



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA**

“BIOLÓGIA”

**Fitoremediación de suelo contaminado
con Cu, Fe y Zn en el Estado de Hidalgo.**

T E S I S
Que para obtener el Título de:
B I Ó L O G O
P r e s e n t a
ANGÉLICA TALAVERA ORTIZ

DIRECTOR DE TESIS: BIÓL. MARICELA ARTEAGA MEJIA



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

FEBRERO 2003



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

*El presente trabajo se desarrolló en el
Laboratorio de Proyectos Ambientales e
invernadero de la Facultad de Estudios
Superiores Zaragoza, U.N.A.M., bajo la dirección
de la Bióloga Maricela Arteaga Mejía, en
colaboración con el consejo Estatal de Ecología -
Gobierno del Estado de Hidalgo.*

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Dedicatorias

*A mi madre
Rebeca Ortiz Arellano*

Eres una gran mujer y madre, gracias por apoyarme y creer en mí durante todo este tiempo, tus consejos me ayudaron a alcanzar una de mis principales metas, ahora mi tarea será que veas los frutos de tu esfuerzo.

*A mi padre
Jorge Talavera Estévez*

Con toda mi gratitud y eterna admiración, ya que de ti aprendí que no hay trabajo imposible en la vida. Gracias por haber tenido la paciencia de ver concluido este trabajo que como ves es una pequeña muestra de lo que los biólogos pueden hacer por nuestro país y por el medio ambiente.

*A mis hermanos
Alberto y Georgina*

Les dedico este trabajo por su apoyo y comprensión, gracias por todo lo que me han enseñado y por todos esos momentos que dios nos dio la dicha de vivir.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Agradecimientos

*A la Universidad Nacional
Autónoma de México:*

*Por brindarme la oportunidad de estudiar, y
por el orgullo de pertenecer a tan preciada
institución.*

*A la Facultad de Estudios
Superiores Zaragoza*

*Porque en sus corredores, aulas y todos sus
rincones pasé una vida llena de triunfos y
derrotas, porque en ella conocí la amistad,
valoré el sacrificio y aprendí que con esfuerzo
se alcanza el éxito.*

A mi Directora de tesis:

*Biól. Maricela Arteaga Mejía
Por trasmitirme sus conocimientos y con su
entusiasmo lograr despertar el interés hacia
la biología ambiental, además de haberme
brindado su confianza, amistad y apoyo en
todo momento y ser para mí un ejemplo de
fortaleza como mujer y disciplina como
profesionista.*

D

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

*A mi asesora M en C Lourdes
Castillo Granada*

*Con especial reconocimiento a su dedicación y
empeño en la formación de profesionales,
gracias por sus valiosas enseñanzas, apoyo y
asesoría, para que finalmente concluyera esta
tesis.*

*A mis sinodales:
M en C. Manuel Rico Bernal
Biól. Eloia García Santos
Biól. Joel Romero Garmona*

*Gracias por haber sido mis profesores y haber
intervenido en mi formación, por sus valiosos
consejos y sugerencias, así como su empeño
en la revisión de este trabajo.*

A mis amigos

*Alejandro, Carolina, José, Nadia,
Fabiola, Rocio e Isaura.*

A todos mis profesores

*Por haber dejado en mi un poco
de sus conocimientos.*

E

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



INDICE

1. Resumen.....	1
2. Introducción.....	2
3. Antecedentes.....	4
4. Marco Teórico.....	6
4.1 Residuos Peligrosos.....	6
4.1.2 Situación actual de los residuos peligrosos en México.....	6
4.1.3 Legislación en materia de residuos peligrosos.....	7
4.2 Industria Metalmeccánica.....	9
4.2.1 Tipos de residuos generados.....	10
4.3 Documentación de algunas contingencias.....	13
4.4 Repercusiones ambientales y riesgos a la salud.....	16
4.5 Importancia de los metales pesados en el suelo.....	17
4.5.1 Importancia de los metales en las diferentes fracciones del suelo.....	19
4.6 Los metales pesados en las plantas.....	20
4.6.1 Proceso de absorción por las raíces.....	22
4.7 Cobre.....	24
4.8 Hierro.....	24
4.9 Zinc.....	26
4.10 Métodos de tratamiento de suelos contaminados con metales pesados.....	27
4.11 Fitorremediación.....	27
4.11.1 Aplicaciones de la fitorremediación.....	29
4.11.2 Fitorremediación de suelos.....	30
4.11.3 Características de las especies fitorremediadoras.....	32
4.12 Biología de las especies estudiadas.....	34
4.12.1 <i>Brassica napus</i>	34
4.12.2 <i>Zea mays</i>	35
5. Ubicación de la zona de estudio.....	37
6. Hipótesis.....	39
7. Objetivos.....	39
8. Diseño y Desarrollo Experimental.....	40
9. Resultados.....	46
10. Análisis de Resultados.....	51
11. Conclusiones.....	78
12. Sugerencias.....	79
13. Bibliografía.....	80
14. Anexos.....	84

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

F



2. RESUMEN

El presente trabajo de investigación tuvo como objetivo, la rehabilitación de un suelo contaminado con residuos peligrosos generados en la industria metal-mecánica. El lugar se ubica en el Estado de Hidalgo y tiene una superficie aproximada de 2398.5 m², en él se depositaron desechos industriales como Fe, Cu y Zn en cantidades excesivas, en forma de polvos RP8.1/02 y partes metálicas RP8.1/05 que por listado se consideran residuos peligrosos de acuerdo a la NOM-052-ECOL/93. Se estimó pertinente llevar a cabo la evaluación de metales pesados totales obteniéndose en el suelo los siguientes resultados: Fe 23343.75 mg kg⁻¹; Cu 1229 mg kg⁻¹ y Zn 1419.06 mg kg⁻¹ (Sansón, 2002), estas concentraciones rebasan los límites máximos permisibles de acuerdo a Fergusson (1990), se realizó una extracción secuencial para determinar las formas químicas a las que se encontraban unidos ya sea de forma: intercambiable, carbonatos, óxidos de Fe y Mn, materia orgánica y residuales, encontrándose que aproximadamente el 70 % de Fe, Cu y Zn estaban en la fracción intercambiable y por lo tanto eran fácilmente disponibles para las plantas. Se decidió hacer una transformación química *in situ* de los metales con el fin de disminuir su concentración en dicha fracción. Después del tratamiento el 60 % de los metales de asociaron a red cristalina y 20% a óxidos de Fe y Mn, lo cual permite inmovilizar los metales en el suelo. Con el fin de recuperar las condiciones edáficas naturales se evaluó primeramente la capacidad de establecimiento y fitoacumulación de Fe, Cu y Zn a nivel invernadero en *Brassica napus* (nabo) y *Zea mays* (maíz) especies que han sido descritas en trabajos anteriores como fitoacumuladoras de estos metales. El porcentaje de germinación y establecimiento en los tres sustratos de ambas especies fue del 90 %, los principales síntomas de fitotoxicidad fueron clorosis en hojas, nevaduras moradas y necrosis así como baja talla manifestándose en los individuos sembrados en el sustrato contaminado, en el sustrato lavado estos síntomas fueron menos drásticos y su talla fue mayor. Posteriormente las plantas fueron cosechadas determinándose la concentración de metales pesados totales en raíz, tallo y hojas por espectrofotometría de absorción atómica. Ambas especies fitoextrajeron estos elementos principalmente del sustrato lavado, *B. napus* acumuló más Fe y Cu en sus tejidos que *Z. mays*, el Fe lo fitoacumula principalmente en raíz, Zn y Cu en hojas. *Z. mays* acumula más Zn que *B. napus*, el hierro tiende a fitoacumularlo en raíz, el cobre en hojas y Zn en tallo. Las concentraciones de Fe, Cu y Zn están disminuyendo de los sustratos lavado y contaminado después de las tres cosechas con *Z. mays* debido a que esta especie esta fitoextrayendo cantidades significativas de este elemento. Estos resultados indican que estas especies están fitoacumulando activamente estos metales, por lo que pueden ser utilizadas para depurar sitios contaminados con estos tres metales y devolver al suelo su actividad biológica y reestablecer el crecimiento de especies vegetales nativas.



2.- INTRODUCCIÓN

La política económica de México de los años cuarenta trajo como consecuencia un importante desarrollo industrial. Estas circunstancias obligaron a intensificar el aprovechamiento de los recursos naturales con el fin de obtener diversas materias primas, en muchos casos con serias consecuencias en la calidad del ambiente por la falta de control al que deben estar sujetos todos estos residuos que se generan en los diversos procesos industriales y de servicios. Estimaciones oficiales calculan que la generación de residuos industriales de todo el país es de aproximadamente 450 000 t/día, de los cuales 337 500 t/día corresponden a la actividad minera extractiva y fundición de metales no ferrosos, 81 000 t/día corresponden a la industria de procesos de química básica orgánica e inorgánica, y 31 500 t/día a residuos agroindustriales. (Gráfica 1). Todo lo anterior produce un total de 164 250 000 t/año de residuos industriales (Ponciano G.; et.al; 1997). La falta de control en el tratamiento y disposición final de residuos industriales, ha traído como consecuencia el uso de una gran diversidad de sitios de disposición clandestina, entre los que se encuentran principalmente: los depósitos dentro de la misma empresa que los genera, lotes y terrenos baldíos así como tiraderos a cielo abierto principalmente.

La legislación sobre el tema permaneció estancada durante mucho tiempo, el suficiente como para permitir que el problema se agudizara y requiriera de acciones urgentes. En este ámbito se crea la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) publicada en el Diario Oficial de la Federación el 28 de enero de 1988.

La cual establece en el Artículo. 3º. Fracción XXXII que un residuo peligroso se define como: " aquellos residuos, que por sus características corrosivas, tóxicas, venenosas, reactivas, explosivas, inflamables, o biológico infecciosas", representan un peligro para el equilibrio ecológico o del medio ambiente, además establece que la regulación y control de los residuos peligrosos es de competencia federal. Los criterios de peligrosidad y la operación de confinamientos controlados están contemplados en Siete Normas Oficiales Mexicanas publicadas en 1993.

El daño que los residuos peligrosos pueden causar depende en primera instancia de su grado de toxicidad, volumen de generación y su persistencia en el ambiente así como de las características físicas del sitio. Los metales pesados son ejemplos típicos de residuos peligrosos que además de tener una elevada persistencia ambiental pueden llegar a ser tóxicos para los organismos dependiendo de su concentración y propiedades químicas del elemento, lo cual se puede traducir en un problema de biomagnificación a través de los diferentes niveles tróficos (INE, 1999).

El destino de los metales pesados en el suelo depende de las condiciones ambientales así como del grado de saturación de agua, potencial redox, pH,



capacidad de intercambio catiónico, cantidad de materia orgánica, forma química del metal, tipos de plantas y animales presentes en el sistema (Farago, 1994). Por lo cual la recuperación de suelos contaminados presenta ciertas dificultades, dado que se requiere un entendimiento completo de todos los factores descritos anteriormente.

Debido a la creciente necesidad de recuperar sitios contaminados con diversos metales pesados, en los últimos años, se ha desarrollado una nueva tecnología ambiental llamada fitoremediación que consiste en el uso de plantas para remover, estabilizar y destruir contaminantes en el suelo y sedimentos (USAEC, 1999).

La fitoremediación se basa en la selección de especies de plantas que tienen la habilidad de acumular metales tóxicos en sus tejidos, su principal ventaja es que las plantas cosechadas, se puede extraer y concentrar cada uno de los elementos removidos por secado o incineración. Algunos de los metales pueden ser recuperados a partir de sus cenizas, reduciéndose así la generación de residuos peligrosos para su posterior rehúso ó confinamiento (Raskin, 1997).



3.- ANTECEDENTES

Durante décadas de desarrollo industrial se han acumulado metales pesados que se manifiestan en sitios y áreas en donde han sido depositados sin ningún tipo de control; estos son abundantes en el territorio nacional, desafortunadamente no han recibido la atención que merecen ya que existen pocas experiencias de estudios sistemáticos sobre su tiempo de residencia en los ecosistemas, su flujo y destino final, así como su efecto en el ambiente.

El manejo adecuado de los residuos peligrosos en México es muy limitado; ya que sólo una pequeña proporción del total generado es transportado, reciclado, destruido o confinado (35 %), en condiciones técnicas ambientales satisfactorias. Las consecuencias ambientales que esto provoca van desde el deterioro de la salud hasta la afectación de los niveles tróficos a través de procesos de bioacumulación (Programa para la Minimización y el Manejo de los Residuos Industriales Peligrosos, INE ,1999).

Los trabajos anteriores desarrollados hasta el momento en nuestro país son muy escasos y en su mayoría están encaminados tan sólo a determinar zonas potencialmente contaminadas con metales pesados, como en la Cuenca Lerma Chapala y el Río Coatzacoalcos en donde se ha documentado la presencia de metales pesados en sedimentos y organismos en concentraciones que exceden con mucho los niveles naturales (INE, 1999). Sin embargo, cuando se requiere evaluar el grado de contaminación de un suelo, no basta con conocer el contenido total del elemento contaminante, ya que el resultado no expresa en qué proporción y bajo que condiciones este elemento puede solubilizarse y causar problemas. En este sentido, se ha desarrollado una línea de investigación tendiente a estudiar las diversas formas o especies químicas que pueden adoptar los metales bajo condiciones específicas de cada suelo en particular (Bautista; 1994).

Las alternativas de recuperación de suelos contaminados se reducen a la remoción y confinamiento de los contaminantes asociados a los componentes edáficos, por lo tanto, las tecnologías de fitoremediación aún no han sido implantadas en México (Programa para la Minimización y el Manejo de los Residuos Industriales Peligrosos, INE ,1999).

Los científicos inicialmente se esforzaron en esta área enfocándose en la selección de la mejor especie de planta "fitoextractora" y optimizarla tanto a nivel laboratorio como "*in situ*". Por lo que a nivel internacional se tienen registradas diversas especies de plantas que absorben y acumulan distintos metales pesados, las cuales se han localizado principalmente en zonas mineras y urbanas. Existen algunas especies que son útiles como bioindicadoras de metales pesados como las del género *Lolium*: *L. perenne* y *L. multifidan*, ambas muy frecuentes y comunes en cunetas y bordes de carreteras y caminos (Ederra,1996).



Tiemann, *et al*; (1997), comprobó que diferentes poblaciones de alfalfa estudiadas, tenían una capacidad alta de acumular cantidades apreciables de iones: cobre (II), níquel (II), cadmio (II), cromo (III), plomo (II) y zinc (II) a partir de soluciones acuosas.

Cuando se requiere remover plomo, *Thlaspi rotundifolium*, es más efectiva que otras, pero actualmente se ha comprobado que dicha especie es "lenta" en cuanto a acumulación de metales, comparada con las llamadas plantas "hiperacumuladoras" de zinc y de cadmio, tales como *Pennycress alpinu*, herbácea silvestre encontrada en suelos ricos con níquel y zinc en muchos países y *Thlaspi caerulescens* (Chaney, 1995).

Son diversos los estudios en los que se han utilizado diversos géneros de las *Brassicaceae* como la mostaza de la India que han sido seleccionadas por su habilidad para acumular diversos porcentajes de metales (cobre, plomo y níquel, entre otros) principalmente en tallo y hojas. Por ejemplo, en un estudio realizado en Estados Unidos se examinó la toxicidad del Zn y el Cu en *Brassica napus*, *Brassica rapa* y *Brassica juncea*. Observándose que el Cu inhibió la elongación de la raíz lateral, en tanto el Zn sólo reduce el diámetro de dicha raíz. Ambos metales disminuyeron las concentraciones de Fe y Mn en el tallo en las tres especies hasta niveles asociados con deficiencia, sin embargo, ésta no se correlaciona con los patrones observados de clorosis en hojas, pero si puede ser un factor significativo en la reducción del crecimiento de la planta.

En términos de remoción de metales pesados, las especies del género *Brassica* son más efectivas para remover Zn de la solución nutriente que Cu y ambos presentan efectos antagonicos cuando se encuentran juntos en el sustrato (Ebbs y Kochian, 1996).

También ciertas variedades silvestres y cultivadas relacionadas con la familia de las *Brassicaceae* fueron seleccionadas por su habilidad para acumular metales en sus partes cosechables. Algunas de estas plantas concentraron metales pesados tóxicos como plomo, cobre y níquel, en diversos porcentajes de su biomasa seca. Esta familia también cuenta con especies consideradas como hiperacumuladoras (Bake, 1995) como lo son: *Brassica juncea* (mostaza de la India), la cual es una planta de cobertura con un alta biomasa que puede acumular Pb, Cr (VI), Cd, Cu, Ni, Zn, 90Sr, B y Se (Nanda Kumar *et al*.1995; Salt *et al*. 1995; Raskin *et al*. 1994), también esta especie tiene la mejor capacidad para transportar plomo a sus partes aéreas, acumulando más del 1.8 % del plomo en sus tallos. En general las especies de cobertura de esta familia acumulan de 0.82 a 10.9 % de Pb en sus raíces, no obstante los cultivos de *B. juncea* varían ampliamente en su capacidad en acumular Pb, diferentes cultivos en rangos de 0.04 % a 3.5 % de Pb acumulado en retoños y de 7 a 19 % en raíces (Nanda y Kumar *et al*; 1995). En el caso de *Brassica napus* se ha demostrado que también acumula Se y B.



4.0. MARCO TEÓRICO

4.1 Residuos peligrosos

Un residuo peligroso se define de acuerdo a la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) Art. 3º. Fracc. XXXII como: Todos aquellos residuos, que por sus características: corrosivas, tóxicas, venenosas, reactivas, explosivas, inflamables y biológico infecciosas, representan un peligro para el equilibrio ecológico o el ambiente.

De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-053-ECOL-93 un Residuo Peligroso es "cualquier residuo sólido que presenta una o más de las siguientes características: Corrosivo, Reactivo, Explosivo, Tóxico, Inflamable, y/o Biológico Infeccioso, (CRETIB)". Dicha Norma incluye un listado de sustancias y de materiales que se consideran peligrosos. Sin embargo, cuando un determinado residuo no está dentro de estos listados, el paso siguiente es aplicar los criterios de peligrosidad que establece la norma, con el fin de determinar si tiene cualquiera de las características mencionadas para considerarlo como peligroso.

4.1.2. Situación Actual de los residuos peligrosos en México

Actualmente en nuestro país la infraestructura para la disposición final de los residuos peligrosos consiste exclusivamente en un solo "confinamiento", controlado y en operación, ubicado en el Estado de Nuevo León-México, el cual reúne las condiciones de máxima seguridad garantizando así la protección a la población, las actividades ecológicas y sociales y, en general, el equilibrio ecológico.

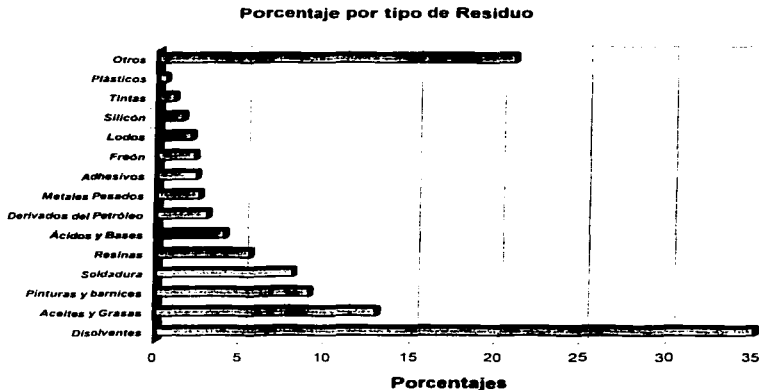
Este confinamiento es insuficiente para captar las más de 450 000 t/día generadas de residuos peligrosos, ya que un gran volumen de este total se dispone clandestinamente. Siendo evidente que se requiere de una infraestructura adecuada para su manejo y disposición final, es por ello que durante décadas de desarrollo industrial se han acumulado pasivos muy importantes que se manifiestan en sitios y áreas sin ningún tipo de control, trayendo como consecuencia que estos sitios proliferen en el territorio nacional.

Durante los últimos años la infraestructura para el manejo de residuos peligrosos se ha incrementado ya que prácticamente se han duplicado las empresas que se dedican a esta actividad en el periodo 1993-1998. Siendo el rubro de mayor crecimiento el del transporte (casi en 50 por ciento), el almacenamiento temporal (poco más del 10 por ciento) e instalaciones que realizan distintos tratamientos de los residuos (40 por ciento). Estos tratamientos son principalmente para el reciclaje de corrientes prioritarias de residuos, como lubricantes y solventes usados, tambores que contuvieron residuos peligrosos, recortes de perforación



(todos aceitosos), así como escorias y residuos con contenidos de zinc, estaño y plomo.

Gráfica 1. Porcentaje y tipo de residuos peligrosos generados en México.



Fuente: Dirección de Materiales, Residuos y Actividades Riesgosas, INE (1999).

4.1.3 Legislación en Materia de Residuos Peligrosos

El marco jurídico que define las regulaciones en materia de residuos peligrosos está señalado en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA); divididos en títulos:

- I. Aprovechamiento racional de los elementos naturales.
- II. Protección al ambiente.
- III. Medidas de control y seguridad; y sanciones.

Dicha ley regula el manejo de los materiales y residuos definidos como peligrosos para el medio ambiente, desde su generación hasta su disposición final, de conformidad con las NOM y demás procedimientos que se establezcan.

La LGEEPA esta basada en los siguientes artículos:



- Conceptos de residuos y residuos peligrosos se definen respectivamente Art. 3º. fracción XXVI y XXVII.
- La regulación de las actividades relacionadas con materiales o residuos peligrosos es de índole federal Art. 5º. Fracción XIX
- Lineamientos generales del tema, ampliados en el Reglamento de la LGEEPA en materia de residuos peligrosos Art. 150 al 153 del capítulo V.

El Reglamento de la LGEEPA en materia de Residuos Peligrosos, basado en:

- Arts. 1 al 6, definen las disposiciones generales de los mismos.
- Arts. 7 y 8, referente a la generación de residuos peligrosos.
- Arts. 9 al 42, del manejo de residuos peligrosos.
- Arts. 43 al 57, de la importación y exportación de residuos peligrosos
- Arts. 58 al 63, de las medidas de control y de seguridad y sanciones.

El Reglamento de La Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimiento, Productos y Servicios, publicado el 18 de Enero de 1988, el cual contiene diversas disposiciones que se aplican a las sustancias tóxicas y los residuos peligrosos en sus artículos 1214 al 1235.

