *Caryophyllaceae*; mientras que otras familias como *Cyperaceae*, *Asteraceae* y *Rosaceae* están pobremente representadas (Shu, *et al* 2002, Conesa *et al* 2007, Wei, *et al*, 2006). Al presentarse un bajo factor de translocación se dice que la planta tiene un alto potencial de fitoestabilización (Yoon, *et al* 2006), ya que el enriquecimiento ocurre cuando un contaminante es tomado por la planta y no es degradado rápidamente, resultando en una acumulación en la planta. El proceso de fitoextracción generalmente requiere la translocación de metales pesados a la parte fácilmente cosechable de la planta, por ejemplo, los tallos o las hojas, mientras que la tolerancia se restringe al suelo- raíz y a veces acumula menos biomasa mientras que las hiperacumuladoras activamente toman y translocan metales a la parte aérea de la biomasa (Yoon, *et al* 2006).

10. CONCLUSIONES

- a) *Cynodon dactylon* es hiperacumuladora para Cd y solo tolerante para Zn a diferente concentración.
- b) *Senna tomentosa* es hiperacumuladora para Cd y Zn.
- c) Las plantas pudieron sobrevivir dos meses y medio.
- d) Los testigos para Cd y Zn presentan mayor desarrollo que los tratamientos a nivel de la raíz en *Cynodon dactylon*.
- e) A nivel de raíz se acumula más Zn y Cd en *Cynodon dactylon* para *Senna tomentosa* la acumulación mayor es en raíz para Zn excepto en el tratamiento 235 ppm y para Cd en el tratamiento de 3.0 ppm.
- f) La acumulación de Cd y Zn en los tejidos de las dos especies propiciaron un crecimiento deficiente, clorosis y muerte de las plantas a partir de los dos meses y medio.
- g) Las dos especies pueden emplearse sólo como fitoextractoras
- h) Se cumplieron las hipótesis y objetivos planteados.

11. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS CITADAS

Alloway, B.J. 1990. Heavy metals in soils. John Wiley & Sons. Reino Unido. 339 pp.

Álvarez E., Fernández Marcos M.L., Vaamonde C. & Feraández-Sanjurjo M.J. 2003 Heavy metals in the dump of an abandoned mine in Galicia (NW Spain) and in the spontaneously occurring vegetation. *The Science of the Total Environment* 313: 185-197 pp.

Andrea, L. & B. C. Alleman. 1999. *Phytoremediation and Innovative Strategies for Specialized*. Ed. Batelle Press. Columbus USA

Antonovics, J. A., A. Bradshaw & R. Turner. 1971. Heavy metals tolerance in plants. *Ed. Col.* 7: 1-85.

Arienzo, M., Adamo, P. & Cozzolino, V. 2004. The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. *The science of the environment.* 319, 13-25.

Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders: strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.* 3: 643–654.

Baker, A.J.M. 1987. Metal tolerance. *New Phytologist* 106: 93–111.

Baker, A.J.M. & Brooks, R.R. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1:81–126.

Baker, A.J.M. & Walker, P.L. 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Shaw, A.J. (Ed.), *Heavy Metal Tolerance in Plants, Evolutionary Aspects*. CRC Press Inc, Boca Raton, Florida, pp. 155–178.

Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Sidoli, C.M.D. & Reeves, R.D. 1994. Possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resour. Conserv. Recycl.* 11: 41–49.

Barazani, O., Sathiyamoorthy, P., Manandhar, U., Vulkan, R. & Golan-Goldhirsh Avi. 2004. Heavy metal accumulation by *Nicotiana glauca* Graham in a solid waste disposal site. *Chemosphere* 54: 867–872

Battaglia, A., Calace, N., Nardi, E., Petronio, M. & Pietroletti, B.M. 2007. Reduction of Pb and Zn bioavailable forms in metal polluted soils due to paper mill sludge addition Effects on Pb and Zn transferability to barley. *Bioresource Technology.* 98: 2993–2999

Bidar, G., Garcon, G., Pruvot, C., Dewaele, D., Cazier, F., Douay, F. & Shirali, P. 2007. Behavior of *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal contaminated field: Plant metal concentration and phytotoxicity *Environmental Pollution* 147: 546-553

Botello, V. A. 1991. Ecología de los recursos costeros y contaminación en el golfo de México. *Ciencia y desarrollo*. 17,142:15-23.