El Convenio de La Paz firmado en 1983 entre México y Estados Unidos sobre cooperación para la protección y mejoramiento del medio ambiente, que establece las condiciones relacionadas con el movimiento fronterizo de los residuos peligrosos.

El Convenio de Basilea, firmado en 1989 por los países pertenecientes a la Organización de Cooperación y Desarrollo Europeo (OCDE) de la cual México es miembro a partir de 1994, que persigue la reducción de residuos peligrosos al mínimo, disposición de los mismos en el país que se generan, control de las exportaciones e importaciones, prohibición de embarques hacia países que carezcan de capacidad legal, administrativa y técnica para manejar y disponer de ellos de manera ambientalmente adecuada y finalmente, la cooperación en el intercambio de información, transferencia tecnológica y armonización de normas, códigos y lineamientos (Dirección General de Normatividad Ambiental, 1994).

Siete Normas Oficiales Mexicanas que cubren los criterios de peligrosidad y la operación de confinamientos controlados, publicadas el 22 de Octubre de 1993 en el Diario Oficial de la Federación, cuyas especificaciones son señaladas en la Tabla 1.



Tabla 1. Normas Oficiales Mexicanas en materia de residuos peligrosos

NOM-052-ECOL-93	Establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
NOM-053-ECOL-93	Establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
NOM-054-ECOL-93	Establece el procedimiento para determinar la incompatibilidad entre dos o más residuos considerados como peligrosos por la Norma Oficial Mexicana NOM-052-ECOL-93
NOM-055-ECOL-93	Establece los requisitos que deben reunir los sitios destinados al confinamiento controlado de residuos peligrosos excepto de los radioactivos.
NOM-056-ECOL-93	Establece los requisitos para el diseño y construcción de las obras complementarias de un confinamiento controlado para residuos peligrosos.
NOM-057-ECOL-93	Establece los requisitos que deben observarse en el diseño, construcción y operación de celdas de un confinamiento controlado para residuos peligrosos.
NOM-058-ECOL-93	Establece los requisitos para la operación de un confinamiento controlado de residuos peligrosos.

Fuente: Diario Oficial de la Federación del 22 de octubre de 1993

4.2 Industria Metalmeccánica

El giro metalmeccánico está clasificado según SECOFI en el subsector 38, existiendo a nivel nacional 46,246 empresas que se dividen en Micro, Pequeñas, Medianas y Grandes. Este subsector se compone de productos metálicos, maquinaria y equipo incluyendo instrumentos quirúrgicos y de precisión, englobando también empresas que manufacturan o procesan metales como el cobre, zinc, hierro, acero, latón dentro de este subsector se distinguen 13 diferentes ramas industriales.

Las ramas de producción de la industria metalmeccánica incluyen, por ejemplo la fabricación y ensamble de maquinaria y equipos, industria automotriz y autopartes, fabricación de aparatos eléctricos, embalajes, aparatos y accesorios de uso doméstico y bienes de consumo así como herrajes.



Los insumos son, además de las materias primas de hierro y acero, los materiales auxiliares correspondientes que deben ser aptos para los requerimientos propios del proceso respectivo. Como ejemplo, cabe mencionar la diversidad de aceites y emulsiones especiales.

Los pasos del proceso productivo en las empresas incluyen:

Forjar, separar, cortar, tornear, taladrar, fresar, cepillar, esmerilar, pulir, plegar, rolar, prensar, estampar, estirar, soldar, recocer, templar, cementar, desengrasar, lavar, fosfatar, pintar, laquear.

4.2.1 Tipos de residuos generados

Los tipos de residuos generados en la industria metalmeccánica es muy diverso, sin embargo sólo algunos son relevantes con respecto a los volúmenes generados, como los aceites lubricantes gastados y de enfriamiento de todo tipo así como los residuos metálicos contaminados (la mayoría de estos son virutas) polvos metálicos y lodos provenientes de las diferentes operaciones de recubrimiento de superficies y residuos provenientes del pintado y el laqueado.

Generándose principalmente los siguientes residuos:

- Chatarra a causa de producciones fuera de especificación y recortes
- Viruta de diferentes tamaños en su mayoría aceitada
- Residuos de esmerilado
- Residuos de fosfatación y laqueado
- Aceites gastados y residuos de lubricantes refrigerantes

La siguiente tabla resume los tipos de residuos más importantes que genera la industria metalmeccánica, y les asigna la clave que les corresponde según la NOM-052-ECOL/1993.

Tabla 2. Resumen de los tipos de residuos más importantes que genera la industria metalmeccánica

Número del residuo	Tipo de residuo (denominación oficial):	Tipo de residuo (denominación interna):
RP8.1/01	Aceites/Materiales de trabajo impregnados con aceite	Aceite soluble
		Aceite gastado de corte y enfriamiento
		Aceite de corte
		Aceite hidráulico
		Aceite soluble refrigerante
		Aceite soluble sucio
	Aceite gastado de corte y enfriamiento en las	

	operaciones de talleres de maquinado	Emulsión Emulsión (aceite de enfriamiento) Refrigerantes Emulsiones Refrigerantes gastados
RPNE1.1/03	Aceite lubricante gastado	Aceite gastado de las maquinas Aceite hidráulico Aceite lubricante gastado Aceite quemado
		Aceite lubricante de mantenimiento de maquinaria y equipo. Aceite lubricante de máquina Aceite lubricante para motor de automóviles.
RPNE1.1/04	Aceites dieléctricos, bifenilos policlorados	Bifenilos policlorados
LA NÓM-052-ECOL/83 EN EL PUNTO 5.6 CONSIDERA A ESTE RESIDUO COMO PELIGROSO	Aserrín impregnado con aceite lubricante y soluble	
La legislación aún no contempla como residuo peligroso; pero según CRETIB es residuo peligroso	Aserrín impregnado con aceites gastados	
	Aguas residuales / Soluciones	
RP1.1/15	Soluciones gastadas y sedimentos de los baños de cianuro de las operaciones de galvanoplastia	Cianuro de cobre Solución de sulfocianuro de sodio
RP1.1/17	Soluciones gastadas y residuos provenientes de los baños de fosfatizado	Agua residual de los baños del fosfatizado Agua residual del baño de fosfatizado
RP8.1/02	Aceites gastados de corte y enfriamiento en las operaciones de talleres de maquinado	Soluciones de los baños de templado provenientes de las operaciones de enfriamiento. Soluciones de enfriado
RP1.1/04	Baño de anodización del aluminio	Sellado del anodizado (ácidos)
RP8.1/04	Residuos de las operaciones de limpieza alcalina o ácida	Enjuague del decapado con ácido muriático Enjuague del desengrasante alcalino Soluciones de enjuague Agua residual del desengrase alcalino

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

		Enjuague del decapado con ácido muriático
		Enjuague del desengrasante alcalino
		Sosa cáustica
		Solución acuosa con ácido sulfúrico al 5%
P1.1/07	Soluciones gastadas y residuos provenientes del cromado	Desengrasante electrolítico Cromo (Cr ⁶⁺).
P1.1/11	Soluciones gastadas y residuos provenientes del níquelado.	Soluciones gastadas del baño de cromado Cianuro de níquel
RP8.1/02	Residuos de metal Residuos provenientes de las operaciones de barrenado y esmerilado	Rebaba de acero Polvos de esmeril, rebaba y granos abrasivos del esmeril Rebaba de acero
No esta contemplado como residuo peligroso	Viruta de metal	
RP8.1/05	Filtros Pinturas, solventes, lodos, limpiadores y residuos provenientes de las operaciones de recubrimiento, pintado y limpieza	Filtro de felpa de plástico, Filtro de felpa de plástico impregnado de pintura alquídática, cromato de zinc o poliuretano, Filtro de tela trenzada, Filtros saturados.
RP1.1/01	Lodos Lodos de tratamiento de aguas residuales provenientes del lavado de metales para remover soluciones concentradas	
RP1.1/15	Soluciones y sedimentos provenientes de los baños de cianuro de las operaciones de galvanoplastia	Lodos de sulfocianuro de sodio
RP1.1/17	Soluciones gastadas y residuos provenientes de los baños de fosfatizado	Lodos del baño de fosfatizado Lodos del fosfato
RP1.1/02	Lodos provenientes de las operaciones de desengrasado	Lodos provenientes de las operaciones de desengrasado (detergentes o tensoactivos)
RP8.1/05	Pinturas, solventes, lodos, limpiadores y residuos de las operaciones de recubrimiento, pintado y limpieza.	Natas de pintura Lodos de pintura de la caseta de cortina de agua.
RP1.1/07	Soluciones gastadas y residuos provenientes del cromado	Lodos del baño de cromado
	Polvos	

RP8.1/05	Residuos provenientes de barrenado y esmerilado	Polvo metálico Polvo del esmerilado o del esmeril Polvo de acero
RP8.1/05	Pinturas, solventes, lodos, limpiadores y residuos provenientes de las operaciones de recubrimiento, pintado y limpieza.	Polvos de pintura
RP8.1/05	Solventes Pinturas, solventes, lodos, limpiadores y residuos provenientes de operaciones de recubrimiento, pintado y limpieza.	Solventes gastados
RPNE1.1/08	Solventes halogenados en operaciones de desengrasado	Desengrasante no electrolítico Percloroetileno Tricloroetileno/percloroetileno
RPNE1.1./01	Material de empaque y embalaje Envases y tambos vacíos usados en el manejo de materiales y residuos peligrosos	Porrones vacíos impregnados con ácido bromhídrico

Fuente: Manual de Minimización, Tratamiento y Disposición. Concepto de Manejo de Residuos Peligrosos e Industriales para el giro Metalmeccánica (hierro y acero). 1997.

4.3. Documentación de algunas contingencias

Hasta la fecha no se tienen datos precisos de sitios afectados en todo el país y no se cuenta con un esquema metodológico para determinar el potencial de afectación y así poder evaluar los riesgos a la salud y al ambiente asociados a los problemas derivados del manejo inadecuado de los residuos industriales. Los estudios de evaluación de los efectos ambientales realizados en México se enfocan a problemas específicos o accidentes, algunos de los cuales se documentan a continuación:

- En el año de 1958 se estableció en Lechería, municipio de Tultitlán, Estado de México la empresa CROMATOS DE MÉXICO, S.A.; dedicada a producir compuestos del cromo. El proceso de producción era a cielo abierto, sin existir controles sobre las emisiones de polvos, descargas de aguas residuales y manejo de residuos, los que se arrojaban en sitios disponibles en zonas alejadas y que simultáneamente, se ofrecían como material de relleno, a partir de 1975, se iniciaron reclamos de la población que estaba siendo afectada por los residuos de cromo hexavalente. Después de un largo proceso, en 1978 se determinó la clausura definitiva de la fábrica.



- En marzo de 1987, la empresa Alco Pacífico de México, S.A de C.V. inició operaciones como recicladora de plomo, hasta 1991 la SEDUE ordenó su clausura, por no cumplir con la normatividad, ya que esta empresa utilizaba como materia prima baterías automotrices, residuos de óxido de plomo, separadores de baterías trituradas con contenido de óxido de plomo y sulfato de plomo, adquiridos en Estados Unidos, bajo el régimen de importación temporal. Al declararse en quiebra, los propietarios dejaron en sus patios alrededor de 12 000 m³ de residuos peligrosos y 18 000 m³ de suelos contaminados, dispuestos de una manera inadecuada y sin cumplir con la obligación legal de retornarlos a su país de origen. Las autoridades destinaron fondos para cubrir los residuos con una membrana geomorfológica de polietileno de alta densidad, con lo que se evita la contaminación a la población y al ambiente mientras se lleva a cabo la obra de remediación del sitio.
- Una empresa Química, ubicada en el Km 13.5 de la carretera León-San Francisco, en el municipio de San Francisco del Rincón, Guanajuato, dedicada a la producción de sales de cromo y ácido crómico, a partir de cromita, utilizando un proceso en dos fases. Los residuos generados consisten en sólidos sobrantes del proceso de lixiviación y alúmina precipitada durante la adición de ácido sulfúrico al licor. Durante once años dichos residuos se depositaron en patios a cielo abierto, directamente sobre el suelo sin tener preparación alguna, lo que causó la contaminación de suelos, aire y mantos freáticos. Actualmente se encuentran almacenados en dos celdas 13 000 toneladas de residuos de alúmina y más de 300 000 toneladas de residuos de cromo, se están llevando a cabo acciones conjuntas con la Universidad Nacional Autónoma de México y la Universidad Autónoma de Guanajuato, tendientes a dar tratamiento a dichos residuos para disminuir su peligrosidad y lograr su aprovechamiento a través de su reciclamiento y rehusó.
- En marzo de 1984, en la colonia El Caracol, del municipio de Tlanepantla, Estado de México, se produjo una mezcla de materiales filtrantes con contenido de grasas que al ser dispuestos inadecuadamente dieron lugar a un fenómeno exotérmico, que afectó a la población circunvecina. Las acciones de remediación se concretaron a tapar con tierra los residuos peligrosos. (Programa para la Minimización y el Manejo Integral de los Residuos industriales Peligrosos en México. 1996-2000).

En la Tabla 3 se presenta una relación de casos de disposición clandestina de residuos industriales peligrosos, que fueron detectados por medio de actividades de inspección entre 1994 y 1996, los cuales están en proceso de restauración

**Tabla 3.** Sitios afectados por residuos peligrosos

Sitio y tipo de residuo depositado	Cantidad de residuos removidos y enviados a confinamiento
En la carretera Pachuca-Hidalgo y principalmente en el Km 30, se encontraron escorias con alto contenido de plomo provenientes de la fundición de baterías automotrices.	19,000 ton
En el municipio de Chimalhuacan, Edo. de México, se encontraron residuos con asbesto.	672 ton
En el municipio de Huixquilucan, Edo. de México, se encontraron diversos residuos de origen farmoquímico.	13 ton
En un banco de tezontle ubicado en el municipio de Atotonilco, en el Edo. de Hidalgo, se encontraron escorias con un alto contenido de plomo provenientes de la fundición de baterías automotrices.	474 ton
En el municipio de Acolman, Edo. de México, encontraron diversos residuos provenientes de la fabricación de pinturas (principalmente solventes sucios) y lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales en 16 ladrilleras.	9,639 ton
Se encontró una bodega de plaguicidas caducos e inadecuadamente almacenados en la Delegación Iztapalapa.	111 ton
Total	29,909 ton.

Fuente: INE, SEMARNAP, 1996. Programa para la Minimización y Manejo Integral de Residuos Industriales Peligrosos en México 1996-2000.

Tabla 4. Relación de sitios identificados por disposición inadecuada de residuos peligrosos

Municipio o Delegación	Estado	Tipo de contaminantes
Azcapotzalco	Distrito Federal	Hidrocarburos, metales pesados y PBC's
Tijuana	Baja California	Plomo (Pb)
Saltillo	Coahuila	Diesel
Ecatepec	México	Solventes
Tultitlán	México	Ácido fosfórico, hexametafosfato, tripolifosfato, carbonato de sodio



San Francisco del Rincón	Guanajuato	Cromo (Cr)
Salamanca	Guanajuato	Agroquímicos y azufre contaminado con agroquímico
Tula	Hidalgo	Catalizadores gastados (metales pesados)
Guadalajara	Jalisco	Hidrocarburos
Santa Catarina	Nuevo León	Combustóleo
San Luis Potosí	San Luis Potosí	Plomo (Pb) y Arsénico (As)
Coatzacoalcos	Veracruz	Plomo
Coatzacoalcos	Veracruz	Azufre líquido, aceites, solventes y lodos con cromo
Tultitlán	México	Cromo
Miguel Hidalgo	Distrito Federal	Hidrocarburos totales del petróleo y solventes y metales pesados.
Ecatepec	México	Hidrocarburos totales del petróleo y metales pesados.
Coatzacoalcos	Veracruz	Fosfoyeso
Progreso	Yucatán	Gasolina y Diesel
Cumobabi	Sonora	Plomo y Cadmio
San Luis Potosí	San Luis Potosí	Plomo
Monterrey	Nuevo León	Plomo

Fuente: Dirección de Materiales, Residuos y Actividades Riesgosas, INE, (1999).

4.4. Repercusiones ambientales y riesgos de salud provocados por los metales pesados

El creciente interés por la contaminación excesiva de sitios con metales pesados, se debe a que estos afectan tanto a la salud humana y ecosistemas dependiendo de su grado de toxicidad y además que los volúmenes de generación y persistencia propicien que se alcancen concentraciones suficientes para causar efectos nocivos (SEMARNAP, 1999b).

Un metal es considerado como tóxico si resulta perjudicial para el crecimiento o metabolismo de las células al exceder cierta concentración aunado a su elevada persistencia ambiental o bioacumulación.

La persistencia ambiental se relaciona con la tendencia de una sustancia química a permanecer en el ambiente debido a su resistencia a la degradación química o biológica asociada a los procesos en el ambiente; ya que una vez en el ambiente estos contaminantes pueden ser ingeridos y retenidos en altas concentraciones por los organismos vivos., ocasionándoles serios trastornos, incluso la muerte.



Cuando se encuentran en bajas concentraciones, causan efectos subletales, como la reducción del tiempo de vida de ciertas especies o el incremento en la susceptibilidad a enfermedades o causar efectos mutagénicos y teratogénicos.

La toxicidad por metales pesados suele resultar: a) cuando el organismo se ve sometido a una concentración excesiva del metal durante un período prolongado, b) cuando el metal se presenta en una forma bioquímica inusitada o c) cuando el organismo lo absorbe por una vía inusitada.

Por todo anterior se resume que la toxicidad de un metal dependerá de su vía de administración y del compuesto químico al que está ligado. Ya que la combinación de un metal con un compuesto orgánico puede aumentar o disminuir sus efectos tóxicos sobre las células; a diferencia de la combinación de un metal con el azufre, que forma un sulfuro, el cual es menos tóxico que el hidróxido u óxido correspondiente debido a que el sulfuro es menos soluble en el organismo que el óxido.

La presencia de dichos compuestos químicos, en los ciclos naturales puede inferir con la movilidad de otros compuestos que son importantes para los procesos biológicos. Los organismos poseen una resistencia variable a los metales pesados, según su grado de tolerancia al tóxico.

Los ecosistemas mantienen capacidades de carga limitadas para asimilar sustancias. La presencia y cantidad de las sustancias introducidas puede presentar un riesgo de desequilibrio para ellos, con las consecuencias de degeneración de los ciclos naturales de materiales y agotamiento de recursos. La vulnerabilidad de los ecosistemas a los efectos nocivos de los residuos peligrosos varía de acuerdo a sus características. Por lo que es importante tomar en consideración si las áreas en que se depositan corresponden a zonas áridas, templadas tropicales secas o húmedas, ya que cada una de ellas y los ecosistemas que lo conforman serán afectados de distinta manera.

Algunos de los procesos naturales más relevantes en el movimiento de las sustancias tóxicas y de residuos peligrosos en el ambiente, son: la lixiviación, la adsorción-desorción, la volatilización y la bioacumulación.

4.5. Importancia de los metales pesados en el suelo

Los elementos traza son componentes naturales del suelo que se encuentran en los minerales constituyentes del material rocoso, el cual al intemperizarse gradualmente forma una capa de superficie delgada que incrementa en espesor y se diferencia para formar un perfil, compuesto por diferentes estratos llamados horizontes que difieren en color, textura y/o estructura, y además libera a los elementos traza quienes se distribuyen en los diferentes horizontes. En los horizontes superficiales se encuentran concentrados Ag, As, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb y



Zn, como resultado del ciclamiento a través de la vegetación, la deposición atmosférica y la adsorción por la materia orgánica. Los elementos que se encuentran concentrados en horizontes inferiores incluyen Fe, Al, Ga, Mg, Ni, Sc, Ti, V y Zr, los cuales, tienden a asociarse con acumulaciones de arcillas trasladadas y óxidos acuosos. Sin embargo, suelos recientemente contaminados, frecuentemente tienen altos contenidos de metales tóxicos en la capa superior, debido a que los procesos pedogénicos no son suficientes para efectuar una redistribución dentro del perfil y por la utilización e introducción al ambiente de elevadas concentraciones de residuos cuya composición de la fuente que los origina. De esta forma se ha observado que el grado de aplicación de residuos puede exceder las abundancias naturales de estos elementos, cuya acumulación afecta el potencial de fitotoxicidad, la adsorción por las plantas, la bioacumulación en los organismos y el transporte y contaminación de otros sitios y cuerpos acuáticos.

El suelo, en particular, es un sistema dinámico y complejo que posee propiedades físicas, químicas y biológicas que al interactuar entre ellas funcionan como mecanismos depuradores de contaminantes, sin embargo, cuando se aplican niveles excesivos de elementos metálicos, se alteran dichas interacciones y por ende el efecto depurador. De este modo, el destino de los metales pesados en el suelo esta en función de los siguientes procesos:

- 1) La intemperización *in situ* del material parental,
- 2) La disolución y solubilidad de los minerales y complejos, acompañados por precipitación y coprecipitación de especies inorgánicas insolubles, tales como carbonatos y sulfuros,
- 3) La adsorción por las raíces de las plantas e inmovilización por los organismos del suelo,
- 4) El intercambio catiónico con las arcillas o con la materia orgánica del suelo,
- 5) La quimisorción específica y adsorción/desorción sobre óxidos e hidróxidos de hierro, aluminio y manganeso,
- 6) Quelación y complejación por diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo,
- 7) Filtración de iones móviles y quelatos organo-metálicos solubles (Ross, 1994).

A su vez, la disponibilidad de los metales para las plantas, depende tanto de la naturaleza del elemento como de su especiación (estrechamente relacionada con la forma química del metal al momento de su deposición). Los metales en el suelo se pueden encontrar en las siguientes fracciones:

- 1) Intercambiables
- 2) Ligados a la materia orgánica
- 3) Ocluidos en los óxidos de Fe y Mn
- 4) Como carbonatos, sulfuros y fosfatos



5) En la red cristalina de silicatos (fracción residual) (Kabata-Pendias y Pendias, 1989).

De todas ellas la fracción más móvil es la intercambiable, siendo la más disponible para las plantas. Un metal puede pasar de esta especie a una menos móvil, pero el proceso está altamente controlado por las reacciones cinéticas que requieren condiciones particulares de pH.

En general, tanto los procesos de retención y movilidad de metales en el suelo como la fitodisponibilidad son altamente dependientes del pH, el potencial redox y la cantidad y tipo de materia orgánica (Alloway; 1990; Kabata-Pendias y Pendias, 1989; Ross; 1994).