Bowen H. J. B. 1979. *Environmental Chemistry of the elements*. Academic Press, London.

Cervantes, G. E. 1998. Cuantificación de microelementos y metales presentes en el suelo de chinampas en Xochimilco, San Luis T y Mixquic. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM.

Chan, G.Y.S., M.H. Wong & B.A. Whitton. 1991. Effects of landfill gas on subtropical woody plants. *Environmental Management*. 1991. vol. 15, no. 3, p 411-431.

Chaney, R. L., Malik, M., Li, Y. M., Brown, S. L., Brewer, E. P., Angle, J.S. & Baker, A. J.M. 1997. Phytoremediation of soil metals, *Environmental biotechnology* 8:279-284.pp.

Chen, Y., Shena, Z. & Li, X. 2004. The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Applied Geochemistry* 19: 1553–1565

Conesa, H. M., Faz, Á., & Arnaldos R. 2007. Initial studies for the phytostabilization of a mine tailing from the Cartagena-La Union Mining District (SE Spain) *Chemosphere* 66: 38–44

Dahmani-Muller, H., Van Oort, F., & Balabane, M. 1999. Strategies of heavy metals uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental pollution*.109, 231-238.

Dahnani-Muller, H., van Oort, F., & Gélie, B. and Balabane, M. 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution* 109: 231-238pp.

Dahnani-Muller, H., van Oort, F. & Balabane, M. 2001. Metal extraction by *Arabidopsis halleri* grown on an unpolluted soil amended with various metal-bearing solids: a pot experiment. *Environmental Pollution*. Volume 114: 77-84pp.

De Vos, C.H.R., Schat, H., De Waal, M.A.M., Voojs, R. & Ernst, W.H.O., 1991. Increased resistance to copper-induced damage of root cell plasmalemma in copper tolerant *Silene cucubalus*. *Physio-logia Plantarum* 82: 523-528.

Del Rio, M., Font, R., Almela, C., Vélez, D., Montoso, R. & De Haro Bailón, A. 2002. Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the Guadamar river area alter the toxic spill of the Aznalcóllar mine. *Journal of biotechnology*. 98: 125-137.

Fair, M. 1981. *Purificación de aguas negras*. Limusa. México.530-547 pp.

Falcom, C. 1983. *Manual de tratamiento de aguas negras*. Limusa. México. 1-30 pp.

Fellet, G., Marchiol, L., Perosa, D. & Zerbi, G. 2007. The application of phytoremediation technology in a soil contaminated by pyrite cinders. *Ecological Engineering*

Fergusson, E. J., 1991. *The Heavy Element: Chemistry Environmental impact and Health Effects*, New Zealand, P. 480.

French, C.J., Dickinson, N. M. & Putwain P. D. 2006 Woody biomass phytoremediation of contaminated brownfield land. *Environmental Pollution* 141: 387-395

Foy, D. & Chaney, L. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Ann. Rev. Physiol.* 29:511-566.

Gardea-Torresdey, J.L., Peralta-Videa, J.R., Montes, M., G. de la Rosa, G. & Corral-Diaz, B. 2004. Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arvensis* L.: Impact on plant growth and uptake of nutritional elements. *Bioresource Technology* 92: 229-235 pp.

Gupta, A. K., Sinha, S. 2007 Phytoextraction capacity of the plants growing on tannery sludge dumping sites *Bioresource Technology* 98:1788–1794

González, P. & Esquivel, H. 1999. Cuantificación de metales pesados en suelos y plantas del D.F. *Rev. Soc. Quim. Mex.* 25, 50:483-489.

Hartmann, H.T., D.E. Kester & F.T. Davies Jr. 1990. *Plant principles and practices*. 5a. Ed. Prentice-Hall. New Jersey. USA.

Hartmann, H. 1997. *Plant propagation: principles and practices*. 6th edit. U.S.A. Prentice–Hall internacional. 157-231 pp.

Heinrichs, H., Schultz_Dobrick, B & Wedepohl, K.J. 1980. *Geochim. Cosmochim. Acta* 44. 1519-1532.

Holden, S. 1970. *Water treatment and examination*. J. & A. Churchill Pablo. London. 1-45 pp.

INE. 1998. Programa para la minimización y el manejo de los residuos industriales peligrosos. Gaceta 39. INE. México

Jiménez, I. 2004. Evaluación de la Concentración de Metales Pesados en Suelo y Hortalizas de la Zona Chinampera de Xochimilco. Tesis de Licenciatura. UNAM FES Zargoza.

Kabata-Pendias, A & Pendias, H., 1984 *Trace Elements In Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, Flo.

Kabata-Pendias, M. 1989. *Trace elements in soil and plants*. Levis Publisher. London. 1-50 pp.

Kabata-Pendias A, Pendias H. 1992. Trace elements in soils and plants. Boca Raton, Florida: CRC Press, (365 pp).

Khan, G., Kuek, C. & Chaudhry, M. 2000. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere* 41, 197-207 pp.

Lázaro J. D., Kidd, P.S. & Monterroso, M. C. 2006. A phytogeochemical study of the Trás-os-Montes region (NE Portugal): Possible species for plant-based soil remediation technologies. *Science of the Total Environment* 354: 265– 277

Leung, H.M., Ye, Z.H. & Wong, M.H. 2007 Survival strategies of plants associated with arbuscular mycorrhizal fungi on toxic mine tailings. *Chemosphere* 66: 905–915

Levitt, J. 1972. Responce of plants to environmental stress. Academic Press. New York USA.

López, V. 1975. Estudio de calidad del agua del lago de Xochimilco para fines de irrigación y recreación. F. Ciencias Químicas. Tesis de maestría. UNAM.

López, G. 1988. Sistema agrícola de chinampas perspectiva agroecologica. Dirección de difusión cultural. Universidad Autónoma de Chapingo. Mexico- Texcoco.

López, J.R. 1986. La basura en México. La ciudad mexicana hoy y mañana. Fac. de Arquitectura. UNAM. México.

Madejón P., Murillo J.M., Marañón T., Cabrera F. & López R. 2002. Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcóllar mine spill (SW Spain). *The Science of the Total Environment* 290: 105-120pp.

Madejón P., Murillo J.M., Marañón T., Cabrera F. & Soriano M.A. 2003. Trace element and nutrient accumulation in sunflower plants two years after the Aznalcóllar mine spill. *The Science of the Total Environment* 307: 239-257pp.

Madyiwa, S., Chimbari, M. J., Schutte, C.F. & Nyamangara, J. 2003. Greenhouse studies on the phyto-extraction capacity of *Cynodon nlemfuensis* for lead and Cadmiun under irrigation with treated wastewater. *Physics and Chemistry of the earth, parts A/B/C.* 28:859- 867

Manousaki, E., Kadukovab, J., Papadantonakisc, N. & Kalogerakis N. 2007. Phytoextraction and phytoexcretion of Cd by the leaves of *Tamarix. smyrnensis* growing on contaminated non-saline and saline soils. *Environmental Research.*

Marchiol, L. Assolari, S., Sacco, P. & Zerbi G. 2004. Phytoextraction of heavy metáis by cañóla (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil *Environmental Pollution.* I pp.

Mc Nichol, R. D. & Beckett. P. H. T., 1985. *Plant and Soil* 85: 107-129.

Mc Vaugh R. 1987. Flora Novo-Galiciana “A descriptive account of the vascular plantas of wester México”. Leguminosae vol. 5.

Meers E., Vandecasteele B., Ruttens A., Vangronsveld J. & Tack F.M.G. 2007. Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany* 60: 57–68

Millipore, C. 1993. Biological análisis of water and wastewater. Aplicación manual. 3th Ed. USA. 30-60 pp

Mondragón, L. 1989. Evaluacion de los efectos provocados por metales pesados (cadmio y Zinc) en los géneros (*Fraxinus* sp.) fresno y eucalipto (*Eucalyptos* sp.), así como en las propiedades del suelo bajo condiciones de invernadero. Durante el periodo Nov. 1985 a Oct. 1986. Tesis de licenciatura. UNAM FES Zaragoza.

Mosso, G. 2000. Análisis y selección de un tratamiento químico para la estabilización de residuos peligrosos que contienen metales pesados en México. Tesis Licenciatura (Ingeniero Químico)-UNAM FES Zaragoza

Nanda Kumar, P.B.A., Dushenkov, V., Motto, H. & Raskin, I., 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology* 29: 232-1238.

Narr, Z., Jijun, L., Jianming, Z. & Guodong, C. 2002. Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions. *The Science of the Total Environment* 285: 187 -195pp.