Así, la complejidad de las reacciones y transformaciones de los metales en el suelo es la razón por la cual es tan difícil predecir su comportamiento, además la persistencia de los contaminantes en este es mucho mayor que otros compartimentos de la biosfera, y todas las estimaciones hechas hasta el momento indican claramente que la remoción completa de contaminantes metálicos es casi imposible.

4.5.1. Importancia de los metales en las diferentes fracciones del suelo

La evaluación cuantitativa primaria de la calidad del suelo para conocer los efectos causados por la presencia y conducta de contaminantes como los metales pesados, es muy importante en la actualidad; ya que generalmente se hace una evaluación de las concentraciones totales de dichos contaminantes, pero tales concentraciones no indican en que proporción están disponibles para las plantas, que dependiendo de su esencialidad, no esencialidad y concentración pudiesen causar un problema de toxicidad y/o magnificación.

Debido a esta necesidad, el método del fraccionamiento del suelo se ha estado aplicando con más frecuencia, este método se apoya en la utilización de la técnica de la extracción secuencial la cual usualmente conduce a determinar como los contaminantes inorgánicos son retenidos en las diferentes fracciones del suelo. En general las fracciones de los metales pesados ligados a los componentes del suelo son cinco: los intercambiables, en forma de carbonatos, los ligados a la materia orgánica, los ligados a los óxidos y los residuales, es decir los metales pesados que se encuentran unidos a los minerales del suelo.

Los porcentajes varían considerablemente de acuerdo a las categorías taxonómicas del suelo y, algunas fracciones pueden no presentarse (Bautista, 1994).

En este método se usa un extractante que es específico para cada tipo de fracción, más sin embargo este procedimiento no se considera como altamente



selectivo ya que pueden liberarse dos o más fracciones de los constituyentes del suelo, ya que se ha comprobado que muchos de los diferentes extractantes no son específicos de una sola fase o una forma particular de un elemento, por eso se ha determinado el uso de una serie de extracciones secuenciales con reactantes de mayor poder (Alloway, 1990).

Investigaciones recientes, han dado a conocer que las plantas toman preferentemente los contaminantes asociados con la fracciones intercambiables y carbonatos durante la fitoremediación. (Phytotech, inc., 1998).

4.6. Los metales pesados en las plantas

Algunos metales pesados son esenciales para el metabolismo y crecimiento de las plantas a bajas concentraciones, cuando los niveles son excesivos, se puede entonces hablar de toxicidad cuyos efectos pueden ser inhibición de la fotosíntesis y respiración, alteración de la relación hídrica, marchitamiento, clorosis, pérdida de la selectividad de las raíces, bloqueo de enzimas, polinucleótidos o transportadores de nutrientes, sustitución de elementos esenciales de las biomoléculas y unidades de membrana celular y de los organelos, entre otros. No obstante el grado de fitotoxicidad difiere entre las especies de plantas, ya que algunas han desarrollado un cierto grado de resistencia.

Tabla 5. Metales pesados más importantes, sus densidades, abundancia y su categoría como esenciales y/o contaminantes

Elemento	Densidad g/cc	Rocas ppm	Esencial	Contaminante Veg/anim.
Ag	10.5	0.07		*
Au	19.3	0.05		
Bi	9.8	0.17		*
Cd	8.7	0.2		*
Cr	7.2	100.0	*	*
Co	8.9	25.0	*	*
Cu	8.9	55.0	*	*
Fe	7.9	6×10^4	*	*
Hg	13.6	0.08		*
La	6.2	25.0		*
Mn	7.4	950.0	*	
Pb	11.3	13.0		*
Mo	10.2	1.5	*	*
Ni	8.9	75.0	*	*
Pt	21.5	0.05		
Tl	11.9	0.45		*
Th	11.5	9.6		*



Sn	7.3	2.0	*	*
U	19.1	2.7		*
V	6.1	135.0	*	
W	19.3	1.5	*	*
Zn	7.1	70.0	*	*
Zr	6.5	165.0		*

Fuente: Davis 1980

La tolerancia se define como la habilidad de una planta para sobrevivir en suelos tóxicos u hostiles dada la alta concentración de elementos metálicos, esto implica un genotipo o una especie en particular puede crecer mejor en sitios adversos que en otros. Ya que esta característica no es metal-específica, es importante distinguir entre: 1) co-tolerancia o tolerancia cruzada, en la cual el gen para tolerar a un metal también confiere resistencia a otros, y 2) tolerancia múltiple, en donde los genes para la resistencia a diferentes metales se encuentran juntos, debido a la presencia en el ambiente de diversos elementos.

La presencia de plantas tolerantes en sitios recientemente contaminados nos indica como una adaptación evoluciona rápidamente, constituyendo uno de los ejemplos más claros de "microevolución" que ha sido ampliamente estudiado en los últimos años (Macnair y Baker, en Farago, 1994). Con base en esto, es posible clasificar a las plantas en tres grupos principales:

- 1) Excluyentes.- que restringen la absorción de metales tóxicos o la translocación dentro de sus raíces.
- 2) Índice.- en ellas la absorción y traslocación refleja las concentraciones de metales en el suelo.
- 3) Acumuladoras.- que concentran activamente metales en sus tejidos (Ross, 1994)

Brooks; et.al (en Market; 1994), identifican una forma extrema llamada hiperacumuladora en las cuales la concentración de metales en sus tejidos puede exceder 1000 µg/g.

No obstante según un reporte de (COFIN, 1998), en el cual una especie hiperacumuladora de metales pesados se caracteriza por acumularlos en la porción vegetal como elevado respecto a la norma (Tabla 6).

**Tabla 6.** Valores reportados de especies de plantas, acumuladoras e hiperacumuladoras.

Elemento	Rango normal ($\mu\text{g/g}$)	Nivel mínimo por especie hiperacumuladora ($\mu\text{g/g}$)
Cd	0.03-20	100
Co	0.05-50	1000
Mn	5-2000	10000
Ni	0.2-100	1000
Se	0.01-10	100
Cu	1-100	1000
Tl	0-0.1	100
Zn	5-2000	10000

Fuente: COFIN, 1998.

Tabla 7. Familia y número de especies reportadas como hiperacumuladoras.

Elemento	N° de especie	Familia
Cd	1	<i>Brassicaceae</i>
Co	2	<i>Lamiaceae, Scrophulariaceae</i>
Mn	11	<i>Apocynaceae, Cunoniaceae, Proteaceae</i>
Ni	290	<i>Brassicaceae, Cunoniaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae, Violaceae</i>
Se	19	<i>Fabaceae</i>
Cu	24	<i>Cyperaceae, Lamiaceae, Poaceae, Scrophulariaceae.</i>
Tl	1	<i>Brassicaceae</i>
Zn	16	<i>Brassicaceae</i>

Fuente: COFIN, 1998.

4.6.1. Proceso de absorción por las raíces

Las raíces pueden modificar ampliamente su ambiente en varias formas, las más importantes son el cambio de pH, la exudación y la actividad microbiológica. Los exudados de las raíces contienen compuestos como los ácidos hidrocarboxílicos y los aminoácidos que son capaces de formar complejos con metales. Algunos autores como Bowling (1976), Farago (1986) y (Streit & Stumm, 1993) han sugerido que el proceso de absorción de minerales es el siguiente: movimiento de iones o complejos desde el suelo a las raíces; absorción, transporte al sistema vascular y movimiento hacia la parte aérea de la planta.



Las formas químicas de los metales absorbidos por las plantas son muy diferentes, por ejemplo, el Fe, Cu y Zn son tomados en forma de iones o quelatos. La absorción de iones por las raíces sigue dos mecanismos básicos: transporte pasivo, vía apoplasto y transporte activo, vía simplasto. En las plantas superiores, los cationes se mueven pasivamente dentro de las paredes de las células de la corteza; como las células primarias de la pared se hallan constituidas por una red de hemicelulosa, (incluyendo pectinas) glucoproteínas, las cargas negativas, generadas por los grupos carboxílicos ($R\text{COO}^-$) por ejemplo, actúan como intercambiadores catiónicos y repelentes de aniones. Los cationes divalentes y polivalentes son los preferencialmente atraídos a esos sitios. Componentes específicos de las proteínas, particularmente el nitrógeno, los sulfuros y el oxígeno pueden interactuar con algunos metales formando enlaces con ellos. Varias sustancias en las paredes celulares, como los aminoácidos, pectatos y ácidos carboxílicos se han sugerido como compuestos ligantes para metales (Farago, 1994).

El apoplasto consta de dos zonas: el espacio libre de agua, el cual está libremente disponible para equilibrar los iones de la solución externa, y el espacio libre de Donan en donde tiene lugar el intercambio catiónico y la repulsión aniónica. Estas dos zonas forman el espacio libre aparente. Así, el transporte pasivo es un mecanismo exclusivamente de las membranas celulares, en donde los iones pueden entrar libremente a través del apoplasto o difusión. Las fuerzas conductoras de estos iones son los gradientes del potencial químico (Stum y Streit, 1993). En el transporte activo, los iones atraviesan la corteza a través del citoplasma continuo que se extiende de célula a célula por el plasmodesma, a lo cual se le conoce como simplasto. El transporte activo de los iones a través de la membrana del plasma, puede ser facilitado por algunos transportadores. Estos mecanismos parecen depender del tipo de ion, tamaño, valencia y geometría del sitio acarreador.

El siguiente paso que ocurre dentro de la planta es la traslocación, que implica los siguientes procesos: movimiento a través del xilema y floema, almacenamiento, acumulación e inmovilización (Kabata-Pendias y Pendias, 1989) (Figura 1).

Tanto el agua como los iones que son tomados por las raíces se transportan por el sistema del xilema hasta diferentes partes del tallo. En el xilema, los metales pesados sólo son transportados en forma de quelatos como el citrato. En el floema, la situación es especial debido a la alta concentración de fosfatos (usualmente de 5-10 microequivalentes por mililitro), por lo tanto, el Cu, el Fe y Zn presentan una movilidad moderada en el floema (Markert, 1994).

La movilidad de un metal dentro de los tejidos de la planta depende de muchos factores entre los cuales se encuentran: el pH, el estado de óxido-reducción, la competencia entre cationes, hidrólisis, polimerización, formación de sales insolubles, pero los más importantes en el control de la traslocación de los cationes son los agentes quelantes. Los patrones de distribución y acumulación



de los metales varía considerablemente para cada elemento, tipo de planta y temporada de crecimiento (Kabata-Pendias y Pendias, 1989).

4.7. Cobre

En el ambiente del suelo, aproximadamente 99 % del cobre soluble esta formando quelatos orgánicos. Las forma inorgánicas solubles incluyen hidroxocompuestos o carbonatos algunos de los cuales dependen del pH para su solubilidad, se encuentra también como Cu^{2+} adsorbido y en solución, como ion formando complejos.

La adsorción es suficientemente fuerte para mantener una concentración baja de cobre en la solución, sin embargo, cuando las cantidades de cobre exceden la capacidad de adsorción y las condiciones son ácidas y oxidantes, puede existir abundante cobre en la fase líquida del suelo. Localmente una variedad de minerales de cobre puede estar formada a partir de dicha solución, si la solución se vuelve alcalina: óxidos, carbonatos básicos o silicohidruros; Cu_2O , Cu^0 , si la solución se encuentra con un mineral más soluble o con una fuente de H_2O interacciona fácilmente con minerales y también precipita con gran facilidad en suelos aniónicos (Mortvedt, 1983).

Es un elemento esencial y juega un papel importante en muchos procesos fisiológicos - fotosíntesis, respiración, distribución de carbohidratos, reducción y fijación de nitrógeno, metabolismo de proteínas y en las paredes celulares-. Varias de las metaloenzimas de las plantas contienen Cu. También influye en la permeabilidad de los vasos del xilema y controla las interacciones con el agua. Principalmente forma complejos con compuestos orgánicos de bajo peso molecular y con proteínas. La concentración promedio de cobre en una planta se considera de 5-20 mg/kg, concentraciones por debajo de este se estima como deficiencia y por encima de este se juzga como tóxico. El cobre esta implicado en los mecanismos de resistencia a enfermedades. Una deficiencia de este metal se caracteriza por un rápido marchitamiento y tallo débil, hojas en espiral y la mala formación de la semilla. Se ha observado que generalmente se acumula en las raíces y una pequeña cantidad se trasloca a las hojas. La absorción en rangos no tóxicos se cree que es activa, y pasiva en rangos tóxicos. La absorción por las plantas es promovida a pH bajo, restringida por la adición de limo, materia orgánica y fosfatos (Farago, 1994).

4.8. Hierro

Se considera el elemento más abundante del planeta como tal, y el cuarto más abundante en las rocas de la corteza, geoquímicamente puede formar numerosos compuestos estables con azufre, oxígeno y silicio. Se considera un elemento ubicuo, es decir, un metal que parece estar adaptado a los principales ambientes geoquímicos (McBride, 1994).



El fierro nativo se considera indicador de las condiciones de oxidación en ambientes naturales, debido a sus estados de valencia. En ambientes profundos de la corteza terrestre donde se localizan características reductoras hay presencia de silicatos en los cuales el fierro se encuentra en forma ferrosa en mayor proporción que la ferrica, existen también mezclas de óxido de manganita ferrosa/ferrica.

Un incremento en el pH sin oxidación puede propiciar la precipitación de uno o más compuestos de fierro (II), siendo los más comunes el carbonato, sulfuro o silicato hidratado. La absorción es posible en minerales de arcilla, óxidos minerales y materia orgánica. La geoquímica inorgánica del fierro en la formación del suelo es principalmente el estudio de las transformaciones entre el Fe^{2+} en solución, el Fe^{2+} adsorbido en la superficie, los óxidos férricos y los compuestos ferrosos insolubles.

El Fe^{3+} precipita fácilmente en el suelo como óxidos e hidróxidos, o se encuentran en formas quelatadas en lugares donde la materia orgánica es alta. Las formas más comunes del fierro de forma natural son óxidos férricos, silicatos, sulfuro y carbonatos de fierro (Mortvedt, 1983).

Es un elemento importante ya que, bioquímicamente, es un constituyente de la hemoglobina y es esencial en la vida de las plantas y los animales; es un factor importante en los mecanismos de oxidación celular. Esta implicado en los sistemas enzimáticos y es necesario para la síntesis de la clorofila, cuya falta es el primer y más obvio síntoma de deficiencia de fierro, el tamaño de los cloroplastos se reduce y también puede afectar la respiración y la división celular así como el crecimiento de la planta. Excesos de fosfatos, bicarbonatos, Cu, Zn, Co, Cd, Mn o Ni en el medio pueden causar deficiencias de Fe. Su absorción y disponibilidad su almacenamiento en la proteína ferritina.

Los óxidos de Fe y Mn juegan un papel importante en la inmovilización en suelo de metales traza como Co, Cu, Zn y Ni así como del contaminante Pb, provocando con ello que estos no sean disponibles para las plantas. En suelos aeróbicos el Fe se encuentra usualmente como compuestos de Fe (III) insolubles, por lo cual debe de ser solubilizado antes de su absorción, el proceso implica acidificación del medio inmediato a la raíz por extrusión de protones, reducción a Fe (II), o es acompañado por liberación de compuestos fenólicos que son exudados por ciertas plantas. El Fe es reoxidado y transportado dentro de la planta como complejo citrato. Su absorción por las plantas esta controlada metabólicamente y es promovida en suelos inundados a pH bajo y por complejos orgánicos móviles y quelatos; es restringida a pH alto y suelos bien aireados. (Farago, 1994).



4.9. Zinc

Es el único mineral de sulfuro, esto indica que su comportamiento en la superficie terrestre es calcófilo. El ion Zn^{2+} sustituye al Mg^{2+} en minerales de silicato, y forma tres minerales de silicato bien conocidos, por lo que su química es también litófila. Los compuestos de Zn con los aniones comunes de soluciones superficiales son solubles en medios neutros y ácidos, por lo que el elemento se mueve fácilmente en la mayoría de las aguas naturales.

En las rocas ígneas el Zn muestra una concentración promedio mayor en rocas máficas que en rocas petrosilíceas, su concentración en las primeras rocas se debe a la capacidad que tiene de sustituir aniones de tamaño similar como el Mg y el Fe en silicatos.

Se presenta en el suelo principalmente en la fracción de arcilla en una proporción considerable, por ello es frecuente que los suelos arcillosos presenten contenidos altos de zinc, el cual puede también formar parte de la estructura de las arcillas, sustituyendo isomórficamente al aluminio o magnesio dado su tamaño similar. Es más soluble en la solución del suelo y más móvil en suelos ácidos (Mortvedt, 1983). La cantidad fija de zinc varía según el tipo de arcilla. La fracción orgánica también es sede de una parte apreciable del zinc total, e incluso puede inmovilizar una gran proporción, cuando se aplican cantidades fuertes de abonos verdes en suelos bajos en zinc disponible. (Alloway, 1990).

El zinc disponible para las plantas incluye fracciones pequeñas, como la que es soluble en agua, intercambiable y parte de la fracción quelatada. Sus cloruros, nitratos y sulfatos son altamente solubles en agua, y en solución acuosa tienen diferentes formas de asociación, siendo las más estables las formadas con la participación de OH^- , SO_4^{2-} y otros aniones, formando $ZnOH^+$, $Zn(OH)_2$, $Zn(OH)_3$, $Zn(OH)_4$, $ZnCO_3$, $ZnHCO_3$, ZnH_2PO_4 , $ZnHPO_4$, $Zn(HPO_4)_2$.

Este elemento posee una limitada movilidad en suelos, limitando su disponibilidad el carbonato de calcio del medio que tiene una gran afinidad por el zinc.

Es un micronutriente esencial y desempeña una parte importante como activador específico de ciertas enzimas como las peptidasas, las deshidrogenasas, proteinasas y fosfohidrolasas. Su concentración en las plantas es especie-específica y está influida por la edad y el estado de la planta. Generalmente, el contenido más alto de Zn se encuentra en plantas jóvenes ya que la concentración decrece hacia la madurez como resultado de la dilución.

Los síntomas de deficiencia varían con las especies e incluyen clorosis intervenial, impedimento del desarrollo, malformación del pedúnculo y de las hojas. El exceso de Zn puede afectar tanto el desarrollo de las raíces como del tallo. Su absorción es más fácil como Zn^{2+} hidratado, quelatos orgánicos y absorbido en óxidos de hierro y manganeso. Esta absorción es promovida a pH



bajo y restringida en suelos con altos contenidos de arcilla y fosfatos, así como pH y capacidad de intercambio catiónico elevados. Se trasloca fácilmente a diferentes partes de la planta (Farago, 1994).

4.10. Métodos de tratamiento de suelos contaminados con metales pesados.

Para limpiar suelos contaminados con metales pesados, se han desarrollado una gran variedad de técnicas físicas, químicas y biológicas que pueden ser agrupadas en dos categorías:

- A) Métodos *ex situ*. consiste en la excavación y posterior disposición a un sitio de confinamiento, sin embargo, esto no es adecuado ya que sólo se desplaza el problema a otros lugares favoreciendo además la migración de los contaminantes a ambientes adyacentes durante su transporte (Williams, 1988; Smith, 1993).
- B) Métodos *in situ*. Extracción del contaminante del suelo mediante su destrucción, inmovilización o transformación para así reducir su biodisponibilidad. Reed; *et al*; (1992)

En Estados Unidos se han desarrollado tecnologías físicas y químicas para eliminar la solubilidad y biodisposición de metales tóxicos sin la necesidad de excavar el sitio, mediante la incorporación *In situ* de ciertos químicos que tienen como propósito cambiar las especies moleculares de los metales, reduciéndose así su solubilidad en agua, biodisposición, y toxicidad potencial para humanos y ambiente. Sin embargo, la concentración total de los metales no puede ser transformada al 100%.

Las sustancias químicas usadas en la inactivación pueden también tener la función de incrementar la fertilidad del suelo afectado, así como eliminar la toxicidad para las plantas y organismos del suelo, una vez que el sitio ha sido tratado químicamente, se ha demostrado que la incorporación de una cobertura física de plantas estabiliza los contaminantes del lugar con la consecuente minimización de la erosión y movimiento de los metales a sitios aledaños, siendo este uno de los métodos más naturales para la restauración de la ecología del suelo en comparación con otras tecnologías, como son la excavación, lavado o enterrado (EPA,1998).

4.11. Fitoremediación

La fitoremediación tiene como antecedente general el conocimiento de que las plantas vasculares son bioindicadoras naturales del ambiente en que se encuentran, por lo que se ha generalizado su uso como indicadores de diversos aspectos en los ecosistemas, siendo de gran utilidad tanto para el diagnóstico del ecosistema como para su conservación, o en su caso, para su recuperación, por



lo que distintos grupos de vegetales han demostrado ser más adecuados para resolver un problema de contaminación en particular. Las plantas bioindicadoras se han clasificado de acuerdo a la forma de respuesta a diferentes estímulos en especies acumuladoras las cuales son resistentes a ciertos compuestos, por ser capaces de absorberlos y acumularlos en cantidades medibles. Demostrándose la capacidad de las plantas vasculares para absorber y acumular metales pesados, por lo que esta capacidad, se ha utilizado para depurar diversos ambientes como suelos o aguas contaminadas, seleccionando y haciendo crecer las especies más adecuadas al problema en particular, siendo las más idóneas las que tengan mayor capacidad de acumulación del o de los metales que interese eliminar, retirándolas al cabo de cierto tiempo (Ederra, 1996).

La fitoremediación tiene como antecedente una gran variedad de áreas de investigación que incluyen: la construcción de humedales, derrames de aceites o petróleo y de la acumulación de metales pesados en los cultivos agrícolas. Muchas de las técnicas que emplea la fitoremediación involucra y aplica información que ha sido conocida por años en áreas como la agricultura, silvicultura y horticultura y en área ambiental.

El concepto y uso de las plantas hiperacumuladoras para extraer y remediar sitios contaminados por metales pesados surge en los años setentas, fue entonces cuando el término "fitoremediación" surgió (Gobran, 2001).

Este término se compone del prefijo Griego "fito" (planta) y del latín "remedio" (remediar algún mal).

Son varios los conceptos que diversos autores han empleado para definir a la fitoremediación uno de ellos la define como una de las tecnologías *in situ* más novedosas, basada principalmente en la capacidad natural de ciertas especies de plantas y árboles de acumular contaminantes tóxicos dentro de sus tejidos, por lo cual esta siendo ampliamente aplicada en Estados Unidos y Europa, para rehabilitar sitios contaminados con metales pesados principalmente (Baker and Brooks, 1989; Ernst, et al; 1992).