Otte M.L., Haarsma, M.S., Broekman, R. A. & Rozema, J. 1993. Relation between heavy metal concentration in salt marsh plant and soil. *Environmental Pollution*. 82: 13-22 pp.

Pais, I. & Benton, J. (Jr). 1997. The handbook of trace elements. St. Lucie Press. CRC. Press LLC. Florida USA.

Papazoglou, E. G. 2007 *Arundo donax* L. stress tolerance under irrigation with heavy metal aqueous solutions. *Desalination* 211: 304–313

Peñaloza, J. 1990. Contaminación de los canales de Xochimilco. UAM-Xochimilco. Tesis de licenciatura. México.

Peralta-Vieda, R. 2004. Effects of the growth stage on the heavy metals tolerance of alfalfa plants. *Advances in environmental research*. 8, 679-685 pp.

Pilon-Smits, E. 2002. Phytoremediation of metals using trasgenic plants. *Critical reviews in plants sciences*, 21(5): 439-456 pp.

Radojevic, M. & Bashkin, V. N. 1999. Practical Enviromental Análisis. Royal Society of Chemistry. UK.

Rivas, O. J. 1992. Estudio de la vegetación y su interacción con el sustrato en la zona

de acumulación de desechos sólidos del Bordo Xochiaca, en el Municipio de Nezahualcóyotl, Estado de México. Tesis para titularse de Biólogo. E.N.E.P.- Zaragoza. U.N.A.M. México.

Robinson B.H., R.R. Brooks, A.W. Howes, J.H. Kirkman, & P.E.H. Gregg. 1997. The Potential Of The High Hyperaccumulator *Bekhelya Coddii* For Phytoremediation And Phytomining. Available in Journal of Geochemical Exploration 60 115-126

Robinson, G.R. & S.N. Handel. 1993. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. Conserv. Biol. 1993. vol. 7, no. 2, p 271-278.

Ross, S. 1994. Toxic metals in soil-plant systems. Chichester, west Sussex. England : J. Wiley, c1994.

Rzedowski, J. & Rzedowski, G. C. de. 2001. La Flora fanerogámica del Valle de México. Editorial Conabio. México. 260 y 1042 pp.

Salt D.E., Blaylock M., Kumar P.B.A.N., Dushenkov V., Ensley B.D., Chet L. & Raskin L., 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotechnology, 13: 468-474.

Seoanez, G. 1999. Contaminación de suelo: Estudios y tratamientos y gestion. Ediciones Mundi-Prensa, España. 1-335 pp.

Shu, W. S., Ye, Z. H., Lan, Y., Zhang, Q. & Wong, M. H. 2002 Lead, Zinc, Copper accumulation and tolerance in populations of *Paspalum distichum* and *Cynodon dactylon*. Environmental pollution. 120: 445-453

Steffens, J. 1990. The heavy metal-binding peptides of plants. Ann. Rev. Plant. Physiol. Plant Mol. Biol. 41, 553-573 pp.

Stoltz, E. & Greger, M., 2002. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. Environ. Exp. Bot. 47: 271-280.

Taboada, A.S. 1992. Estudio florístico del enterramiento controlado Bordo Xochiaca. Tesis para titularse de Biólogo. E.N.E.P.-Zaragoza. U.N.A.M. México.

Taylor, G. J. 1987. Exclusion of metals from the symplasm: a possible mechanism of metal tolerance in higher plants. Journal of Plant Nutrition 10, 1213.

Vallejo, A. 1992. Contaminación de suelos en algunas calicatas en San Gregorio Atlapulco y San Luís. Tesis de Licenciatura. UNAM. Facultad de Ciencias.

Van Assche, F. & Clijsters, H. 1986. Inhibition of zinc effects on electron transport and photophosphorylation. Physiol. Plant. 66, 717-721 pp.

Wei, S., Zhou, Q. & Koval, P. V. 2006. Flowering stage characteristics of cadmium hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and their significance to phytoremediation. Science of the Total Environment 369: 441-446.

Wilkins, D.A., 1978. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth. *New Phytologist* 80: 623–633.

Yang, X.E., Baligar, V.C., Foster, J.C. & Martens, D.C., 1997. Accumulation and transport of nickel in relation to organic acids in ryegrass and maize grown with different nickel levels. *Plant Soil* 196: 271–276.