Por otra parte el manual *Introduction to Phytoremediation* editado por la EPA, 2000, cita que la fitoremediación es el término que se emplea para nombrar a las tecnologías que utilizan plantas para limpiar sitios contaminados, y debido a que muchas tecnologías y aplicaciones han sido llamadas fitoremediación, se han originado grandes confusiones acerca de la definición de esta tecnología por lo que en el citado manual se usa este término tan solo para referirse a la interacción planta – contaminante y no para cualquier otra aplicación específica.

Por otro lado (Phytokinetics, 2001), da una definición más generalizada de la fitoremediación definiéndola como el uso de plantas para limpiar o remover contaminantes presentes en los suelos o aguas subterráneas y cuerpos de agua, y esta tecnología puede ser usada tanto para contaminantes orgánicos como



inorgánicos, incluyendo metales pesados, por lo que esta empresa clasifica a esta tecnología en dos tipos: la fitoremediación de la superficie del suelo y de aguas subterráneas.

4.1.1.1. Aplicaciones de la fitoremediación

Las aplicaciones de la fitoremediación pueden ser clasificadas basándose en el destino del contaminante en: degradación, extracción, contención o una combinación de los anteriores, dichas aplicaciones también pueden ser clasificadas basándose en los mecanismos involucrados los cuales incluyen: extracción de los contaminantes del suelo o aguas subterráneas, concentración del contaminante en o dentro del tejido de la planta, degradación de los contaminantes por varios procesos bióticos o abióticos; volatilización o transpiración de los contaminantes volátiles de la planta hacia el aire; inmovilización de los contaminantes de la zona radicular; control hidráulico y control de derrames, erosión e infiltración por medio de la cobertura vegetal.

Los mecanismos de fitoremediación incluyen:

- A) Fitodegradación. Ocurre cuando ciertas enzimas presentes en las plantas llevan a cabo reacciones químicas que rompen los enlaces de los contaminantes químicos, en este sentido los contaminantes son absorbidos dentro de la planta, más sin embargo no todos los contaminantes son degradados dentro de ella.
- B) Biodegradación a nivel de la rizosfera. Tiene lugar cuando ciertos microorganismos como hongos o bacterias presentes en el suelo o en las raíces de las plantas (área conocida como rizosfera), consumen o digieren las sustancias orgánicas para su nutrición y energía. (Dushenkov, *et al*; 1995) (Fig. 2).
- C) Bomba o movimiento hidráulico. Este fenómeno se lleva a cabo cuando ciertas raíces de árboles están comunicadas o próximas a una reserva de agua y establecen una densa masa radicular alrededor pudiendo tomar una gran cantidad de esta, por lo que la acción capilar de las raíces contrarresta la tendencia de la superficie de los contaminantes a descender hacia aguas subterráneas. Esta toma de agua también puede controlar el gradiente hidráulico y por lo tanto prevenir la migración lateral de los contaminantes.
- D) Fitovolatilización. Ocurre cuando en el desarrollo de árboles y plantas, estos pueden captar agua y contaminantes y algunos de ellos pasar a través de las hojas y ser volatilizados hacia la atmósfera (Remediation Technologies Development Forum, 1999).

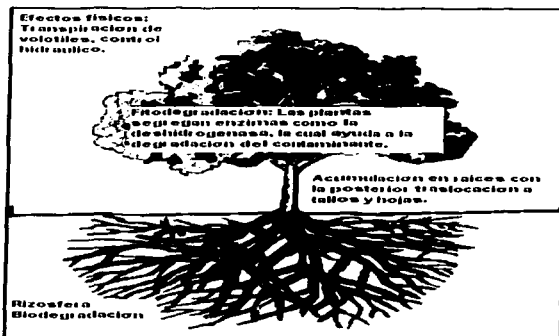


Figura 1. Mecanismos de Fitorremediación.
Fuente: EPA, 2000.

4.1.1.2. Fitoremediación de suelos

Cuando ya se ha considerado a la fitoremediación como una alternativa de remediación de un sitio contaminado con metales pesados, surgen dos preguntas la primera es ¿si esta tecnología es efectiva y económica para remediar el sitio de interés? y la segunda ¿qué necesito para implementar dicha tecnología?, por lo cual las principales consideraciones de implementación son: el tipo de medio contaminado (suelo, agua, sedimento) así como tipo y concentración de contaminantes, y la selección de la potencial y más efectiva vegetación a desarrollarse en el sitio.

Por lo tanto es muy importante la adecuada selección, diseño e implementación, del sistema de fitoremediación más adecuado al sitio de interés y con ello poder seleccionar la tecnología de fitoremediación más adecuada basada en las condiciones del sitio.

La fitoremediación puede ser implementada ya sea *ex situ* o *in situ*, sin embargo es más recomendada la aplicación *in situ*, ya que es necesario el previo establecimiento de la vegetación en áreas contaminadas del suelo o agua, aunque también el suelo puede ser excavado y colocado en un sitio para que pueda aplicarse la fitoremediación.



Para el caso de medios contaminados como: suelo, sedimentos y lodos generalmente son usadas las siguientes tecnologías de fitoremediación: Fitoextracción, fitoestabilización, rizodegradación, fitodegradación, fitovolatilización (en un menor grado) y cobertura vegetal.

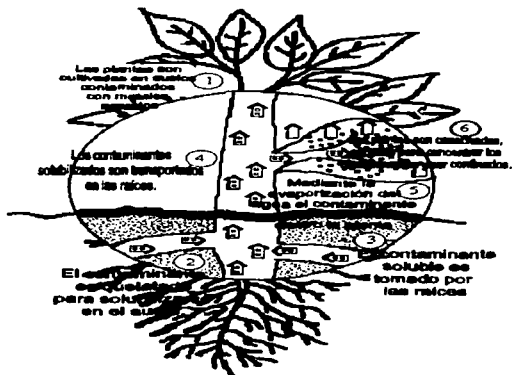


Figura 2. Fitoextracción.
Fuente: Phytotech, inc; 1999

Las consideraciones primarias para la fitoremediación del suelo son la profundidad y el volumen contaminado así como las características del suelo que pudieran afectar el desarrollo de la planta como son la textura y el contenido en agua (grado de saturación).

La fitoremediación es más apropiada para áreas extensas de suelo con niveles de contaminación de baja a moderada que convencionalmente sería muy costoso remediarlos mediante el uso de las tecnologías convencionales como la excavación. Generalmente los sitios extendidos cuyos niveles de contaminación van de medios a bajos y estos están dentro de los límites de la zona radicular son los mejores candidatos para aplicarles los procesos fitoremediativos. Siempre debe tenerse muy presente que una de las limitantes de este tipo de tecnología son las altas concentraciones de contaminantes que pueden inhibir el desarrollo de las plantas limitando así su aplicación en algunos sitios.

Además los suelos o áreas contaminadas deben de estar lo más cerca posibles de la zona radicular de la especie empleada así como de la profundidad de la



planta seleccionada, volúmenes pequeños de suelos contaminados concentrados en áreas pequeñas su remediación es o sería más eficiente usando otras tecnologías.

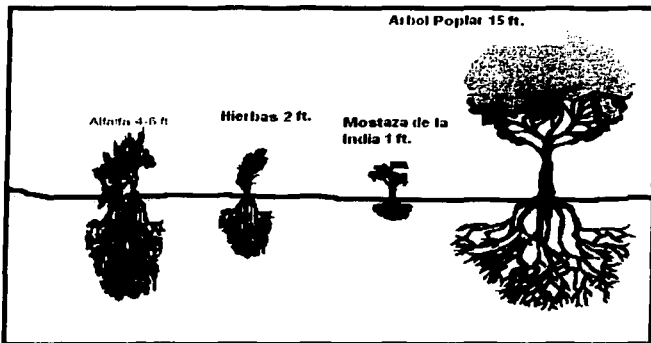


Figura 3. Ejemplos de diferentes tamaños de raíces.
Fuente: EPA, 2000

4.11.3. Características de las especies de plantas que se emplean para la fitoremediación

Cuando se considera usar plantas nativas con potencial de fitoremediación estas deben de ser evaluadas primeramente con sumo cuidado para conocer si estas son tolerantes al contaminante involucrado o si ellas ya están remediando activamente el sitio, un estudio de campo o invernadero sería conveniente en estos casos.

Si se han seleccionado especies fitoremediadoras no nativas estas pueden ser utilizadas, recomendándose el uso de especies estériles que garanticen que no haya contaminación genética o una propagación invasiva.

Las especies de plantas ideales para el proceso de fitoextracción no deben ser tan sólo 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 fitoremediativas con valores ecológicos deseables que proporcionen diversidad de habitats apropiados. Por ejemplo una



combinación de árboles y matorrales o hierbas pueden proveer de refugio y alimento a numerosas especies.

Si bien algunas formas de fitoremediación involucran la acumulación de metales y requieren su posterior manejo y tratamiento del material vegetal contaminado (que contiene los metales), sin embargo muchas especies de plantas no acumulan niveles significativos de contaminantes; por lo que cuando por un tiempo las plantas han acumulado metales estas necesitarán ser cosechadas y después recicladas o dispuestas con conformidad o acatamiento con regulaciones, muchas plantas fitoremediativas no requieren tratamientos futuros o disposición.

En general la fitoremediación ofrece diversas ventajas con respecto a las tecnologías de limpieza tradicionales, entre las muchas ventajas están: bajo costo, belleza natural y sobre todo amplia aceptación social, entre otras 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 (Edenspace; 2001; Phytokynetics; 2001).

A pesar de lo anterior, existen ciertas limitaciones para la fitoremediación en suelo:

- ✳ La fitoremediación es una tecnología lenta comparada con los métodos de limpieza mecánica, como la excavación y confinamiento, es por ello que frecuentemente se combina con otras de restauración.
- ✳ La profundidad de la zona de tratamiento esta determinada por las plantas que se usan en la fitoremediación, en muchos casos, ésta 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 (USAEC, 1998).

Una de las principales limitaciones de la fitoremediación es que esta no es una solución inmediata, si no a largo plazo debido a que las plantas tienen varias estaciones 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 fitotoxicidad.



En general se debe considerar que debido al porcentaje o índice de desarrollo de las plantas se requerirá de más tiempo para fitoremediar un sitio que el que generalmente se requiere mediante el empleo de otras tecnologías más tradicionales de limpieza como la excavación, disposición e incineración de los contaminantes ya que estas tecnologías pueden emplear tiempos de tan solo semanas o meses para finalizar la limpieza. Mientras que la fitoextracción o degradación puede necesitar hasta de varios años. Por lo que la fitoremediación puede no resultar ser la técnica más adecuada para sitios que representan un alto riesgo para el humano y otros receptores ecológicos.

Es por ello que, la fitoremediación 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 la absorción, traslocación y metabolismo de los diferentes metales pesados (Phytotech, 1998).

4.12. Biología de las especies estudiadas

4.12.1. *Brassica napus* L.

Nombre vulgar: Nabo

Longevidad: Anual o bianual. Cuando es cultivado en regiones templadas, responde favorablemente en suelos con alto contenido de nitrógeno y fósforo y fertilizantes, pero el uso de estos puede perjudicar la calidad de la planta. Los días de sol y las noches frías favorecen su crecimiento, es tolerante a una precipitación media anual de 3 a 28 dm (con media de 8.3), a una temperatura de 5 a 27 ° C (con media de 11.6) y suelos con pH de 4.2 a 8.2 (con media de 6.2).

Época de floración: Cuando es sembrada tarde florece en primavera.

Características vegetativas:

Raíz: Su raíz es gruesa y muy resistente ocasionalmente presenta tubérculos fusiformes.

Tallo: Su tallo es recto, tiene abundantes ramas que llegan a medir hasta 1.5 m de largo, con una coloración púrpura hacia la base, la parte subterránea es curva o torcida de 5 a 7.5 cm de largo y se divide en ramas horizontales y gruesas.

Hojas: Las hojas son verde claro, lanceoladas, sésiles y están hacia abajo en forma lobulada.

Pecíolos: Son de 10 a 30 cm de largo, con pocos o sin cabellos.

Inflorescencia: Las flores son de color amarillo de 1.2 a 1.5 cm de largo, las inflorescencias se localizan en las ramas pudiendo presentar elongaciones, la parte subterránea es curva o torcida de 5 a 7.5 cm de largo y se divide en ramas horizontales y gruesas, su germoplasma se ha registrado como 2n = 38.

Tabla 8. Composición química de *Brassica napus* L.

	Por cada 100 gramos de :		
	Inflorescencia	Hoja	Raíz
Calorías	37	61	46
J= m. H ₂ O (g)	87.4	83.3	87
Proteínas (g)	4.3	2.9	1.1
Grasas (g)	0.4	1.7	0.1
Carbohidratos (g)	6.4	11.2	11
Cenizas (g)	1.5	0.9	0.8
Calcio (mg)	117	136	66
Fósforo (mg)	97	38	39
Hierro (mg)	3.4	4.6	0.4
Tiamina (mg)	0.04	0.08	0.07
Rivoflavina (mg)	0.02	0.15	0.07
Ac. Ascorbico (mg)	42	120	43

Fuente: Duke. J.A; 1983.

Importancia: El nabo se utiliza como forraje y alimento, su aceite es usado en la industria, es un lubricante, se utiliza también en la manufactura de jabones, pero tal vez el uso más importante sea el de servir como un agente emulsificante, y para la fabricación de resinas, fibras, ceras, además de que el aceite se usa en masajes y baños. Las semillas se considera que son un remedio contra el cáncer (Duke.J.A. 1983).

4.12.2. *Zea mays* L.

Nombre vulgar: Maíz

Características Generales:

Longevidad: Anual

Origen: Nativa

Distribución: Mundial

Hábitat: Cultivada en gran diversidad de ambientes; 0 a 3000 msnm.

Epoca de floración: Junio

Tipo de crecimiento: Hierba recta, robusta.

Características Vegetativas:

Culmo: Ligeramente pubescente o glabro, nudos adpreso-pilosos, raíces adventicias en los nudos inferiores.

Vaina: Papiloso-pilosa.

Lígula: Membranosa

Láminas: Lanceoladas, haz piloso-hirsuto, margen escabroso, ápice agudo, nervio medio muy prominente.

Características florales:



Inflorescencia: Planta monoica, la terminal en forma de panícula, de racimos estaminados, púrpuras a grises, raquis áspero y pubescente, pedicelos largos vellosos con base densamente vellosa; la axilar en forma de espiga, pistilada, raquis esponjoso e inarticulado (olote), pedicelos cortos, 8 o más hileras (mazorca) envueltas en numerosas brácteas (totomoxtle) de color verde.

Espiguillas: De la inflorescencia terminal 2-flosculada, en pares a un lado de un raquis continuo, un subsésil y la otra pedicelada, desarticulación abajo de las glumas; de la inflorescencia axilar 2-flosculada, en pares uno perfecto y otro estéril, sésiles, comprimidas dorsalmente.

Glumas: De las espiguillas terminales membranosas, pubescentes, ápice agudo, varios nervios difusos, redondeadas en el dorso; de las axilares membranosas hialinas o casi herbáceas, anchas, la exterior bifida.

Lemas: Hialinas, glabras.

Pálea: Hialinas, glabras; de las espiguillas axilares muy desarrolladas.

Fruto: Aplanado

Forma de propagación: Únicamente por semilla.

Importancia: El grano se utiliza básicamente como comestible, y en parte para alimento del ganado de solar; también para fabricar aceite y cerveza. Valor forrajero bueno. Los estigmas son muy utilizados en la medicina popular, pero también las semillas y la caña. En otras partes hay variedades para hacer palomitas, confituras, almibar, entre otros usos comestibles.

Tabla 9. Composición química de *Zea mays* L.

	Por cada 100 gramos de :		
	Fruto verde	Brotes	Semilla
Calorías	134	319	J=5U 96
H ₂ O (g)	62.5	20.6	72.7
Proteínas (g)	4.2	7.4	3.5
Grasas (g)	1.7	2.8	1.0
Carbohidratos (g)	30.7	68.3	22.1
Fibra(g)	1.1	2.9	0.7
Cenizas (g)	0.9	0.9	0.7
Calcio (mg)	5.0	ND	3.0
Fósforo (mg)	126	210	11
Hierro (mg)	0.9	2.9	0.7
Sodio (mg)	3.0	ND	Trazas
Potasio (mg)	259	ND	280
Rivoflavina (mg)	0.11	0.16	0.12
Nianina (mg)	1.5	3.0	1.7
Ac. Ascorbico (mg)	8	ND	12

Fuente: Torres R. A. 1993.



5.0.- UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO



Mapa 1. Ubicación de la zona de estudio

5.1-Localización

El Estado de Hidalgo forma parte de la zona centro del país y cuenta con una superficie de 20905.12 km². Se localiza entre las coordenadas 1936' y 21 24' de latitud Norte y 97 53' y 99 58' de longitud Oeste.

Colinda al Norte con Querétaro, San Luis Potosí y Veracruz, al Este con Veracruz y Puebla, al Sur con Tlaxcala y el Edo. De México y Querétaro de Arteaga.

La zona de estudio se localiza en el Municipio de "El Arenal", Estado de Hidalgo, en el poblado de Bojha, a 500 metros de la Carretera Federal Pachuca-Actopan, en dirección Sur de la Cabecera Municipal, dentro de una zona agrícola de temporal. Se localiza entre los paralelos 19 45' y 20 42' de latitud Norte y 98 27' y 98 08' de longitud Oeste, a una altitud de 2 070 metros sobre el nivel del mar.

5.2- Historia del sitio

El sitio tiene una superficie aproximada de 2 398.5 m². Este lugar empezó a recibir residuos industriales desde 1990 de giro metal-mecánica, que de acuerdo a la NOM-052-ECOL/93, se clasifican como Residuos Peligrosos catalogándose este evento como de "peligro para la salud pública y el ambiente". La población local realizaba actividades de recolección de residuos metálicos y se presentaron eventos de salud que alertaron a la comunidad local a fin de conocer los tipos de contaminantes y los riesgos asociados a dichos residuos, anteriormente en dicho sitio se realizaban actividades agrícolas, principalmente para la producción de maíz y hacia la porción Noreste producción de frutales (durazno). Posteriormente el sitio mostró signos de haberse retirado material edáfico y disposición de residuos sobre material parental (roca vulcano-sedimentaria del Terciario, fracturada y permeable), encontrándose mezclados los residuos con la capa



superficial, al parecer ya se habían realizado actividades de remoción de estos residuos, debido a que se tiene el antecedente de que el sitio tiene unos 7 años de estar recibiendo este tipo de materiales.

5.3. Características ambientales del sitio

5.3.1 Geomorfología:

La zona de estudio se localiza sobre una geoforma de laderas tendidas con una exposición Norte y con una pendiente menor a 7% y que se suaviza paulatinamente hasta llegar a la Autopista Pachuca-Actopan.

5.3.2 Geología:

El material geológico esta compuesto por rocas ígneas extrusivas básicas y calizas del Terciario, con estratificaciones sedimentarias, que favorecen la formación de complejos con vulcanosedimentarios.

5.3.3 Clima:

Predomina el clima semiseco con lluvias en Verano, tiene una temperatura media anual igual a 14.8 °C, con una máxima en mayo de 17.3° C y la mínima en noviembre de 9.4° C. La precipitación anual total es de 543.4 mm con una máxima incidencia en septiembre con 117.4 mm y una mínima en enero de 8.8 mm.

5.3.4. Suelos:

Los suelos de la zona de estudio corresponden a la Unidad Feozem calcárico y Feozem Háptico con una textura media, de acuerdo a la clasificación FAO/UNESCO. Son suelos que se desarrollan sobre planicies o laderas tendidas de esta zona y son suelos poco profundos, alrededor de 50 cm, y normalmente se destinan a actividades agrícolas de temporal y a las actividades pecuarias, son moderadamente productivos, sin embargo, la fuerte restricción climática, como es un periodo errático de lluvias y la presencia de intemperismos severos, impiden una explotación más extensiva.

5.3.5. Hidrología:

El Municipio de "El Arenal" se localiza en la región hidrológica número 26 "correspondiente al Río Pánuco", con una superficie de 19 793.60 km² en la Cuenca del Río Moctezuma y subcuenca 10 Valle de México.

La subcuenca del Valle de México presenta una geología muy compleja de formaciones del cuaternario (gravas suelos residuales y tobas alteradas) de naturaleza permeable también existen rocas semipermeables del terciario y rocas ígneas intrusivas impermeables. El volumen de escurrido es de 325.8 mm³ al año (22%) con una evaporación de 63.3 % e infiltración del 14.8 %.



6.0. HIPÓTESIS

Si se realiza previamente una transformación química de los metales pesados para dejarlos biodisponibles, entonces, con la introducción de especies fitoextractoras como: *Brassica napus* y *Zea mays*, se incrementará la remoción de Cu, Fe y Zn en los sustrato contaminado y lavado.

7.0. OBJETIVOS

7.1 Objetivo General:

- ⇒ Disminuir las concentraciones en suelo de Cu, Fe y Zn, mediante fitoremediación con *Zea mays* y *Brassica napus* en el Estado de Hidalgo.

7.2 Objetivos particulares:

- ⇒ Determinar las concentraciones de Fe, Cu y Zn asociadas a las diferentes fracciones del suelo, aplicando la técnica de extracción secuencial.
- ⇒ Evaluar la capacidad de establecimiento a nivel invernadero de *Brassica napus* y *Zea mays* en el suelo lavado, contaminado y testigo.
- ⇒ Evaluar la capacidad para fitoacumular Cu, Fe y Zn de *Brassica napus* y *Zea mays* en raíz, tallo y hoja.
- ⇒ Comparar la diferencia en concentraciones de Fe, Cu y Zn en los sustratos contaminado y lavado antes y después de la fitoextracción.

**3.0- DISEÑO Y DESARROLLO EXPERIMENTAL**

Una vez que el suelo contaminado con altas concentraciones de Fe, Cu y Zn fue lavado químicamente lográndose reducir las altas de estos metales (Anexo 1 y 2) resultado imprescindible completar el trabajo de restauración con la introducción de especies fitoremediadoras que al absorber y acumular dichos metales en sus tejidos, disminuyeran aun más las concentraciones de estos metales, además de devolver al suelo sus propiedades físicas y químicas, microflora, microfauna, y evitar la posible migración de los contaminantes.