Ye Z.H., Shu W.S., Zhang Z.Q., Lan C.Y. & Wong M.H. 2002. Evaluation of major constraints to revegetation of lead/zinc mine tailings using bioassay techniques. *Chemosphere* 47: 1103–1111.

Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q. & Ma, L. Q. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment* 368: 456–464.

Zapata, C. A., y Galván, V. M^a. A. 2004. Manual básico de absorción atómica para el manejo del equipo spectraa 200 marca Varian. FES.-Zaragoza. U.N.A.M. México.

12. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS CONSULTADAS

Adriano, D.C., Chang, A.C., Pratt, P.F. & Sharpless, R., 1973. Effect of soil application of dairy manure on germination and emergence of some selected crops. *J. Environ. Qual.*, 2: 396-399.

Alvarez, C.M.C. y R.S. Martínez. 1988. Evaluación de la producción de lixiviados en un relleno sanitario. Proyecto Terminal de Ingeniería Ambiental. UAM.

Arteaga, M.M. 1987. Determinación de la micoflora del socioecosistema impactado por acumulación de desechos urbanos en el Bordo Xochiaca, Estado de México para la obtención de proteínas microbianas. Tesis para titularse de Biólogo. ENEP-Zaragoza. UNAM.

Baker, A.J.M. & Proctor, J., 1990. The influence of cadmium, copper, lead and zinc on the distribution and evolution of metallophytes in British Isles. *Plant Systematics and Evolution* 173: 91–108.

Balderas, R. 1984. Contribución al estudio de la micoflora del sustrato del extiradero de Santa Cruz Meyehualco. Primer Curso Internacional sobre la Contaminación Ambiental. ENEP-Iztacala. UNAM. México.

Barry, K. R., G. M. Long & J. K. Sheldon. 1992. *Practical Environmental Bioremediation*. Ed. Lewis Publishers. USA.

Bénitez, T. A. 2000. Concentración de algunos metales pesados (Pb, Cd y Zn) en el agua y en un invernadero. Servicio social. UAM-Xochimilco.

Bradshaw, A.D. & Chadwick, J., 1980. *The Restoration of Land*. Blackwell, Oxford.

Castillo, A. G. 1993. Rehabilitación de suelos de Chinampas a nivel de invernadero paraje Texhuilo, Xochimilco. Facultad de Ciencias. Tesis de licenciatura. UNAM.

Clayton, M. & Tiller, G. 1979 A chemical method for the determination of heavy metal content of soils in environmental studies. *Common Wealth scientific and industrial research organization*.

Clemente, R., Almela, C. y Bernal M. P. 2006. A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste. *Environmental Pollution* 143: 397-406

Clijsters, H & Van, F. 1985. Inhibition of photosynthesis by heavy metals. *Photosynth. Res.* 31-40 pp.

Cossu, R., Blakey, N. & Cannas, P. 1993. Influence of codisposal of municipal solid-waste and Olive Vegetation water on the anaerobic-digestion of a sanitary landfill. *Water Science and Technology*. 1993. Vol. 27. Iss.2, p 261-271.

- Cox, R.M. & Hutchinson, T.C., 1979. Metal co-tolerance in the grass *Deschampsia cespitosa*. *Nature* 279, 231–233.
- Cox, R.M. & Hutchinson, T.C., 1980. Multiple metal tolerances in the grass *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv. from the Sudbury smelting area. *New Phytologist* 84, 631–647.
- Cox, R.M. & Hutchinson, T.C., 1981. Multiple and co-tolerance to metals in the grass *Deschampsia*, adaption, preadaptation and ‘cost’. *Journal of Plant Nutrition* 3, 731–741.
- Crook, C.S. 1992. The feasibility of tree planting on landfill containment sites. *Arboric. J.* 1992. vol. 16, no. 3ug 1992, p 229-241.
- Cureton, P.M., Groenevelt, O.H. & McBride, R.A. 1991. Landfill leachate recirculation: Effects on vegetation vigor and clay surface cover infiltration. *Journal Environmental Quality*. 1991. vol. 20, no. 1, p 17-24.
- Delwiche, C.C. 1970. El ciclo del nitrógeno. *Química y Ecosfera*. selecciones de Scientific American. Ediciones Blume. Pag. 229-238.
- Deng, H., Ye Z, H. & Wong, M. 2004. Accumulation of lead, zinc, copper, and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environmental Pollution*. 132, 29-40 pp.
- Domínguez T. M., Marañón, T., Murillo, J. M., Schulin R. & Robinson B. H. 2007 Trace element accumulation in woody plants of the Guadamar Valley, SW Spain: A large-scale phytomanagement case study. *Environmental Pollution* xx: 1-10
- Escobedo, F. 1987. Estudio Edafológico de Chinampas de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco. Facultad de Ciencias. Tesis de licenciatura. UNAM.
- Fayiga, O. & Cao, X. 2004. Effect of heavy metals on growth and arsenic accumulations in the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Environmental Pollution*. 132, 289-296.
- Fitzpatrick, A. Suelos. España. Continental. 145-148 pp.
- Flathman. P. E., Gerger, D. E. & Exner, J. H. 1994. Bioremediation. Field Experience. Ed. Lewis Publishers. USA.
- Flower, F.B., Leone, I.A., Gilman, E.F. & Cook, J.J.A. 1978. Study of vegetation problems associated with refuse landfills. EPA. USA.
- Fuentes R. E. 2001. Estudio Comparativo de Suelos de Chinampas Contaminadas por sales y/o sodio en Xochimilco. Facultad de Ciencias. Tesis de licenciatura. UNAM
- Font, R., Almela, C. & Baílón, D. (2002) Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the guadamar river area after the toxic spill of the aznalcóllar mine. *Journal of Biotechnology*. 98, 125-137 pp.