Por lo que el presente trabajo consistió de varias etapas la primera etapa fue realizar el muestreo *in situ* de los sustratos contaminado, lavado y testigo por medio del método del cuarteo (Ver diagrama de flujo 1).

La segunda etapa fue determinar a que fracciones del suelo tales como: intercambiables, carbonatos, óxidos de Fe y Mn, materia orgánica y residuales se unieron estos contaminantes, en los sustratos: contaminado, lavado y testigo para lo cual se realizó la extracción secuencial (Ver diagrama de flujo 3).

La tercera etapa fue el estudio de invernadero (Ver diagrama flujo 2) el cual se realizó en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Campus II, este tuvo como objetivo principal evaluar la capacidad de establecimiento y desarrollo de dos especies: *Zea mays* y *Brassica napus* en los sustratos testigo, contaminado y lavado, estos dos últimos con altas concentraciones de Cu, Fe y Zn y conocer los efectos que dichos contaminantes producían en ambas especies, para lo cual se fue registrando cada día los diferentes síntomas de toxicidad que se iban presentando y comparar si hubo diferencia en el desarrollo de ambas especies en estos sustratos. y poder considerarlas como posibles especies fitoremediadoras *in situ*.

Las dos especies fueron sembradas por separado en macetas de 30 cm de diámetro las cuales contenían cada uno los sustratos: testigo, contaminado y lavado, en total se tenían 19 macetas.

Se sembraron "al boleó" aproximadamente 20 semillas de *B. napus* en cada maceta con cada uno de los tres sustratos, por triplicado en total se tenían 9 macetas.

Las semillas de *Z. mays* también fueron sembradas por triplicado en los tres tipos de sustratos, en total 9 macetas. Estas semillas previamente fueron puestas a germinar en camas de algodón y puestas a incubar en una estufa a 30° C durante 72 horas, una vez que emergió la radícula fueron trasplantadas 15 de ellas a las macetas con los tres tipos de sustratos.

Las condiciones de invernadero a las que fueron sometidas ambas especies fueron las siguientes: los rangos de temperatura diaria fluctuaron entre 15-35° C



en promedio las cuales fueron gobernadas por las condiciones de invernadero, durante las 4 semanas de desarrollo.

Las macetas fueron regadas diariamente con agua bidestilada a su capacidad de campo registrándose su talla y defectos físicos durante 4 semanas.

Se realizó un seguimiento fotográfico para detectar variaciones en la coloración de ambas especies a partir de la primera semana (Anexo 3).

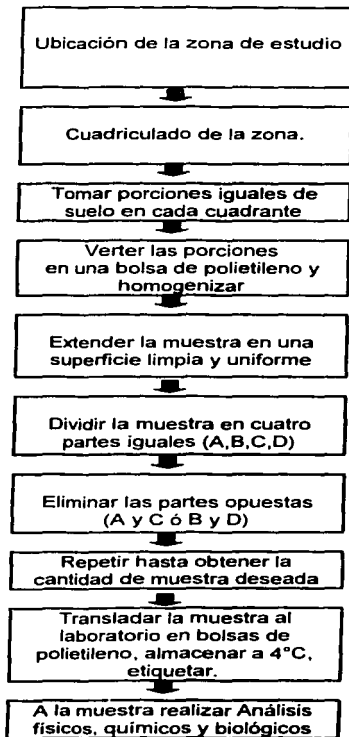
El experimento se montó tres veces (lote I, lote II y lote III) obteniendo tres cosechas (una por lote) de ambas especies.

La cuarta fase consistió en la evaluación de Cu, Fe y Zn en los tejidos para lo cual las plantas fueron debidamente seccionadas en raíz, tallo y hoja, lavadas con agua bidestilada y HNO_3 diluido, y puestas a secar en un estufa (Ver diagrama flujo 2), para su posterior análisis por absorción atómica y determinar en que tejido se están acumulando dichos metales (Ver diagrama de flujo 4).

Se analizaron los datos en el paquete estadístico SAS comparando las diferencias entre especies *Zea mays* y *Brassica napus*, sustratos (testigo, contaminado y lavado) y tejidos (raíz, tallo y hojas), con un análisis de varianza (modelo lineal general) seguido de una prueba de diferencia de medias Tukey (SAS, 1985).



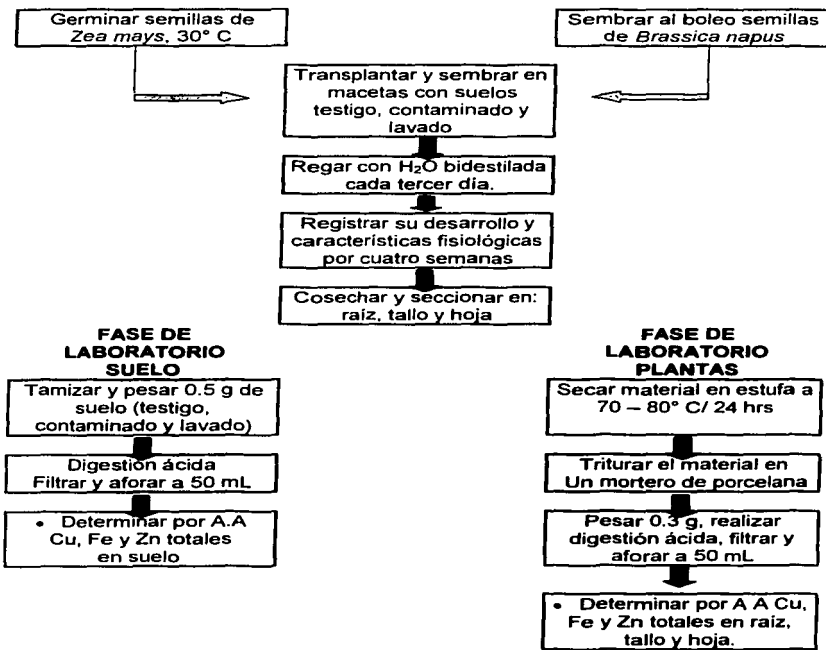
8.1 MUESTREO DE SUELO (MÉTODO DEL CUARTEO).



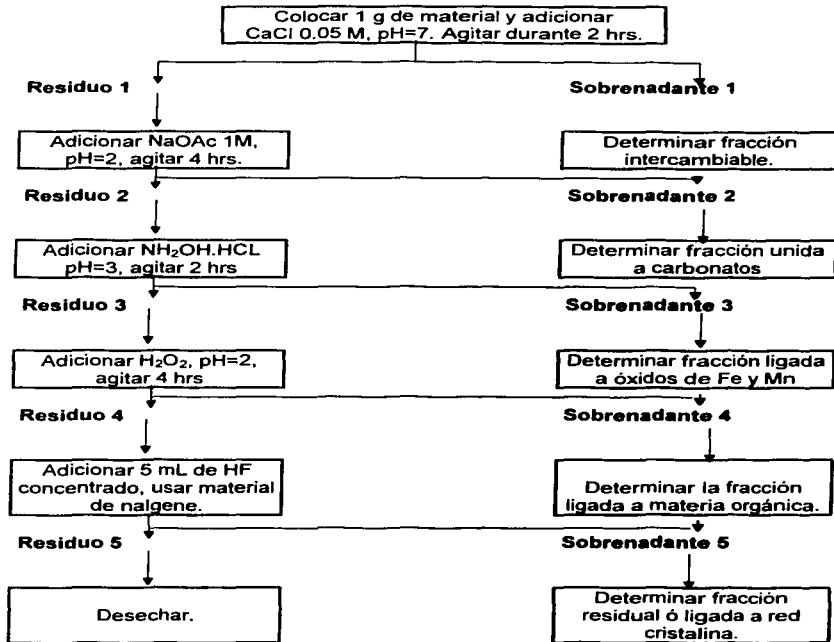
(NOM-AA-015-1985)



8.2. FASE DE INVERNADERO



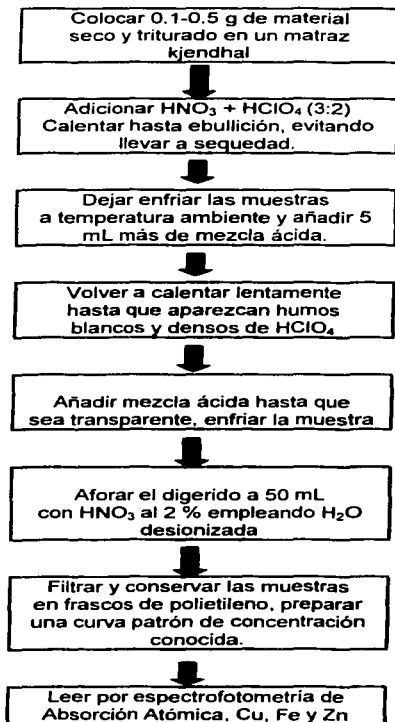
TESIS CON
FALLA DE CARGEN

**8.3 EXTRACCIÓN SECUENCIAL**

(Bautista, 1984; Yong, 1992)



8.4 EVALUACIÓN DE METALES TOTALES (SUELO Y PLANTA)



(APHA, 1992)

3.0-RESULTADOS

Cuadro 1. Especies químicas de Fe, Cu y Zn presentes en los tres sustratos.

FRACCIÓN	SUSTRATO	Fe (mg kg ⁻¹)	Cu (mgkg ⁻¹)	Zn (mgkg ⁻¹)
INTERCAMBIABLE	testigo	2260	153	60
	contaminado	6030	1049	23230
	lavado	6360	183	16730
CARBONATOS	testigo	290	N.D	800
	contaminado	91100	706	25100
	lavado	6400	246	18630
OXIDOS de Fe y Mn.	testigo	5200	N.D	680
	contaminado	153460	N.D	19630
	lavado	64160	1560	57030
MATERIA ORGÁNICA	testigo	4230	430	53
	contaminado	323	110	15
	lavado	560	156	25
RESIDUALES	testigo	130200	246	9500
	contaminado	216200	276	16000
	lavado	226260	2500	38300

N.D. No detectado.

Cuadro 2. pH en los tres sustratos

Sustrato/pH	Testigo	Contaminado	Lavado
Sustrato inicial (Sin plantas)	8.44	4.73	7.58
<i>Zea mays</i> lote I	8.61	7.22	7.40
<i>Zea mays</i> lote II	8.74	6.96	7.89
<i>Brassica napus</i> lote I	8.69	6.60	7.58
<i>Brassica napus</i> lote II	8.75	7.52	7.93

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

Cuadro 3. Metales totales en tejidos vegetales (*Zea mays*).

		RAIZ (mgkg ⁻¹)		TALLO (mgkg ⁻¹)	HOJA (mgkg ⁻¹)
		Fe			
Zea mays LOTE I	SUSTRATO TESTIGO	Fe	3888.88	366.66	233.33
		Cu	7.91	8.33	5.83
		Zn	32.21	5.55	3.60
	SUSTRATO CONTAMINADO	Fe	5449.99	311.10	427.77
		Cu	13.88	2.16	11.33
		Zn	27.44	191.11	11.10
	SUSTRATO LAVADO	Fe	42599.99	377.77	794.44
		Cu	29.77	N.D	12.16
		Zn	666.10	380.55	202.21

Cuadro 4. Metales totales en tejidos vegetales.

		RAIZ (mgkg ⁻¹)		TALLO (mgkg ⁻¹)	HOJA (mgkg ⁻¹)
		Fe			
Zea mays LOTE II	SUSTRATO TESTIGO	Fe	2111.10	416.66	388.88
		Cu	15.83	35.55	57.21
		Zn	21.66	6.66	19.44
	SUSTRATO CONTAMINADO	Fe	2722.22	216.66	427.77
		Cu	6.38	11.11	23.88
		Zn	63.33	153.88	42.22
	SUSTRATO LAVADO	Fe	1761.10	722.22	527.77
		Cu	20.77	50.55	19.99
		Zn	391.66	1143.88	239.99



Cuadro 5. Metales totales en tejidos vegetales.

Zea mays LOTE III		RAIZ (mgkg ⁻¹)		TALLO (mgkg ⁻¹)	HOJA (mgkg ⁻¹)
		Fe	6205.55	572.21	744.44
SUSTRATO TESTIGO	Cu	14.99	11.66	18.3	
	Zn	21.66	8.33	7.77	
	Fe	3133.33	405.55	661.11	
SUSTRATO CONTAMINADO	Cu	N.D	13.33	8.32	
	Zn	29.44	75.55	38.33	
	Fe	6411.10	561.11	827.77	
SUSTRATO LAVADO	Cu	18.33	34.13	17.21	
	Zn	217.77	621.10	104.44	

Cuadro 6. Metales totales en tejidos vegetales (*Brassica napus*).

Brassica napus LOTE I		RAIZ (mgkg ⁻¹)		TALLO (mgkg ⁻¹)	HOJA (mgkg ⁻¹)
		Fe	194.44	933.33	833.33
SUELO TESTIGO	Cu	N.D	15	14.44	
	Zn	2.21	6.38	15	
	Fe	6299.99	1011.10	5572.22	
SUSTRATO CONTAMINADO	Cu	33.60	12.77	18.33	
	Zn	125.5	113.32	107.77	
	Fe	1838.88	1500	5683.32	
SUSTRATO LAVADO	Cu	N.D	8.33	13.33	
	Zn	207.22	321.66	432.21	



Cuadro 7. Metales totales en tejidos vegetales.

Brassica napus LOTE II		RAIZ (mgkg ⁻¹)		TALLO (mgkg ⁻¹)	HOJA (mgkg ⁻¹)
		SUBSTRATO TESTIGO	Fe	888.88	955.55
SUBSTRATO CONTAMINADO	Cu	5.41	37.21	40.55	
	Zn	2.77	26.10	38.88	
	Fe	661.11	577.77	1999.99	
SUBSTRATO LAVADO	Cu	19.44	17.22	47.77	
	Zn	13.88	38.88	95.55	
	Fe	3355.55	649.99	888.88	
	Cu	41.66	41.66	55.55	
	Zn	215.55	211.10	290	

Cuadro 8. Metales totales en tejidos vegetales.

Brassica napus LOTE III		RAIZ (mgkg ⁻¹)		TALLO (mgkg ⁻¹)	HOJA (mgkg ⁻¹)
		SUBSTRATO TESTIGO	Fe	1933.32	449.99
SUBSTRATO CONTAMINADO	Cu	10	14.44	15.55	
	Zn	63.33	11.10	39.99	
	Fe	59.33.33	638.88	866.66	
SUBSTRATO LAVADO	Cu	8.87	16.66	18.33	
	Zn	45	16.10	13.88	
	Fe	2949.99	594.44	1038.88	
	Cu	23.33	11.66	19.99	
	Zn	54.99	119.77	131.66	

**Cuadro 9.** Concentraciones de metales totales en los sustratos después de la cosecha con *Zea mays*

	CONCENTRACIÓN INICIAL EN SUELO (mg kg ⁻¹)	CONCENTRACIÓN EN SUELO DESPUÉS DE LA FITOREMEDIACIÓN (mg kg ⁻¹)		
		LOTE I	LOTE II	LOTE III
COBRE				
Sustrato contaminado	1229	1119.3	825.4	724.4
Sustrato lavado	756	625.5	534.33	401.1
Sustrato testigo	10	5.4	4.0	2.3
		FIERRO		
Sustrato contaminado	23343	11325	10250	9666.6
Sustrato lavado	16497	6846	5293	4101
Sustrato testigo	1001	937	805.3	723.7
		ZINC		
Sustrato contaminado	1419	1750	1695	1595.7
Sustrato lavado	879	865.5	725.9	655.5
Sustrato testigo	25	17.5	13.2	9.3

**10. ANALISIS DE RESULTADOS****10.1 Estudio de invernadero**

Cuadro No. 10. Resumen del desarrollo y características de *Zea mays* bajo condiciones de invernadero.

<i>Zea mays</i>			
SUSTRATO	LOTE I	LOTE II	LOTE III
TESTIGO	1ra a la 4ta semana. Las plántulas muestran desarrollo normal de raíces, tallo y hojas, talla 55.4 cm, sin coloraciones anormales ni defectos físicos. Foto 1.	Desarrollo normal de todos los individuos, durante las cuatro semanas de desarrollo, alcanzando una talla al momento de la cosecha de 60 cm. Foto 1.	Durante las 4 semanas de desarrollo en este lote los individuos no tuvieron coloraciones ni defectos anormales. Foto 2.
CONTAMINADO	1ra semana sin defectos. A partir de la 2da semana las hojas verdes se tornaron amarillentas, algunas presentaban enrollamiento, con matices marrón y nervaduras moradas, las puntas de las hojas jóvenes se marchitaban. Durante la 4ta semana, talla 30 cm en la mayoría de los individuos sus hojas sufrieron clorosis severa, algunas de ellas se secaron y posteriormente se desprendieron. En general su crecimiento fue deficiente. Foto 2.	1ra semana desarrollo normal, talla 3 cm. 2da semana: talla 9.2 cm, hojas jóvenes presentaban síntomas como enrollamiento, manchas blancas, amarillas y marrón. 3ra Semana: talla 11.8 cm hojas cloróticas, algunas con necrosis total. 4ta semana: talla 28 cm al momento de la cosecha. Foto 3.	1ra semana desarrollo normal, talla 3 cm. En la 2da semana cuando las plántulas tenían una talla de 9 cm, algunas presentaban enrollamiento en hojas, con clorosis y necrosis. 3ra semana: talla 12 cm, las hojas cloróticas pasaron a necrosarse. Foto 4. 4ta semana talla 35 cm al momento de la cosecha. En general aunque los efectos fueron menores los individuos no se observaban con un verde normal sino con hojas amarillentas y pálidas. Foto 3.

<p style="text-align: center;">LAVADO</p>	<p>1ra semana: talla 2.9 cm, enrollamiento de algunas hojas. 2da semana: Algunos individuos con hojas cloróticas. 3ra semana: necrosis de hojas que estaban cloróticas. 4ta Semana. Talla 46.4 cm. plantas con aspecto sano, sólo algunas hojas con clorosis al momento de la cosecha. Foto. 1</p>	<p>1ra semana desarrollo normal. 2da semana: talla 9.2 cm hojas jóvenes presentaban síntomas como enrollamiento, manchas blancas, amarillas y marrón. Semana 3. Talla 13.3 cm, algunas hojas con nervaduras amarillas. Foto 4 Semana 4. talla 40 cm. Foto 3.</p>	<p>1ra semana crecimiento normal. 2da semana: talla 9.5 cm hojas jóvenes con síntomas como enrollamiento, manchas blancas, amarillas y marrón. 3ras semana: talla 13.3 cm, algunas hojas con nervaduras amarillas. Foto 4 Semana 4. talla 40 cm. Foto 3. En este lote el desarrollo de las plantas de <i>Zea mays</i> fue normal con una clara disminución de los efectos como clorosis y necrosis en hojas y coloraciones marrón en tallos. Foto 3.</p>
--	---	---	--

Durante el desarrollo de las plantas de *Zea mays* en cada uno de los tres lotes y tipos de sustratos se observaron las siguientes características: sustrato testigo alcanzaron una talla promedio de 60 cm no manifestaron daños físicos evidentes, el tamaño fue superior a las que se desarrollaron en el suelo contaminado y lavado, sus hojas no presentaban coloraciones anormales. (Foto. 1)

En el sustrato contaminado la talla en promedio fue de 40 cm los daños físicos fueron muy marcados ya que en los primeros días de desarrollo la mayoría de las hojas manifestaron clorosis con una subsiguiente necrosis, además de presentar enrollamiento, nervaduras moradas, manchas blancas y amarillas, lo que podría indicar una rápida traslocación del metal que produce los mencionados efectos.

En el lote III los defectos y coloraciones anormales ya no eran tan marcados en los individuos que se desarrollaron en los sustratos lavado y contaminado como sucedió en los dos lotes anteriores, lo cual podría deberse a que los metales en exceso están siendo lixiviados con el riego, la diferencia en tallas fue muy evidente ya que las plántulas del sustrato contaminado eran más pequeñas que las sembradas los sustratos lavado y el testigo.

**Cuadro No 11. Resumen del desarrollo y características de *Brassica napus* bajo condiciones de invernadero.**

<i>Brassica napus.</i>			
SUSTRATO	LOTE I	LOTE II	LOTE III
TESTIGO	1ra semana de desarrollo su talla fue: 3.5 cm, tallo y hojas, sin coloraciones anormales ni defectos físicos. 2da semana talla: 4.6 cm, sin defectos en hojas. Foto 5. 3ra semana talla: 7.9 cm 4ta semana talla al momento de cosechar: 16.7 cm. Foto 6.	El desarrollo de todos los individuos en este lote fue como en el lote anterior, en general se tuvieron plántulas sanas de color verde durante las cuatro semanas de desarrollo. Foto 6.	Durante las 4 semanas de desarrollo en este lote los individuos no tuvieron coloraciones ni defectos anormales. Foto 6.
CONTAMINADO	A partir de la 2da semana talla: 2 cm, hojas verdes de la mayoría de los individuos tendían a amarillearse. En la 3ra semana talla: 3.7 cm, la mayor parte de los individuos tendían a necrosarse. Foto 6. Durante la 4ta semana, talla de 9.4 cm la mayoría de los individuos estaban completamente necrosados. Foto 8.	Semana dos: talla 2.5 cm hojas tendían a volverse verde pálido. Semana tres: talla 3.5 cm hojas completamente cloróticas. Semana cuatro. Talla 9 cm necrosis y muerte total de la mayoría de las plántulas.	En las cuatro semanas de desarrollo de esta especie en este lote, los síntomas más evidentes en la mayoría de los individuos fueron clorosis en hojas con su posterior necrosis y reducción del tamaño. Foto 7.
LAVADO	Semana uno: talla 3.2 cm, algunos individuos con hojas cloróticas. Semana dos: talla 4 cm, necrosis de las hojas cloróticas y defoliación. 3ra semana talla: 8.8 cm Cuarta semana talla: 12.2, al cosechar, clorosis mínima. Foto 6.	En este lote el desarrollo y características de <i>B. napus</i> se dio como en el lote anterior, con una clara disminución de clorosis en hojas. Foto 7.	En este lote ocurrió una clara disminución de efectos como clorosis y necrosis, la talla de los individuos desarrollados en este sustrato fue muy similar a la del testigo. Foto 7.

La emergencia y desarrollo de las plántulas de *B. napus* fue más lenta que *Z. mays*, por lo que se empezó a registrar su talla y características cuando la mayoría de las plántulas tenían una talla promedio de 1 cm (primera semana de desarrollo).