Galván, V.M.A. 1985. Determinación de metales pesados Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn en el sustrato del extiradero de Santa Cruz Meyehualco. X Jornadas estudiantiles de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas IPN. México.

Gregory, R.P.G. & Bradshaw, A.D., 1965. Heavy metal tolerance in populations of *Agrostis* Sibth. and other grasses. *New Phytologist*. 64, 131–143.

Jones, J. B., jr. 2001 *Laboratory Guide for Conducting soil Test and Plant Análisis*. CRC Press. Boca raton, Florida, U.S.A. 364 pp.

Keller, C. & Hammer, D. 2004. Metal availability and soil toxicity after repeated croppings of *Thlaspi caerulescens* in metal contaminated soils. *Enviromental Pollution*. 131, 243-254 pp

Kirkham M.B. 2006. Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma* 137: 19–32

Klumpp. A., Konrad. B., Ch. Franz-Gerstein. & M. de Menezes. 2002. Variation of Nutriment And Metal Concentrations In Aquatic Macrophytes Along The Rio Cachoeira In Bahia (Brazil). *Environment International*. 28:165-171

Koslowski, T. 1979. *Tree Growth and environmental stress*. University of Washington Press. USA:

Lindsay, W.L. 1972. Zinc in soils and plant nutrition. *Advances in Agronomy*. 24: 147.

Liptak, B.G. 1974. *Environmental Engineer's Handbook*. Vol. III. Land Pollution. Chilton Book Company Radnor Pennsylvania.

López, J.R. y López, J. 1978. *El diagnóstico de suelos y plantas, métodos de campo y laboratorio*. 3a. ed. Mundi-Prensa. México.

López, J.R., S. Taboada y A. Galván. 1987 a. Desarrollo de *Amaranthus* en las zonas de acumulación de desechos sólidos. Memoria. Coloquio Nacional del Amaranto. México.

López, J.R. 1987. Desarrollo de la vegetación sobre las áreas de acumulación de desechos sólidos urbanos. Memorias. X. Congreso Mexicano de Botánica. México.

López, J.R. 1988. El efecto de los basureros sobre los suelos. Coordinación de Estudios de Posgrado de la UNAM. OMNIA. México.

López, V.F. 1978. Incidencia de los vertidos de residuos sólidos urbanos en la contaminación de las aguas subterráneas del área Metropolitana de Madrid. Boletín informativo del medio ambiente No. 8. Octubre-Diciembre 1978. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Dirección General del Medio Ambiente CIMA (Comisión Internacional del Medio Ambiente).

Lu, J.C.S., Eichenberger, B. & Stearns, R.S. 1985. Leachate from municipal landfills

production and management. Noyes Publications. USA.

Martínez, A. 1985. Análisis preliminar de lixiviados del basurero de Santa Cruz Meyehualco. Reporte de Investigación COEPIDA-ENEP-Zaragoza. UNAM. México.

Martínez, A. 1999. Determinación de metales pesados en el agua del canal de Cuemanco-Xochimilco por espectrofotometría de absorción atómica. Servicio social. UAM-Xochimilco.