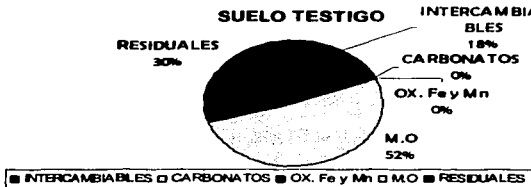
El desarrollo de las plántulas de *B. napus* en el sustrato testigo en los tres lotes ocurrió sin defectos ni coloraciones anormales. En el sustrato contaminado predominó la clorosis en hojas con la subsecuente necrosis. Las plántulas de esta especie sembradas en el sustrato lavado algunos individuos presentaron clorosis en hojas. En general las hojas fueron las que manifestaron principalmente clorosis, en los sustratos contaminado y lavado los defectos fueron similares tanto en el lote I y lote II, aunque los efectos fueron menores en este último.

En *B. napus* la traslocación de los metales se esta dando en forma rápida, ya que la clorosis se empezaba a manifestar en plántulas jóvenes y una vez que se tornaban amarillas inmediatamente se necrosaban y morían, por lo que a diferencia de *Z. mays* el único síntoma evidente de toxicidad que manifestó *B. napus* fue clorosis en hojas.



10.2 Análisis de resultados extracción secuencial cobre

Gráfica 2. Cobre unido a las diferentes fracciones en el sustrato testigo



En el cuadro 1, y en las graficas (2,3 y 4) se muestran los resultados de la extracción secuencial realizada a los tres tipos de sustrato: testigo, contaminado y lavado para conocer en que proporciones se unió el cobre a las siguientes fracciones del suelo: intercambiable, carbonatos, óxidos de Fe y Mn, materia orgánica y la residual.

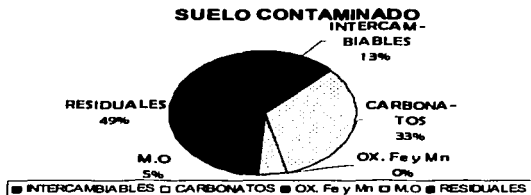
Los resultados de la extracción secuencial expresados en mg kg^{-1} y en porcentajes son los siguientes:

En el suelo testigo para Cu se encontraron las siguientes fracciones y concentraciones: intercambiables 153 mg kg^{-1} (que representa el 18.4 %); carbonatos y óxidos de Fe y Mn no se detectaron, materia orgánica 430 mg kg^{-1} (52 %) y residual 246 mg kg^{-1} (29.6 %). Estos resultados indican que en el sustrato testigo el cobre se encuentra principalmente unido a materia orgánica, ya que como se ha reportado una fracción considerable de Cu en los suelos, se encuentra unida a la fracción orgánica, siendo esta la que puede incluir la mayor parte del Cu en el suelo. Otro porcentaje importante se encontró asociado a la red cristalina y bajo formas intercambiables.

La unión de este elemento a las diferentes fracciones va a estar fuertemente influenciada no solo por la concentración del elemento sino también por el pH, Fe y Zn que se encuentran en exceso y condiciones de óxido reducción.

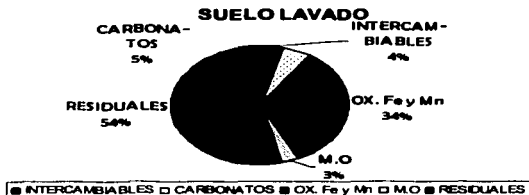


Gráfica 3. Cobre unido a las diferentes fracciones en el sustrato contaminado



En el sustrato contaminado el Cu se unió a las siguientes fracciones del suelo como sigue: intercambiable 1049 mg kg^{-1} (48 %), carbonatos 706 mg kg^{-1} (33%), óxidos de Fe y Mn no se detecto, materia orgánica 110 mg kg^{-1} (5 %), residual 276 mg kg^{-1} (12 %). Observándose que en este sustrato el Cu se encontraba principalmente bajo formas intercambiables y por lo tanto muy disponible para las plantas (Gobran, 2001), por lo que si se hubieran mantenido estas concentraciones de Cu en suelo del sitio, hubiera causado serios problemas de toxicidad a las plantas. Se observó que una proporción importante del cobre se unió a los carbonatos del suelo, aunque bajo esta forma es menos disponible para las plantas que las formas intercambiables, un porcentaje menor se unió a la materia orgánica debido a que este suelo es bajo en materia orgánica ya que ha sido destruida o eliminada al haberse removido las principales capas del suelo y predominar material parental. En general el Cu en el suelo contaminado se encontraba bajo formas intercambiables.

Gráfica 4. Cobre unido a las diferentes fracciones en el sustrato lavado



El Cu se encontró en las siguientes fracciones en el sustrato lavado: intercambiable 183 mg kg^{-1} (3.93 %), carbonatos 246 mg kg^{-1} (5 %), óxidos de Fe y Mn 1560 mg kg^{-1} (33 %), materia orgánica 156 mg kg^{-1} (3 %), residual: 2500 mg kg^{-1}



¹ (54 %). Esto demuestra que el cobre una vez que se trató químicamente al suelo se incorporó en un mayor porcentaje a la fracción residual, ocurriendo una clara disminución de la fracción intercambiable. Esto es debido a que es un elemento nativo de los minerales primarios, por lo que no sorprende su presencia en una mayor concentración en la fracción residual y una vez que ha sido incorporado a ella no existe riesgo alguno de toxicidad ya que los elementos ligados a esta fracción van a ser liberados únicamente por intemperismo de los minerales.

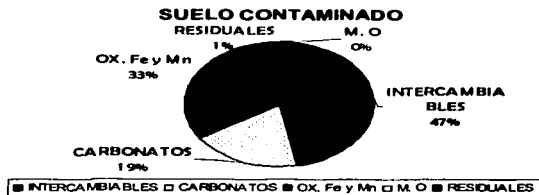
Al ser el pH una propiedad química que determina la presencia o ausencia de ciertas especies de Cu y en general el comportamiento del metal, es importante considerar que el pH de los sustratos contaminado y lavado es marcadamente diferente ya que en el primero prevaleció un pH de 4.73, según la clasificación dada por (Siebe, *et al*; 1996) es fuertemente ácido y según (Russell, 1992) bajo esta acidez el Cu se encontraría formando complejos orgánicos muy estables. En el sustrato lavado el pH se elevó a 7.58, valor que según (Siebe, *et al*; 1996) es clasificado como ligeramente alcalino por lo que la especie química que predominaría es $\text{Cu}(\text{OH})^+$ en proporciones significativas, observándose que al lavar el sustrato se logró elevar el pH hasta el valor original de 7.9 que es ligeramente alcalino por lo que bajo estas condiciones se tiende a inmovilizar el Cu hasta provocar carencias en suelos calcáreos.

10.3. Análisis de resultados extracción secuencial Fierro

Gráfica 5. Fierro unido a las diferentes fracciones en el sustrato testigo.



En la gráfica 5 se muestran las fracciones del sustrato testigo a las que se unió el Fe: intercambiable 2260 mg kg^{-1} (1.5%), carbonatos 290 mg kg^{-1} (0.2 %), óxidos de Fe y Mn 5200 mg kg^{-1} (3.6 %), materia orgánica 4230 mg kg^{-1} (2.9 %) y residual $130200 \text{ mg kg}^{-1}$ (91.5 %). Estos datos demuestran que este se encuentra principalmente bajo forma de óxidos de Fe y Mn e incorporado a la fracción residual esto es normal debido a que este es muy frecuente en los cristales micas, turmalinas, piroxenos y varios silicatos, Gaucher (1971), sólo una pequeña fracción esta en forma de complejos con la materia orgánica.

**Gráfica 6.** Hierro unido a las diferentes fracciones en el sustrato contaminado.

En el sustrato contaminado el hierro se encontró en las siguientes fracciones: intercambiable 216200 mg kg⁻¹ (46 %), carbonatos 91100 mg kg⁻¹ (19 %), óxidos de Fe y Mn 153460 mg kg⁻¹ (32.8 %), materia orgánica 323 mg kg⁻¹ (0.069 %) y residual 6030 mg kg⁻¹ (1 %). Por lo que en este sustrato este elemento se encontraba principalmente bajo formas intercambiables. (Gráfica 6)

Gráfica 7. Hierro unido a las diferentes fracciones en el sustrato lavado.

Finalmente este elemento se unió a las siguientes fracciones en el sustrato lavado: intercambiable 6360 mg kg⁻¹ (2 %), carbonatos 6400 mg kg⁻¹ (2 %), óxidos de Fe y Mn 64160 mg kg⁻¹ (21 %), materia orgánica 560 mg kg⁻¹ (0.1 %) y residual 226260 mg kg⁻¹ (74 %). Estos resultados muestran una disminución de hierro en forma intercambiable. Este metal se unió principalmente a la fracción residual esto se debe a que es un metal nativo de los minerales primarios y al unirse a dicha fracción no representaría ningún problema de disponibilidad para las plantas. (Gráfica7).

En cuanto a los valores de pH hubo una marcada diferencia en este en los sustratos contaminado y lavado ya que estos tenían un pH de: 4.73 y 7.58.



recordándose que en el sustrato testigo el pH que predominaba era 8.44 que es moderadamente alcalino (Siebe, *et al*, 1996), esta variación de moderadamente alcalino a fuertemente ácido debida a la disposición de residuos del giro metal-mecánico (cantidades excesivas de Cu, Fe y Zn), por lo que es sabido que en suelos muy ácidos existe una abundancia relativa de los iones Fe, Zn, Mn y Cu, por lo que bajo estas condiciones, las concentraciones de uno o más de estos elementos son a menudo, lo suficientemente altas para ser tóxicas para la mayoría de las plantas.

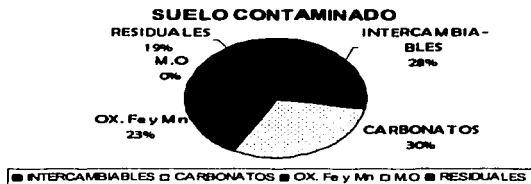
El pH del sustrato lavado fue de 7.58, ya que mediante el lavado químico al sustrato contaminado se logró cambiar las condiciones de ácidas a alcalinas de 4.73 a 7.58, por lo que según (Lindsay, 1972; en Loué, 1998) las especie iónica de Fe que predominarían por encima de pH 8 es: $\text{Fe}(\text{OH})_4$, de 7 a 9 las tres especies más abundantes son: $\text{Fe}(\text{OH})_2$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y $\text{Fe}(\text{OH})_4$, demostrándose con ello uno de los beneficios del tratamiento químico al sustrato contaminado, además de que cantidades importantes de Fe se incorporaron a las fracciones que no son fácilmente asimilables para las plantas.

10.4 Análisis de resultados extracción secuencial Zinc

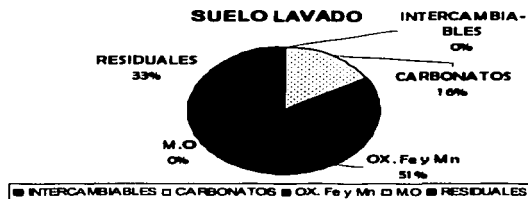
Gráfica 8. Zinc unido a las diferentes fracciones en el sustrato testigo.



De acuerdo a los resultados obtenidos del análisis del fraccionamiento (Gráfica 8), el Zn se encontró presente en las siguientes fracciones: intercambiable 60 mg kg^{-1} (0.5 %), carbonatos 800 mg kg^{-1} (7.2 %), óxidos de Fe y Mn 680 mg kg^{-1} (6.1 %), materia orgánica 53 mg kg^{-1} (0.47 %), residuales 9500 mg kg^{-1} (85.6 %), estos valores nos indican que en este sustrato se unió principalmente a la fracción residual y a los óxidos de Fe y Mn.

**Gráfica 9.** Zinc unido a las diferentes fracciones en el sustrato contaminado.

Las concentraciones totales de Zn en el sustrato contaminado se encontraban distribuidas en las siguientes fracciones: intercambiable 23230 mg kg⁻¹ (23.3 %), carbonatos 25100 mg kg⁻¹ (25.2 %), óxidos de Fe y Mn 19630 mg kg⁻¹ (19.7 %) materia orgánica 15 mg kg⁻¹ (0.01%), residuales 16000 mg kg⁻¹ (16 %). Las especies de carbonatos e intercambiables fueron las más abundantes, observándose una clara tendencia a incorporarse a la fracción residual, debido a que forma parte de los minerales primarios.

Gráfica 10. Zinc unido a las diferentes fracciones en el sustrato lavado.

En el suelo lavado el Zn se unió a las siguientes fracciones: fracción intercambiable: 16730 mg kg⁻¹ (0.1 %), carbonatos 18630 mg kg⁻¹ (14.2 %), óxidos de Fe y Mn 57030 mg kg⁻¹ (43.6 %), materia orgánica 25 mg kg⁻¹ (0.01 %), residual 38300 mg kg⁻¹ (29.3 %).

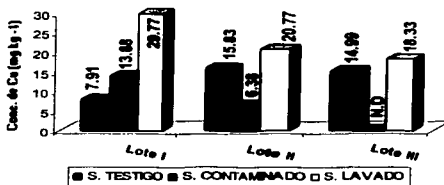
En el sustrato contaminado predominaba un pH fuertemente ácido y bajo estas condiciones la especie dominante sería Zn²⁺, sin embargo al lavarse el suelo las condiciones pasaron de ser ácidas a ligeramente alcalinas por lo que las formas que predominarían en este sustrato serían Zn(OH)⁺, Zn(HCO₃)⁺ y ZnCO₃, siendo



una de las principales ventajas que con este aumento decrece la disponibilidad de este elemento.

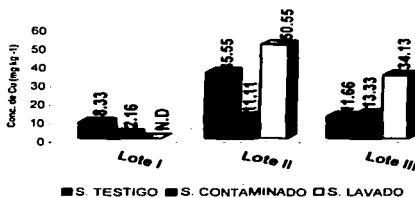
10.5 Concentración de cobre en *Zea mays*

Gráfica 11. Concentración de Cu en raíz *Zea mays*.

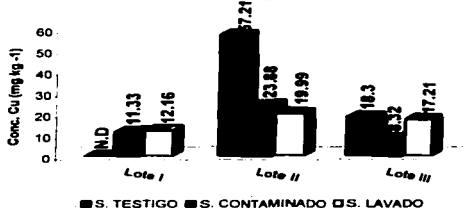


Según (Graham, 198; en Loué, 1998), el ritmo de la absorción de Cu se halla entre los más bajos de los elementos esenciales. Este es absorbido por las plantas en cantidades mínimas, estando los contenidos sobre materia seca entre 2 y 20 mg kg⁻¹, en muchas especies de plantas la deficiencia se caracteriza por los contenidos de este elemento en las hojas inferiores por debajo de 4 mg kg⁻¹, el exceso se iniciaría a partir de 20 mg kg⁻¹, si bien los datos a este respecto son escasos (Loué, 1998).

En la gráfica 11 se muestran las concentraciones de Cu en raíz en cada uno de los tres lotes. En el testigo la concentración de Cu en raíz presenta poca variación entre cada uno: lote I 7.91 mg kg⁻¹; lote II 15.83 mg kg⁻¹ y lote III 14.99 mg kg⁻¹, valores que indican que la raíz en condiciones normales acumula este elemento en cantidades que entran en los rangos dados por (Graham, 1981; en Loué, 1988) entre 2 y 20 mg kg⁻¹ los cuales son los valores mínimos absorbidos por las plantas, por lo que la raíz en el sustrato testigo toma cobre dentro de los límites normales. Del sustrato contaminado se observa (Gráfica 11) que conforme al lote la acumulación de Cu en raíz iba disminuyendo: lote I 13.88 mg kg⁻¹, lote II: 6.38 mg kg⁻¹ y lote III no se detecto, por lo anterior se deduce que la raíz al estar en presencia de cantidades excesivas de Cu en el suelo sólo toma el Cu que le es necesario excluyendo el tóxico. La fitoextracción de Cu del sustrato lavado fue más alta lote I (29.77 mg kg⁻¹), lote II (20.7 mg kg⁻¹), lote III (18.3 mg kg⁻¹).

**Gráfica 12. Concentración de Cu en tallo
Zea mays.**

La acumulación de Cu en tallo de *Z. mays* (Gráfica 12) en los testigos fue: lote I (8.33 mg kg^{-1}), lote II (35.55 mg kg^{-1}), lote III (11.66 mg kg^{-1}). Del sustrato contaminado los valores fueron: lote I (2.16 mg kg^{-1}), lote II (11.11 mg kg^{-1}) y lote III (13.33 mg kg^{-1}), en el primer lote la absorción fue menor e iba aumentando con respecto al lote esto significa que la planta solo absorbió el Cu soluble ó intercambiable (Barceló, *et al*; 1990). La acumulación en tallo del sustrato contaminado no difiere de la que se fitoextrajo del testigo, debido a que este órgano pertenece al sistema foliar y sólo tiene la función de sostén mecánico, via de transporte y distribución de los productos por medio de xilema y floema, por lo que este no es un órgano de acumulación. La traslocación de este elemento a tallo del sustrato lavado fue aumentando en el lote I no se detecto, lote II 50.55 mg kg^{-1} valor que caería dentro de los límites de toxicidad, lote III 34.13 mg kg^{-1} que es mayor que el fitoextraído del sustrato contaminado, por lo que particularmente de este sustrato se esta traslocando más Cu a tallo.

**Gráfica 13. Concentración de Cu en hoja
Zea mays.**



Las concentraciones de Cu en hoja (gráfica 13) que fueron extraídas del testigo en los tres lotes estudiados fueron lote I no fue detectado, lote II 57.21 mg kg⁻¹, lote III 18.3 mg kg⁻¹. El Cu extraído del sustrato contaminado y acumulado en hoja en cada lote fue: lote I 11.38 mg kg⁻¹, lote II 23.88 mg kg⁻¹, lote III 8.32 mg kg⁻¹ estas concentraciones indicaron que la acumulación en hoja no excedía los límites considerados como tóxicos para otras especies e iba disminuyendo conforme al lote. Los valores de cobre en hoja extraídos del sustrato lavado son: lote I 12.16 mg kg⁻¹, lote II 9.9 mg kg⁻¹, lote III 17.2 mg kg⁻¹ los cuales no difieren de los detectados en el contaminado, por lo cual este metal tiende a moverse más fácilmente hasta este órgano independientemente de la concentración de este en el medio.

Las concentraciones de cobre en las hojas jóvenes de *Z. mays* que fueron tomadas del sustrato testigo serían altos y las de hojas del sustrato lavado serían suficientes según los rangos reportados por (Chapman; 1966; Jones y Eck; 1973; en Santos *et al* 1994) en hoja opuesta a la mazorca, durante el inicio de la floración femenina (jiloteo).

Se esperaría que *Z. mays* tomara más Cu del sustrato contaminado, sin embargo la concentración mayor de los tres tejidos se dio en las plantas cultivadas en el sustrato lavado. En general se observa que en raíz y hoja de *Z. mays*, es donde el cobre se está acumulando.

El análisis de varianza nos indicó que no hay diferencia significativa en el lote I en la toma de Cu por *Z. mays* entre los tres tipos de sustratos, así como también entre las tres secciones (raíz, tallo y hoja).

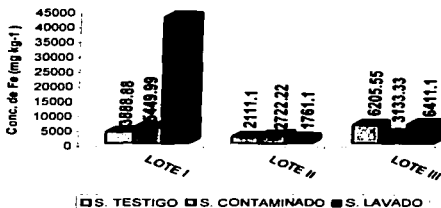
En el lote II la prueba de Tukey nos dice que hay diferencia significativa entre cobre que se toma del sustrato lavado y contaminado, esto quiere decir que la mayoría del cobre está siendo extraído del sustrato lavado luego del contaminado y finalmente del testigo, acumulándose más en tallo, luego raíz y por último en hoja, el lote III sucede lo mismo.

El rango de asimilación de Cu por las plantas difiere ampliamente según la especie del metal, (Grupe y Kuntze en Kabata-Pendias y Pendias, 1989) encontraron que los metales antropogénicos como los adicionados en forma de óxido de cobre son más disponibles para la cebada que aquellos de origen litogénico (Kabata-Pendias y Pendias, 1989). La movilidad del Cu en los tejidos de las plantas depende fuertemente del suministro de este, sin embargo la movilidad del Cu dentro de la planta es baja con respecto a otros elementos, sólo pequeñas cantidades de este pueden ser movidas por órganos jóvenes, sin embargo son los órganos jóvenes los primeros en desarrollar síntomas de deficiencia por Cu. Además de que la concentración de Cu en los tejidos de las plantas depende de su concentración en la solución del suelo, sin embargo esta relación difiere en cantidad dependiendo de la especie de la planta así como de la parte de la planta (Kabata-Pendias y Pendias, 1989).



10.6. Concentración de Hierro *Zea mays*

Gráfica 14. Concentración de Fe en raíz *Zea mays*.



La concentración de Fe en los tejidos de plantas sanas varía según las especies, pero suele situarse en un intervalo de entre 50 y 250 mg kg⁻¹ de peso seco. El contenido total no es un indicador fiable, aunque valores inferiores a 50 mg kg⁻¹ pueden indicar una nutrición deficiente.

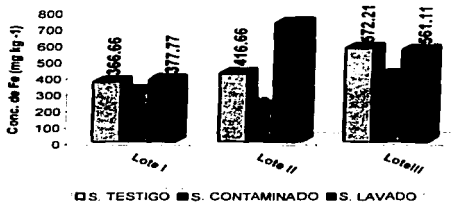
Sin embargo (Kabata-Pendias y Pendias, 1989) citan que cuando es fácilmente soluble, las plantas pueden tomarlo en una cantidad mayor, siendo el caso de herbáceas que se desarrollaron en suelos derivados de serpentinitas los cuales presentaron rangos de 2127 a 3580 mg kg⁻¹. También estos autores reportaron que la cantidad de Fe en cenizas de una gran variedad de especies de plantas es de rangos de 220 a 1200 mg kg⁻¹. El contenido promedio en diferentes cereales es de 25 a 80 mg kg⁻¹.

La acumulación de Fe en raíz de *Zea mays* del testigo (Gráfica. 14) en los tres lotes es: lote I (3888.88 mg kg⁻¹), lote II (2111.11 mg kg⁻¹) valor que es menor que el detectado en el primer lote, lote III (6205.55 mg kg⁻¹) este es el doble que el detectado en el segundo lote, por lo que esta especie tiende a movilizar altas concentraciones de Fe del suelo. Se esperaría que del sustrato contaminado este órgano extrajera más Fe debido a que este se encontraba en alta concentración los valores fueron los siguientes: lote I (5449.99 mg kg⁻¹), lote II (2722.2 mg kg⁻¹), lote III (3133.3 mg kg⁻¹). Del sustrato lavado se acumuló en raíz en lote I (42599.9 mg kg⁻¹), lote II (2722.2 mg kg⁻¹), lote III (6411.1 mg kg⁻¹).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Gráfica 15. Concentración de Fe en tallo
Zea mays.



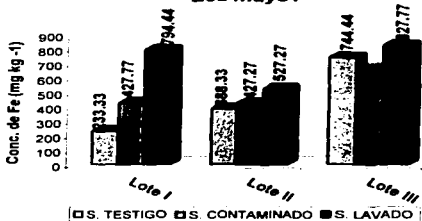
El tallo acumuló (Gráfica. 15) menos hierro tomado del testigo que la raíz, esto se observó en los tres lotes: 366,66 mg kg⁻¹, lote II (416,6 mg kg⁻¹), lote III (572,2 mg kg⁻¹). Del sustrato contaminado se incorporó a este órgano en: lote I (311,10 mg kg⁻¹), lote II (216,6 mg kg⁻¹), lote III (405,5 mg kg⁻¹) valores que nos indicaron que a pesar de que el Fe se encontraba en grandes cantidades en este sustrato no se esta asimilando más de lo normal, probablemente por que las plantas no pueden absorber la molécula intacta del quelato de Fe (Mortvedt, 1983), además de que su absorción esta relacionada con la capacidad de la raíz de reducir Fe³⁺ a Fe²⁺ y esta reducción parece ser obligatoria antes de que el Fe pueda ser absorbido. Este órgano acumulo hierro fitoextraído del sustrato lavado como sigue: lote I (377,7 mg kg⁻¹), lote II (216,6 mg kg⁻¹) y lote III (561,1 mg kg⁻¹), si se compara la traslocación de Fe en tallo en los tres diferentes tipos de suelo se observa que la acumulación entre estos suelos no es muy diferente

Las toxicidades de metales pesados se han reportado como causantes de deficiencias de Fe en algunas especies (Hewilt, 1949; en Mortvedt, 1983), con lo que se explica que diversos metales pesados puedan competir con el Fe en el paso de la absorción, se ha reportado que el Mn, Zn, Cu, Ca, Mg y K reducen al Fe en el exudado de los tallos de la planta de soya. Excepto por el Zn, estos iones en baja concentración estimulan el transporte de Fe dentro del xilema, pero a concentraciones elevadas fueron inhibitorios. Estas interacciones sugieren que la absorción de Fe es extremadamente sensible a la influencia de otros cationes y esto explica también la amplia variación encontrada en la deficiencia de Fe en plantas.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Gráfica 16. Concentración de Fe en hoja
Zea mays.



La acumulación de Fe en hoja del testigo (Gráfica 16) en cada uno de los lotes fue como sigue: 233.33 mg kg⁻¹ lote I; lote II (388.3 mg kg⁻¹) y lote III (744.4 mg kg⁻¹). Del sustrato contaminado se trasladaron a hoja los siguientes valores: lote I (427.77 mg kg⁻¹), lote II (427.27 mg kg⁻¹) y del lote III (661.11 mg kg⁻¹). Los valores en hoja fitoextraídos del sustrato lavado fueron: lote I (794.44mg kg⁻¹), lote II (527.27mg kg⁻¹), lote III (827.77 mg kg⁻¹). Por lo que valores de hierro que se están acumulando en hoja son altos según (Benton *et al* 1991; en Santos *et al* 1994).

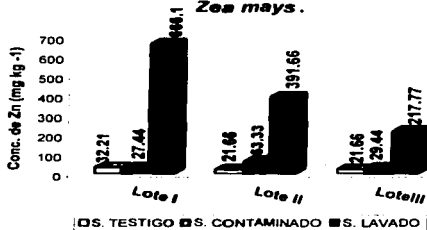
En el lote II no hay una diferencia significativa en la acumulación de Fe entre los tratamientos (testigo, contaminado y lavado) lo que implica que se esta fitoextrayendo Fe de los tres estratos pero no en cantidades significativas, también esta prueba nos indica que hay diferencia significativa entre las secciones por lo tanto el órgano que acumuló más Fe en el lote II es hoja le sigue la tallo y por último raíz. Indicando que el Fe es más móvil ya que se esta acumulando hasta el área foliar.

En el lote III no hubo diferencia significativa entre los tratamientos los valores obtenidos de Fe de los tres sustratos no son significativamente diferentes, con la comparación de medias o prueba de Tukey entre las secciones nos dice que hay una diferencia significativa en la acumulación de Fe entre raíz y hoja, por lo tanto es el primer órgano en donde se están acumulando cantidades significativas del elemento, esta prueba también nos indica que el tallo de esta especie es que menos acumula Fe.



10.7. Concentración de Zinc *Zea mays*

Gráfica 17. Concentración de Zn en raíz *Zea mays*.



Según (Chapman, 1966; en Loué, 1998), para un gran número de plantas el contenido de zinc en las hojas que indican deficiencia, son inferiores a 25 mg kg^{-1} (peso seco). El contenido normal va de 25 a 150 mg kg^{-1} . Todavía hay pocos datos en lo que se refiere al exceso de zinc en plantas.

Diversos estudios coinciden en señalar que la movilidad de zinc en plantas no es muy grande además, este tiende a acumularse en las raíces en caso de un suministro importante.

Kabata- Pendias y Pendias, (1989) señalan que las formas más solubles de zinc son fácilmente disponibles para las plantas, ahora bien su rango de absorción difiere ampliamente según la especie y el estado de desarrollo en que se encuentre.

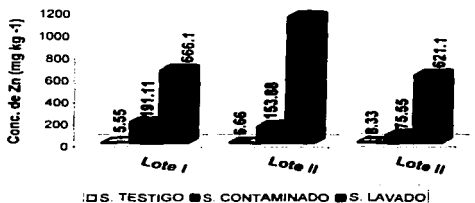
Se cree que las formas de incorporar zinc son predominantemente las especies hidratadas Zn y Zn^{2+} , así como también diversos iones complejos y quelatos orgánicos.

Del sustrato testigo (Gráfica 17) la raíz acumuló Zn en cada lote como sigue: lote I (32.21 mg kg^{-1}), lote II (21.6 mg kg^{-1}), lote III (21.6 mg kg^{-1}) estas concentraciones caen dentro de los límites normales citados por Loué (1989), aunque estos valores no son reportados para una especie en particular ni para un tejido específico de la planta. Los valores de Zn acumulados en raíz del sustrato contaminado en cada uno de los lotes fueron: lote I (27.4 mg kg^{-1}), lote II (63.3 mg kg^{-1}) y lote III (29.4 mg kg^{-1}). Las concentraciones de Zn fitoextraídas del sustrato lavado fueron: lote I (666.1 mg kg^{-1}), lote II (391.6 mg kg^{-1}), lote III (217.7 mg kg^{-1}) por lo que se esta fitoextrayendo más Zn de este sustrato. Con la introducción de *Z. mays in situ* se removerían cantidades importantes del elemento, una vez que se comprobó la capacidad de esta especie de acumular Zn en raíz en cantidades que son



consideradas como tóxicas, sin que haya muerte de las plantas, ya que probablemente en este sustrato estén predominando especies que son más solubles y asimilables, que no resultan letales para esta especie, incluso de las que predominaban en el sustrato contaminado, las concentraciones acumuladas en este órgano serían consideradas como altas ya que Loué (1989) cita que los excesos de Zn comenzarían en rangos de 400 mg kg^{-1} , otra explicación al respecto es dada por Kabata-Pendias y Pendias (1989), los cuales citan que las raíces tienden a acumular contenidos mayores de Zn que las partes aéreas de diversas especies de plantas, particularmente especies que se desarrollan en suelos ricos en Zn.

Gráfica 18. Concentración de Zn en tallo
Zea mays.



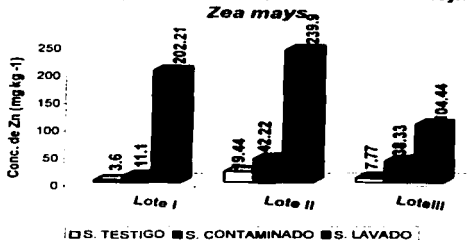
El Zn en tallo incorporado a partir del testigo (Gráfica 18) fue como sigue: lote I (5.55 mg kg^{-1}), lote II (6.66 mg kg^{-1}), lote III (8.33 mg kg^{-1}), siendo casi constante en cada lote. Los valores de Zn tomados del sustrato contaminado son mayores que los que se extrajeron de los testigos y fueron los siguientes: lote I ($191.11 \text{ mg kg}^{-1}$), lote II ($153.88 \text{ mg kg}^{-1}$), lote III (75.55 mg kg^{-1}) estos valores nos muestran que en esta estructura se acumularon cantidades mayores. Las concentraciones trasladadas en tallo a partir del sustrato lavado, fueron mayores a las extraídas del sustrato contaminado y son las siguientes: lote I (666.1 mg kg^{-1}), lote II: ($1143.8 \text{ mg kg}^{-1}$), lote III (621.1 mg kg^{-1}), por lo tanto *Z. mays* esta removiendo cantidades importantes de Zn.

Los valores de Zn encontrados en hoja del sustrato testigo (Gráfica 19) son: lote I (3.6 mg kg^{-1}), lote II (19.44 mg kg^{-1}) y lote III (7.77 mg kg^{-1}) estos valores son considerados normales en este órgano, además nos indican que la cantidad trasladada fue constante y no difiere significativamente entre lotes. El Zn acumulado en hojas del sustrato contaminado fue de: lote I (11.1 mg kg^{-1}), en el lote II se extrajeron (42.22 mg kg^{-1}) y en el lote III disminuyó a: 38.3 mg kg^{-1} , valores que fueron menores que los trasladados del sustrato lavado ya que en



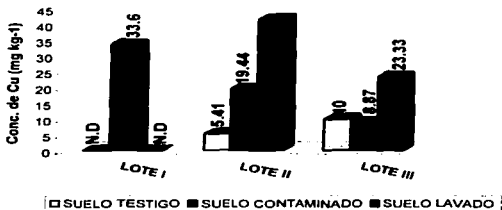
este los valores fueron: lote I ($202.21 \text{ mg kg}^{-1}$), lote II ($239.99 \text{ mg kg}^{-1}$), lote III ($104.44 \text{ mg kg}^{-1}$) este valor fue menor que los del testigo y contaminado.

Gráfica19. Concentración de Zn en hoja



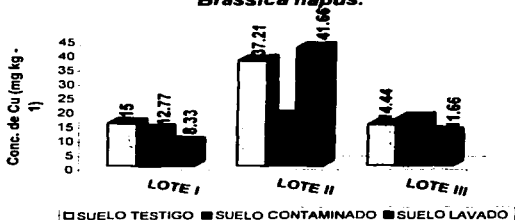
Los valores de Zn acumulados en hoja del sustrato testigo son bajos según el rango dado por (Chapman, 1966; Jones y Eck, 1973; en Santos *et al* 1994), las concentraciones en hoja del sustrato contaminado fueron suficientes y en hojas del sustrato lavado fueron altos, por lo que *Z. mays* esta fitoacumulando cantidades significativas de Zn en sus tejidos, considerándosele como una especie acumuladora de Zn.

En los lotes I, II y III se encontró diferencia significativa entre tratamientos, ya que se esta extrayendo más Zn del sustrato lavado que del contaminado y testigo, sin embargo la prueba de Tukey nos indicó que en los lotes I y II no hay diferencia significativa entre los pares de medias ni entre las estructuras aunque es en raíz donde se tiende a acumular más, seguido del tallo y por último en hoja. Sólo en el lote III la prueba de Tukey reveló que aunque tampoco hay diferencia significativa entre los pares de medias de las estructuras es en tallo donde se tiende a acumular el Zn, sigue raíz y luego hoja.

**10.8. Concentración de cobre en *Brassica napus*****Gráfica 20. Concentración de Cu en raíz *Brassica napus*.**

La gráfica 20 nos muestra los valores de cobre acumulados en raíz de *Brassica napus* en cada uno de los tres lotes.

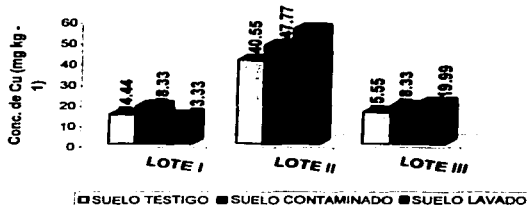
Este órgano fitoextrajo cobre del sustrato testigo como sigue: lote I (no se detecto), lote II 5.41 mg kg⁻¹ y lote III 10 mg kg⁻¹. Del sustrato contaminado se acumularon en raíz los siguientes valores: lote I (33.6 mg kg⁻¹), lote II (19.4 mg kg⁻¹) y lote III (8.8 mg kg⁻¹). Los valores de cobre incorporados sustrato lavado fueron los siguientes: lote I (no se detecto), lote II (42.6 mg kg⁻¹), lote III (23.3 mg kg⁻¹). Al comparar los valores de cobre incorporados en raíz del testigo con los de los sustratos contaminado y lavado estos no difieren significativamente

Gráfica 21. Concentración de Cu en tallo *Brassica napus*.



La acumulación de cobre en tallo (Gráfica 21) incorporado del sustrato testigo fue: lote I (15 mg kg^{-1}), lote II (37.2 mg kg^{-1}), lote III (14.4 mg kg^{-1}), estos resultados indican que en este órgano se acumulan cantidades significativas de Cu que son mayores que las detectadas en raíz del testigo. Del sustrato contaminado con cobre se acumularon en tallo los siguientes valores: lote I (12.7 mg kg^{-1}), lote II (17.2 mg kg^{-1}), lote III (16.6 mg kg^{-1}) no se están moviendo cantidades importantes de Cu quizá por su alta concentración del elemento en la planta se desencadenan mecanismos de exclusión. Los valores de cobre incorporados en tallo del sustrato lavado fueron: lote I (8.33 mg kg^{-1}), lote II (41.66 mg kg^{-1}) y lote III (11.66 mg kg^{-1}) en el segundo lote es donde este tejido absorbió más cobre, pero si se compara con el valor del testigo de este mismo lote se observa que este valor no difiere significativamente, por lo que en tallo de *B. napus* no se están acumulando cantidades importantes de Cu.

Gráfica 22. Concentración de Cu en hoja
Brassica napus.



En hoja fueron acumulados los siguientes valores de cobre (Gráfica 22) del sustrato testigo: lote I (14.4 mg kg^{-1}), lote II (40.5 mg kg^{-1}), lote III (15.5 mg kg^{-1}) Este órgano extrajo del sustrato contaminado los siguientes valores: lote I (18.3 mg kg^{-1}) lote II (47.7 mg kg^{-1}) lote III (18.3 mg kg^{-1}). Del sustrato lavado fueron incorporados en hoja los siguientes valores: lote I (13.3 mg kg^{-1}), lote II (55.5 mg kg^{-1}), lote III (19.9 mg kg^{-1}). Las concentraciones de cobre en hoja del testigo indican que no se están fitoextrayendo cantidades significativas de cobre de los sustratos contaminado y lavado. Estos resultados difieren con un estudio que reporta que las Brassicas acumulan diversos porcentajes de Cu en tallos y hojas.

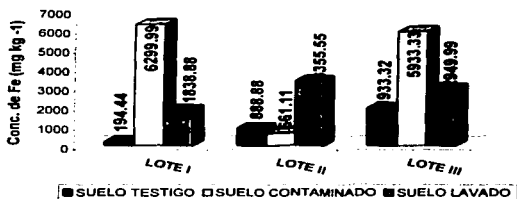
El análisis de varianza aplicado a los datos anteriores demostró que en el lote I y III no hay diferencia significativa en la acumulación de cobre entre tratamientos y secciones. En el lote II el ANDEVA nos indicó que hay diferencia significativa entre las secciones, por lo cual se aplicó la prueba de Tukey la cual nos mostró que es en hoja donde se está acumulando mayormente el cobre, luego en tallo y por último en raíz.



Según los datos reportados de cobre en plantas las concentraciones que acumuló *B. napus* en cada tejido no son altos ni difieren de los reportados, por lo que esta especie bioacumula cobre dentro de límites normales, aún en presencia de alta concentración de este.

10.9. Concentración de Hierro en *Brassica napus*

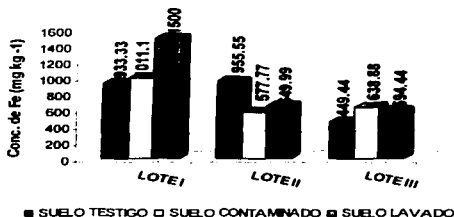
Gráfica 23. Concentración de Fe en raíz *Brassica napus*.



Del sustrato testigo la raíz acumuló Fe (Gráfica 23) en cada lote como sigue: lote I (194.44 mg kg⁻¹), lote II (888.8 mg kg⁻¹), lote III (1933.3 mg kg⁻¹), estos valores caen dentro del rango citado por Kabata - Pendias y Pendias (1989) quienes reportan que cuando el Fe es fácilmente soluble las plantas pueden tomarlo en una cantidad mayor en rangos de 2127 a 3580 mg kg⁻¹, valores encontrados en algunas especies de herbáceas. Los valores de este elemento acumulados en este tejido del sustrato contaminado fueron: lote I (6299.9 mg kg⁻¹), lote II (661.1 mg kg⁻¹), lote III (5933.3 mg kg⁻¹), estos valores son mayores que los que fueron fitoextraídos del testigo, esto es debido a que en este sustrato hay hierro en exceso. Las cantidades de este elemento incorporados a partir del sustrato lavado son: lote I (1838.8 mg kg⁻¹), lote II (355.5 mg kg⁻¹), lote III (2949.9 mg kg⁻¹), estas concentraciones son muy similares a las acumuladas del sustrato anterior.



Gráfica 24. Concentración de Fe en tallo
Brassica napus.



Brassica napus acumuló hierro en tallo del sustrato testigo (Gráfica 24) como sigue: lote I (933,3 mg kg⁻¹), lote II (955,5 mg kg⁻¹), lote III (449,4 mg kg⁻¹). En tallo se incorporó hierro a partir del sustrato contaminado en las siguientes concentraciones: lote I (1011,1mg kg⁻¹), lote II (577,7 mg kg⁻¹), lote III (638,8 mg kg⁻¹), valores que son muy similares a los acumulados del testigo. Las concentraciones que este tejido tomó del sustrato lavado en cada lote fueron: lote I (1500 mg kg⁻¹), lote II (649,4 mg kg⁻¹), lote III (594,4 mg kg⁻¹).

Gráfica 25. Concentración de Fe en hoja
Brassica napus.



Del sustrato testigo se incorporaron en hoja (Gráfica 25) los siguientes valores de este elemento: lote I (833,3 mg kg⁻¹), lote II (1088,8 mg kg⁻¹), lote III (644,4 mg kg⁻¹). Los valores de hierro tomados del sustrato contaminado fueron: lote I (5772,2 mg kg⁻¹), lote II (1999,9 mg kg⁻¹), lote III (866,6 mg kg⁻¹). Finalmente este tejido acumuló del sustrato lavado las siguientes concentraciones de hierro: lote I (5683,3mg kg⁻¹), lote II (888,8 mg kg⁻¹), lote III (1038,8 mg kg⁻¹).

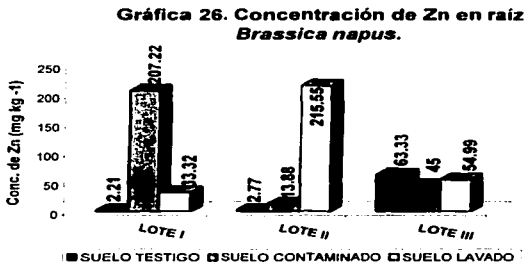


A los datos anteriores se les aplicó un análisis de varianza para conocer si hay diferencia significativa en la extracción de fierro de los tres sustratos (tratamientos) y secciones (raíz, tallo y hoja). El análisis de varianza indico que en el lote I no hay diferencia significativa entre los sustratos y tratamientos. La prueba de Tukey demostró que se esta extrayendo más fierro del sustrato contaminado y esta siendo acumulado mayormente en hoja.

En lote II tampoco hubo diferencia significativa entre tratamientos ni secciones, aunque de se el fierro se esta extrayendo principalmente del suelo lavado y acumulándose principalmente en raíz, luego en hoja y por último en tallo.

Del lote III no hubo diferencia significativa entre tratamientos pero en las secciones si por lo que la prueba de Tukey nos demostró que es en raíz el órgano que esta fitoextrayendo mas fierro la diferencia esta entre raíz y hoja por último en tallo.

10.10. Concentración de zinc en *Brassica napus*

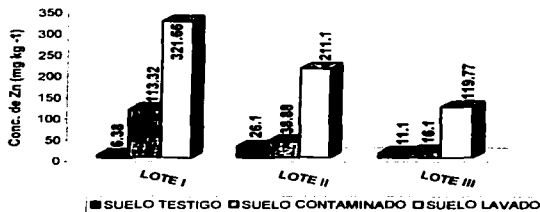


Del sustrato testigo (Gráfica 26) se acumularon en raíz las siguientes concentraciones de Zn: lote I y lote II (2.2 mg kg^{-1} y 2.7 mg kg^{-1}) respectivamente, estos valores nos estarían indicando una deficiencia de Zn en la planta ya que según (Chapman, 1966; en Loué, 1998) rangos de $20\text{-}25 \text{ mg kg}^{-1}$ son considerados normales y no excesivos, y los de deficiencia en las hojas son inferiores al anterior rango. Este órgano fitoextrajo Zn del testigo en el lote III en una concentración de 63.3 mg kg^{-1} valor que es mayor al detectado en los dos lotes anteriores. Los valores de Zn incorporados a este órgano del sustrato contaminado fueron: lote I (207.2 mg kg^{-1}), lote II (13.8 mg kg^{-1}), lote III (45 mg kg^{-1}) valores que son mayores de los acumulados del testigo, cabe aclarar que todavía existen pocos datos acerca de los niveles de Zn acumulados en raíz extraídos de suelos contaminados, solo existen datos que señalan que los que los niveles de excesos o toxicidad comenzarían hacia los 400 mg kg^{-1} .