Mayorga, M. *et al.* 1987. Manejo integral de los residuos sólidos municipales en México, perspectivas al año 2000. Memoria. Desarrollo y Medio Ambiente perspectivas al año 2000. Asociación Mexicana contra la Contaminación del agua y del aire. A.C. México.

Mc bride, M.B. 1994. Environmental chemistry of soils. Oxford university press. Nueva York, U.S.A. 406 pp.

Mc Grath S.P., Zhao K J., & Lombi E. 2001. Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *phytoremediation* 1-55

Medina, J. 1993. Estudio edafológico de una chinampa en San Luis Tlaxiátemalco Xochimilco, y terrenos colindantes con la delegación Tlahuac. F. ciencias. Tesis. UNAM

Norma Oficial Mexicana. NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos estudios, muestreo y análisis. Norlex Internacional S.A. de C.V.

Ortiz, O. 1987. Efecto de la salinidad edáfica sobre la distribución de Na y K en sus variedades de *Phaseolus vulgaris* L. de diferente tolerancia a la salinidad, bajo condiciones de invernadero. Tesis de Maestría. UNAM Facultad de Ciencias.

Pedraza, G. 1995. T. Comparación Hidrológica de los canales de dos Zonas Chinamperas de la Región Xochimilco-Tlahuac a través de sus parámetros Físico-químicos. Tesis de Licenciatura. UNAM Facultad de Ciencias. 1995

Raskin, D. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Curr. Opin. Biotechnol.* 8:221-226 pp.

Resh. H. M. 1992. Cultivos Hidropónicos. Nuevas Técnicas de Producción. 3ª Edición Ed. Mundi-Prensa, Madrid España. 369 pp.

Ríos, R. 1992. Manual de Práctica del Módulo de Suelo de séptimo semestre Lib. IV. F.E.Z. Zaragoza. UNAM. 127 pp.

Rzedowski, J. 1983. La Flora fanerogámica del Valle de México. Editorial Limusa. México.

Rzedowski, J. 1979. Flora Fanerogámica del Valle de México. Volumen I. C.E.C.S.A. México 403 pp.

Sheehan D. 1997. Methods in Biotechnology. Bioremediation Protocols. Ed. Humana Press. Totowa, New Jersey USA

Sholto J. D. 1994. Hidroponia. Como Cultivar Sin Tierra. 6ª Edición. Ed. El Ateneo. Buenos Aires. 156 pp.

Statutory Instrument No. 1412, 1995. Prescribed limits for undesirable substances. The Feeding Stuffs Regulations, Regulation 15, Schedule 5, UK.

Summer, M.E. & Naidu R. (editores). 1998. Sodic Soil. Distribution, properties. Management and Environmental Consequences. Oxford University Press. Nueva York, U.S.A 207 pp.

Tripathi R.D., Vajpayee P., Singh N., Rai U.N., Kumar A., Ali M.B., Kumar B. & Yunus M. 2004. Efficacy of various amendments for amelioration of fly-ash toxicity: growth performance and meta composition of *Cassia siamea* Lamk. *Chemosphere* 5: 1581–1588

Vallejo, A. 1995. Efecto de Algunos Mejoradores Minerales y Biologicas en Suelos de Chinampas de Xochimilco, DF. Tesis de licenciatura. F. Ciencias. UNAM.

Valdez, G. 1995. Recuperación de un Suelo Salino-Sodico en una Chinampa, de la laguna del Toro. Tesis de Licenciatura UNAM Facultad de Ciencias

Wong, M.H., 1982. Metal cotolerance to copper, lead and zinc in *Festuca rubra*. *Environmental Research* 29, 42–47.

Wong, M.H. & Bradshaw, A.D., 1982. A comparison of the toxicity of heavy metals, using root elongation of rye grass, *Lolium perenne*. *New Phytologist* 91, 255–261.

Wong, M.H. & Lau, W.M., 1985. Toxic effects of iron tailings and the response of watercress from tailings at high concentrations of Fe, Zn and Mn. *Environmental Pollution* A38, 129–140.

Wong, M.H., K.C. Cheung & C.Y. Lan . 1992. Factors related to the diversity and distribution of soil fauna on Gin Drinkers' Bay landfill, Hong Kong. *Waste-Management Research*. 1992. vol. 10. no. 5. p 423-434.

Wong M.H., & Chu L.M. 1985. Yield And Metal Uptake Of *Cynodon Dactylon*(Bermuda Grass) Grown On Refuse-Compost-Amended Soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 14: 41-52

Wu, L. & Antonovics, J., 1976. Experimental ecological genetics in *Plantago*. II. Lead tolerance in *Plantago lanceolata* and *Cynodon dactylon* from a roadside. *Ecology* 57, 205–208.

Xia H.P. 2004. Ecological rehabilitation and phytoremediation with four grasses in oil shale mined land. *Chemosphere* 54: 345–353

Yano-Melo, A.M. & O. J. Saggin, jr., I. Costa Maia. 2002. Tolerante of mycorrhized banana (*Musa* sp. Cv. Pacovan) plantlets to saline stress. Agriculture, Ecosystems and Environment. No. 1967. pp. 1-6.

Zhang W., Y. Cai. C. & Tu, L. Mar. 2002 Arsenic Speciation and Distribution in an Arsenic Hyperaccumulating Plant. Available in www.elsevier.com/located/scitotenv.

Zhu, Jian-kang. 2001. Plant SALT tolerance. Trends in Plant Science. Vol. 6. No. 2 (febrero): 66-71.

13. ANEXOS

13.1 Anexo 1

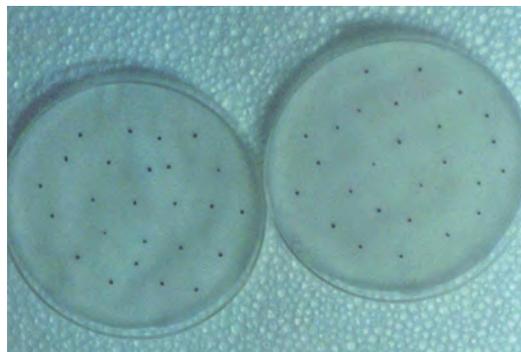


FIGURA 2. Prueba de Germinación de *Cynodon dactylon (L) Pers*



FIGURA 3. Germinación de *Cynodon dactylon (L) Pers*



FIGURA 4. Plántulas trasplantadas (*Cynodon dactylon*)



FIGURA 5. Germinación de *Senna tomentosa* Batka.



FIGURA 6. Trasplante de *Senna tomentosa* Batka.



FIGURA 7. Plántulas de *Senna tomentosa*



FIGURA 8. *Senna tomentosa* Batka con Cd 0.3 ppm Al ser cosechada.



FIGURA 9. *Senna tomentosa* Batka con Cd 3.0 ppm Al ser cosechada.



FIGURA 10. *Senna tomentosa* Batka con Cd 5.5 ppm Al ser cosechada.



FIGURA 11. *Senna tomentosa* Batka con Zn 50 ppm Al ser cosechada junto con el testigo



FIGURA 12. *Senna tomentosa* Batka con Zn 70 ppm Al ser cosechada



FIGURA 13. *Senna tomentosa* Batka con Zn 235 ppm Al ser cosechada junto con un testigo



FIGURA 14. *Cynodon dactylon* (L) Pers con Cd 0.3 ppm Al ser cosechado con un testigo a la izquierda.



FIGURA 15. *Cynodon dactylon (L) Pers* con Cd 3.0 ppm Al ser cosechado junto con un testigo a la izquierda.



FIGURA 16. *Cynodon dactylon (L) Pers* con Cd 5.5 ppm Al ser cosechado junto con 2 testigos



FIGURA 17. *Cynodon dactylon* (L) Pers con Zn 50 ppm Al ser cosechado.



FIGURA 18. *Cynodon dactylon* (L) Pers con Zn 70 ppm Al ser cosechado con testigo a la izquierda.



FIGURA 19. *Cynodon dactylon* (L) Pers con Zn 235 ppm Al ser cosechado comparado con testigo a al a izquierda.



FIGURA 20. Muestra molida para ser analizada.

13.2 Anexo 2

Condiciones para el análisis de metales pesados Zn y Cd por Absorción Atómica del equipo Spectraa 200 marca Varian (Zapata y Galván, 2004)		
Condición	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>
Longitud de onda (nm)	213.9	228.8
Corriente de la lampara (mA)	7	5
Ancho de banda espectral (nm)	1.0	0.5
Flama (oxidante-combustible)	Aire-acetileno	Aire-acetileno