Finalmente del sustrato lavado fueron acumulados en raíz los valores siguientes: lote I (33.2 mg kg^{-1}), lote II (215.5 mg kg^{-1}), lote III (54.9 mg kg^{-1}). Los valores de este elemento acumulados en raíz de los sustratos contaminado y lavado fueron mayores que los del testigo lo que significa que si se están incorporando valores extras de zinc a este órgano, lo que nos indicó que en este sustrato aunque haya mucho zinc disponible, las raíces sólo toman Zn en cierto límite ya que el demás no esta bajo formas disponibles. En el lote II se observó que el valor más alto en raíz fue el tomado del sustrato lavado que fue de: $215.55 \text{ mg kg}^{-1}$ el cual nos indica que mediante el lavado químico previo que se le dio al sustrato contaminado fueron transformadas las especies de Zn a otras más solubles y por lo tanto disponibles.

Gráfica 27. Concentración de Zn en tallo
Brassica napus.

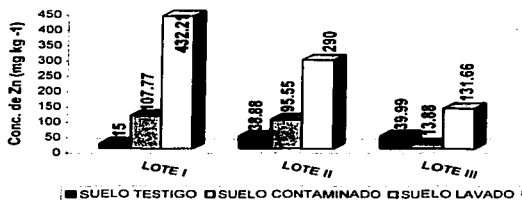


Los valores de Zn que son incorporados en tallo (Gráfica 27) en suelo sin contaminar (sustrato testigo), por *B. napus* son: lote I (6.3 mg kg^{-1}), lote II (26.1 mg kg^{-1}), lote III (11.1 mg kg^{-1}). Por otra parte los siguientes valores fueron acumulados en tallo del sustrato contaminado: lote I (113.3 mg kg^{-1}), lote II (38.8 mg kg^{-1}), lote III (16.1 mg kg^{-1}), estos nos indican que es mayor la incorporación de este elemento que la que sucedió del tomaron del testigo. Los valores de Zn acumulados en este órgano a partir del sustrato lavado fueron: lote I (321.6 mg kg^{-1}), lote II (211.1 mg kg^{-1}), lote III (119.7 mg kg^{-1}), estas concentraciones demostraron que se esta incorporando más zinc de los sustratos testigo y contaminado.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Gráfica 28. Concentración de Zn en hoja *Brassica napus*.



En hoja se acumularon (Gráfica 28) los siguientes valores de Zn del sustrato testigo: lote I (15 mg kg^{-1}), lote II (38.8 mg kg^{-1}), lote III (39.9 mg kg^{-1}). Del sustrato contaminado fueron incorporados a hoja los siguientes valores: lote I (107.7 mg kg^{-1}), lote II (95.5 mg kg^{-1}), lote III (13.8 mg kg^{-1}), observándose que la cantidad acumulada fue mayor que la del testigo además de que en el lote I fue mayor que en los lotes subsecuentes. La hoja acumuló Zn del sustrato lavado en cada lote como sigue: lote I ($432.21 \text{ mg kg}^{-1}$), lote II (290 mg kg^{-1}), lote III (131.6 mg kg^{-1}), demostrándose que se están incorporando a este órgano cantidades significativas de zinc.

Los valores más altos de Zn fueron fitoextraídos del sustrato lavado acumulándose principalmente en hoja y luego en tallo. Al conocer los valores de Cu y Zn en tejidos de *B. napus*, se observó que esta especie es más efectiva removiendo Zn que Cu, como lo demuestra el estudio realizado por Ebbs y Kochian (1996), en el cual encontraron que el cobre fue más tóxico que el Zn y que la exposición a ambos metales induce la deficiencia de Fe en plantas.

10.11 Análisis de resultados de las concentraciones de Cu, Fe y Zn en los sustratos después de la fitoremediación con *Zea mays*.

La evaluación de la concentración total de Fe, Cu y Zn en los sustratos: contaminado, lavado y testigo en cada lote (I, II y III), se determinó a partir de muestras de suelo tomadas de las macetas sembradas con *Zea mays*, para conocer en que proporción debido a la fitoextracción, están disminuyendo las concentraciones de estos metales de los sustratos contaminado y lavado. En el (Cuadro 9) se muestran las concentraciones de Fe, Cu y Zn en dichos sustratos.

Cobre. El valor de inicial Cu (Cuadro 9) en el sustrato contaminado fue de 1229 mg kg^{-1} (sin introducir *Zea mays*). Posteriormente los valores de cobre en este sustrato después de las tres cosechas fueron: lote I ($1119.33 \text{ mg kg}^{-1}$), lote II



(825.4 mg kg⁻¹) y lote III (724.4 mg kg⁻¹). La concentración inicial de este elemento en el sustrato lavado fue de 756 mg kg⁻¹, después de cada cosecha las concentraciones fueron: lote I (625.5 mg kg⁻¹), lote II (534.33 mg kg⁻¹) y lote III (401.1 mg kg⁻¹). En el sustrato testigo las concentraciones de Cu fueron: lote I (5.4 mg kg⁻¹), lote II (4.10 mg kg⁻¹) y lote III (2.3 mg kg⁻¹). Estos resultados nos demuestran una clara disminución de Cu de los sustratos contaminado y lavado debido a la significativa fitoextracción de estos por *Zea mays*.

Fierro. La concentración Fe en el sustrato contaminado era de 23343.75 mg kg⁻¹ (cuadro 9), esta concentración fue disminuyendo en cada lote como sigue: lote I (11325 mg kg⁻¹), lote II (10250 mg kg⁻¹) y lote III (9666.6 mg kg⁻¹), las concentraciones de Fe en el sustrato lavado fueron: lote I (6846 mg kg⁻¹), lote II (5293 mg kg⁻¹) y lote III (4101 mg kg⁻¹). Las concentraciones en el sustratos testigo fueron las siguientes: lote I (937 mg kg⁻¹), lote II (805.3 mg kg⁻¹) y lote III (723.3 mg kg⁻¹), cabe destacar que debido a que este metal forma parte de los minerales primarios en grandes cantidades aún no se establece un límite de las concentraciones naturales de este metal en el suelo. Observándose que después de cosechar la concentración del elemento en estos sustratos fue menor debido a la fitoextracción.

Zinc. El valor total de Zinc en el sustrato contaminado era de 1419 mg kg⁻¹. En el (cuadro 9) se observan que los valores de Zn en el sustrato contaminado fueron: lote I (1750 mg kg⁻¹), lote II (1695 mg kg⁻¹) y lote III (1595 mg kg⁻¹). La concentración de Zn en el sustrato lavado fue: lote I (865.5 mg kg⁻¹), lote II (725.9 mg kg⁻¹) y lote III (655.5 mg kg⁻¹). Las concentraciones en el sustrato testigo fueron: lote I (17.5 mg kg⁻¹), lote II (13.1 mg kg⁻¹) y lote III (9.3 mg kg⁻¹). Como en el caso de Cu y Fe existe una clara disminución del Zn en los sustratos contaminado y lavado.



1.1. CONCLUSIONES

- ❁ En el sustrato lavado el Fe, Cu y Zn se asociaron principalmente a los óxidos de Fe y Mn y residuales.
- ❁ A nivel invernadero se establecieron y desarrollaron *Brassica napus* y *Zea mays* en los sustratos testigo, contaminado y lavado, por lo que el sustrato lavado presenta condiciones para el desarrollo *in situ* de ambas especies.
- ❁ *Brassica napus* acumuló más Fe y Cu en sus tejidos que *Z. mays*, el Fe lo fitoacumula principalmente en raíz, Zn y Cu en hojas.
- ❁ *Zea mays* acumula más Zn que *Brassica napus*, el hierro tiende a fitoacumularlo en raíz, el cobre en hojas y Zn en tallo.
- ❁ Estas especies están fitoextrayendo los metales principalmente del sustrato lavado.
- ❁ Estos resultados nos demuestran que *Brassica napus* y *Zea mays* son especies recomendables para fitoremediar suelos contaminados de zonas semiáridas con Fe, Cu y Zn.
- ❁ Con la introducción de *Zea mays* en los sustratos contaminado y lavado las concentraciones de Fe, Cu y Zn están disminuyendo.



12. SUGERENCIAS

- ❖ Analizar únicamente el tejido indicador que mejor muestre el estado nutricional de la planta, tomado de una posición definida de la planta cuando esta tiene una edad determinada, para poder comparar los datos obtenidos con los niveles críticos determinados de la misma forma y publicados por la literatura agrícola y así poder establecer si los niveles obtenidos son bajos, normales o muy altos.
- ❖ Realizar un estudio más detallado para conocer los posibles sinergismos y antagonismos entre Fe, Cu y Zn y con ello saber con más certeza cual es el elemento que esta provocando los daños a las plantas.
- ❖ Comparar las concentraciones de metales totales en tejidos de *Brassica napus* y *Zea mays* cultivadas *in situ*.
- ❖ Determinar las concentraciones de Fe, Cu y Zn en plantas nativas y con ello conocer si ya están fitoremediando activamente el sitio.
- ❖ Se recomienda sembrar en el sitio otras especies que fitoacumulen concentraciones mayores de Cu, Fe y Zn que las dos especies estudiadas, para acelerar el proceso restauración del suelo.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA



13. BIBLIOGRAFÍA

- ▶ Alloway, B.J. 1990. Heavy metals in soils. De Jhon Wiley & Sons. Reino Unido.
- ▶ APHA, AWWA y WPCF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Diaz Santos, S.A. Decimoséptima Edición, Madrid, España.
- ▶ Barceló, J; P. Ch. 1989. Investigación y Ciencia. 154:54-63. Julio.
- ▶ Bautista, Z. F. 1994. Universidad Ciencia y Tecnología. 3(2):24-32, 1994, por la Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- ▶ Chaney, R. L. 1995. Agricultural research, USDA-ARS. Nov: 4-9, 1995.
- ▶ COFIN, 1998. MURST- Sistemi biologici per la decontaminazione di aree degradate di accumulo di metalli pesanti e potenziale di reinsediamento di specie vegetali. <http://www.dputa.uniud.it/phytoem/iperacc.html>
- ▶ Davis, B. 1980. Applied soil trace elements. John Wiley & Sons Ltd. USA.
- ▶ Diario Oficial de la Federación 1993. Norma Oficial Mexicana NOM-052-ECOL-1993, que establece las características de los Residuos Peligrosos, el Listado de los mismos y los Límites que hacen a un Residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. Secretaría de Desarrollo Social. México D.F, p.17-21.
- ▶ Diario Oficial de la Federación 1993. Norma Oficial Mexicana NOM-053-ECOL-1993, que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. Secretaría de Desarrollo Social. México. P.17-21.
- ▶ Diario Oficial de la Federación 1998. Leyes y Códigos de México. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (y disposiciones Complementarias). Decimoquinta Edición Actualizada. Editorial Porrúa S.A; México.
- ▶ Duke, A. J. 1983. Handbook de energy crops. unpublished. http://www.hort.purdue.edu/newcrop/duke_energy/Brassica_napus.html
- ▶ Dushenkov, V; N P. B. A. Kumar, et al.1995. "Rizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams". Environ. Sci. Technol. 29: 1239-1245.
- ▶ Edenspace Systems Corporation. http://www.edenspace.com/new_products.html



- ▶ Ederra I. A. 1996. *Botánica Ambiental Aplicada. Las plantas y el equilibrio ecológico de nuestra tierra.* Ediciones Universidad de Navarra, S.A. Pamplona, España.
- ▶ EPA, 1998. A citizen's guide to bioremediation, APRIL 1996. EPA 542-R-96-007. <http://www.clu-in.org/products/citguide/phyto2.htm>
- ▶ EPA. 2000. Introduction to phytoremediation, February 2000. EPA/600/R-99/107
- ▶ Ernst, W. H. O; J. A. C. Verkleij, et al. 1992. Metal tolerance in plants." *Acta Bot. Neer.* 41(3):221-248
- ▶ Farago, M. E. 1994. *Plants and the chemical elements; biochemistry, uptake, Tolerance and Toxicity.* VCH Weinheim (Federal Republic of Germany).
- ▶ Fassbender, h. w. 1983. *Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina.* Servicio Editorial IICA, San José Costa Rica.
- ▶ Ferguson, J. E. 1990. *The heavy elements: chemistry, Environmental Impact and Health Effects.* Pergamon Press, U.S.A.
- ▶ Gobran, G. R. 2001. *Trace elements in the rhizosphere.* Edited by CRC. PRESS.
- ▶ Gaucher. G. 1971. *Tratado de pedología agrícola. El Suelo y sus características agronómicas.* Ediciones Omega. S.A. Barcelona España.
- ▶ Kabata-Pendias, A and H. Pendias 1989. *Trace elements in soils and the plants.* CRC PRESS.
- ▶ Lasat, M. M. 1999. TEKTRAN. Agricultural research service rtdf, (remediation technologies development forum). 1999. <http://na1.usda.gov/ttic/tektran/data/000007/42/0000074246.html>
- ▶ Loué, A. 1998. *Los microelementos en agricultura.* Ediciones Mundi Prensa. Madrid España.
- ▶ *Manual de Minimización, Tratamiento y Disposición. Concepto de Manejo de Residuos Peligrosos e industriales para el giro Metalmeccánica (hierro y acero).* 1997. Comisión Ambiental Metropolitana en Colaboración con: Sociedad Alemana de Cooperación Técnica (GTZ) TUV ARG-MEX.
- ▶ Markert, B. 1994. *Plants as biomonitors Indicators for heavy metals in the terrestrial environment.* VCH. Weinheim (Federal Republic of Germany).
- ▶ Mc Bride, M.B. 1994. *Environmental chemistry of soils and plants.* CRC Press, 2da Ed. U.S.A.
- ▶ Mortvedt, J. J. 1983. *Micronutrientes en agricultura.* AGT Editor, S.A. México.
- ▶ Muñoz, F. I. 1997. IMA-USACH. <http://www.usach.cl/ima/fitorrem.htm>



- ▶ Parry, J. 1995. Pollution engineering FEB-01, 1995. <http://www.manufacturing.net/magazine/polleng/archives/1995/pol10201.95/02ad.plf0.htm>
- ▶ PHYTOTECH, INC. 1998. Use of heavy Metals – Eating plants to control.
- ▶ [http:// www.phytokinetics.com/index.htm](http://www.phytokinetics.com/index.htm)
- ▶ Ponciano, G. 1997. Los residuos peligrosos en México. U.N.A.M Programa Universitario de Medio Ambiente.
- ▶ Raskin, I; R.D. Smith, et al. 1997. "Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment." *Curr. Opin. Biotechnol.* 8:221-226.
- ▶ Reed, D.T; Tasker, I. R; Cunnane, J.C. and Vandegrift, G. F. 1992. Environmental restoration and separation. *Science*. In: G.F. Vandegrift, Eds. *Environmental Remediation*.
- ▶ Remediation Technologies Development Forum. 1999. "Phytoremediation of organics action team. A public Private Partnership operated by the U.S. EPA. <http://www.rtdf.org/public/phyto/phyprocs.htm>
- ▶ Ross, S. M. 1994. Toxic metals in soils-plants systems. Ed. John Wiley & Sons, U.S.A.
- ▶ Rusell. 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Rusell. Ediciones Mundi Prensa. España.
- ▶ Santos, T. A; Rosas, C. D. 1994. Clasificación generalizada de algunas determinaciones químicas de suelo y tejido vegetal, útiles para la interpretación de resultados en Fertilidad de Suelos. Programa de Edafología del Instituto de Recursos Naturales del C. P.
- ▶ SAS Institute, Inc. 1985. SAS / Stat user's guide, relase 6.03 de SAS N.C.
- ▶ Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (1985). Norma Oficial Mexicana NOM – AA-015-1985. Protección al Ambiente, Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales, Muestreo Método del Cuarteo. Dirección General de Normas. D.F; México; p.p:1-7.
- ▶ SEMARNAP 1996b. Programa para la minimización y el manejo Integral de Residuos Industriales Peligrosos en México. 1996-2000. Instituto Nacional de Ecología, México.
- ▶ SEMARNAP. 1996 C, Documento interno de la dirección general de residuos, materiales y actividades riesgosas, INE, México.



- ▶ Siebe, C; R. Jahn y K. Stahr. 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de los suelos en campo. Publicación Especial 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México.
- ▶ Smith, B. 1993. Waste manag. Envi. 4:24-30.
- ▶ Streit, B. and Stumm W. 1994. Chemical properties of metals and the process of bioaccumulation in terrestrial plants.
- ▶ Tiemann, K.J. 1997. Study of the ligands involved in metal binding to alfalfa biomass. Program One. Tuesday, May 20.
- ▶ Torres, R. A. 1993. Handbook de energy crops. unpublished. http://www.hort.purdue.edu/newcrop/Torres_energy/Zea_mays.htm
- ▶ U. S. Army Environmental Center USA – 3845, DSN 584-1699. Abril 1999. "Phytoremediation of Lead in soil".
- ▶ Vergara, S. F. 2002. Tratamiento y recuperación "in situ" de suelo contaminado con residuos peligrosos del giro metalúrgico en el Estado de Hidalgo. Tesis de Licenciatura, Fac. de Estudios Superiores Zaragoza. UNAM.
- ▶ Villanueva, S. F. Páez. Ecológica 1999 – Al rescate del Golfo de México. <http://www.txinfinet.com/mader/ecotravel/mexico/ecologia/98/0398golf4.html>
- ▶ Williams, G.M. 1988. Integrated studies into ground water pollution by hazardous waste. In: J.R. Gronow, A. N. Schofield and R.K. Jain (Eds.) Land Disposal of Hazardous Waste, Engineering and Environmental Issues. PP 37-48. Ellis Horwood Ltd; Chic ester, Sussex, UK.
- ▶ Yong, R.N. and Mohamed, A.M. 1992. A Study of partide interaction energies in wetting of insaturated expansive clays –Can.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

**14. ANEXO I**

Foto 1. Comparación del desarrollo de plantas de *Zea mays* en los sustratos: testigo, contaminado y lavado (de izquierda a derecha). Obsérvese que la talla menor son las plantas sembradas en el sustrato contaminado.



Foto 2. Comparación de plantas de *Zea mays* que se desarrollaron en el sustrato testigo (izquierda) y en el sustrato contaminado (derecha). Obsérvese que además de que las plantas del sustrato contaminado fueron menores en talla se observan hojas con nervaduras moradas, cloróticas y otras necrosadas.



Foto 3. Comparación de la talla de plantas de *Zea mays* desarrolladas en el sustrato lavado (izquierda) y en el sustrato contaminado (derecha).



Foto 4. Comparación de la coloración de las hojas de *Zea mays* cultivadas en los sustratos contaminado (izquierda) y lavado (derecha), observándose que en primer sustrato hay un evidente amarillamiento de las hojas comparado con la coloración verde característico del maíz desarrollado en el sustrato testigo.

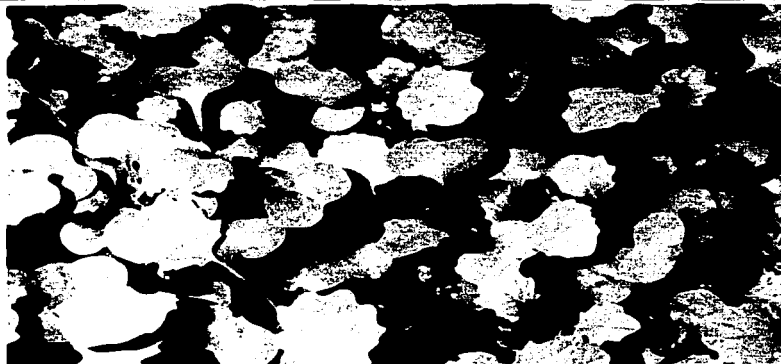


Foto 5. Plántulas de *Brassica napus* desarrolladas en el sustrato testigo.



Foto 6. Comparación del desarrollo de plantas de *Brassica napus* desarrolladas en los sustratos: testigo, contaminado y lavado (de izquierda a derecha). Se observa que las plántulas del sustrato testigo y lavado tuvieron un desarrollo normal y que las desarrolladas en el sustrato contaminado eran menores en talla y la mayoría presentaban clorosis en las hojas.

Laboratorio de Proyectos Ambientales

86

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Foto 7. Comparación del desarrollo de plántulas de *Brassica napus* en el sustrato contaminado (izquierda) y en el sustrato lavado (derecha). Se observa claramente un mejor desarrollo de las plántulas en el sustrato lavado además de que a diferencia de las plántulas del sustrato contaminado casi no hay hojas con clorosis y necrosis.



Foto 8. Plántulas de *Brassica napus* desarrolladas en el sustrato contaminado.
Laboratorio de Proyectos Ambientales



Anexo II

ETAPAS DEL PROYECTO

INCIDENTE: Disposición clandestina de residuos de la industria metalúrgica (escorias, polvos y residuos metálicos) sobre material parental expuesto y fracturado

Liberación de sustancias peligrosas hacia el medio ambiente.

ATENCIÓN DE LA EMERGENCIA

Laboratorio de proyectos Ambientales F.E.S.-UNAM
- Caracterización
- Evaluación de metales
- Proyecto de restauración

Control de la emergencia

Consejo Estatal de Ecología del Estado.

Evaluación de daños ambientales.

Programa de restauración

RESTAURACIÓN DEL SITIO

Lavado *in situ* del suelo contaminado mediante: oxidación, quelatación y adición de materia orgánica.

Minimización de las concentraciones de Fe, Cu y Zn.

Suelo lavado *in situ*

Especiación química

Estudio de invernadero

Fitorremediación
Brassica napus
Zea mays

CONCLUSIÓN TÉCNICA DEL EVENTO

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

**Anexo III****14.2. Características de los tres sustratos empleados en el estudio de invernadero.**

SUSTRATO TESTIGO	Suelo agrícola tomado de una parcela de la cual se tomo una muestra compuesta de suelo superficial ubicado al Oeste de sitio y al Este del camino de acceso, entre los sitios con residuos industriales.
SUSTRATO CONTAMINADO	Suelo contaminado con residuos del giro metal-mecánico tomado de la zona de estudio del cual se tomaron muestras tanto de material geológico y residuos industriales por el método del cuanteo a una profundidad de 20 cm con un nucleador de acero inoxidable.
SUSTRATO LAVADO	Suelo contaminado que fue lavado <i>in situ</i> para reducir los niveles de Fe, Cu y Zn de la siguiente manera: se llevo primero a capacidad de campo, se realizó un primer lavado con solución ácida, luego se adiciono solución quelante y finalmente se incorporó materia orgánica. (Sansón, 2002)

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN