



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES  
ZARAGOZA

USO DE *Larrea tridentata* Cav. COMO BIOINDICADOR DE Cd Y Ni EN  
LA ZONA CIRCUNDANTE A LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE  
RESIDUOS DE UN CIMARI, EN EL MUNICIPIO DE MINA, NUEVO LEÓN.

T E S I S  
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE BIÓLOGA  
P R E S E N T A:  
BLANCA GONZÁLEZ MÉNDEZ

DIRECTOR DE TESIS: M.C. Alejandro Ledezma Menxueiro

ASESOR INTERNO: Biól. Ramiro Ríos Gómez

México, D.F.

Febrero 2003

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

A todas las excepcionales y amadísimas personas que de múltiples formas hicieron posible la realización de este trabajo. Muchísimas gracias por su apoyo y compañía a través de todos estos años.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

B

## **AGRADECIMIENTOS ESPECIALES**

### **EN LA UNAM:**

Biól. Ramiro Ríos Gómez  
Biól. María de los Angeles Galván  
M.C. Armando Cervantes  
Dra. Esther M. García  
M.C. Efraín Cervantes  
Biól. Elvia García

### **EN LA UANL:**

M.C. Alejandro Ledezma Menxueiro  
M.C. Juan Manuel Adame Rodríguez  
QFB Beatriz Montoya Duarte  
Dra. Graciela García  
José Castro Roblin  
Alejandro Ledezma Villanueva

A todos ellos, muchísimas gracias por todo.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

# CONTENIDO

CAPITULO	PAGINA
I. RESUMEN	1
II. INTRODUCCIÓN	2
III. ANTECEDENTES	3
IV. FUNDAMENTOS TEÓRICOS	
4.1 Metales: Definiciones	5
4.2 Uso de plantas como bioindicadores	6
4.3 Movilidad y Transporte: Efecto sobre los ecosistemas	7
4.4 Movilidad y sorción de los metales en el suelo	10
4.5 Relaciones suelo-planta	14
4.6 Dinámica de los metales en el sistema suelo-planta	17
4.7 Toxicidad	19
4.8 Niveles de Referencia	21
4.9 Descripción de la especie	22
V. OBJETIVOS	24
VI. HIPÓTESIS	25
VII. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	
7.1 Geología	26
7.2 Fisiografía	26
7.3 Clima	27
7.4 Vegetación	29
VIII. MATERIALES Y MÉTODOS	
8.1 Muestreo	30
8.2 Fase experimental	32
IX. RESULTADOS	33
X. ANÁLISIS DE RESULTADOS	
10.1 Cd en la planta	36
10.2 Cd en el suelo	39
10.3 Ni en la planta	42
10.4 Ni en el suelo	45
XI. CONCLUSIONES	48
XII. RECOMENDACIONES	49
XIII. REFERENCIAS	50
APÉNDICE 1	60

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## I. RESUMEN

En la actualidad, la eliminación de los residuos industriales representa un problema a nivel mundial. Las prácticas de manejo y disposición inadecuadas de dichos residuos han derivado en la afectación de los ecosistemas en todos sus niveles. Como consecuencia, se han publicado diversas leyes que rigen el control y manejo de estos materiales, al mismo tiempo que se han desarrollado tecnologías de tratamiento para reducir, fijar o inmovilizar su peligrosidad.

En general, durante los procesos de tratamiento de residuos, se liberan al ambiente gases y partículas, que pueden ser transportados por el viento a grandes distancias o depositarse directamente sobre la vegetación, suelos y cuerpos acuáticos, desde donde pueden movilizarse y biomagnificarse a través de las cadenas tróficas. En este sentido, el objetivo del presente trabajo consistió en evaluar la influencia que tiene una planta de tratamiento de residuos sobre su ambiente circundante utilizando como criterio el nivel de concentración de Cd y Ni en los tejidos de *Larrea tridentata* Cav. (gobernadora) y el suelo a lo largo de un gradiente espacial.

Los resultados obtenidos demuestran que durante los procesos de tratamiento se producen partículas de diferentes tamaños, de las cuales las más ligeras son transportadas hacia distancias mayores a 100 m, en donde la dirección de los vientos determina su dispersión, intercepción por las plantas y deposición en el suelo. La hoja de *Larrea tridentata* es el órgano de mayor acumulación de Cd y Ni, le sigue en importancia la raíz y el tallo que funciona como un órgano de transporte. De esta forma, a los 300 m, la gobernadora presenta la mayor concentración de ambos metales, y el 95.91% de las muestras de tejido vegetal, en la zona estudiada se encuentran en el intervalo de concentración crítica para Ni, en tanto que para Cd, el 12.87% rebasa el rango de concentraciones críticas de Cd reportadas en la literatura.

En el suelo, los dos elementos analizados se acumulan en los primeros 10 cm de espesor del suelo y el 13.16% de las muestras estudiadas se encuentran dentro del rango crítico reportado para el Cd, mientras que el 100% de los suelos estudiados se encuentran dentro del rango crítico hasta hoy reportado para el Ni.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## II. INTRODUCCIÓN

Actualmente, las sociedades industrializadas o que se encuentran en dicho proceso, enfrentan el problema de la eliminación de enormes cantidades de residuos peligrosos. Los productos remanentes, consecuencia inevitable de los procesos industriales, requieren un manejo adecuado para minimizar su peligrosidad al medio ambiente y la salud pública. En México, en particular, se han sufrido diversos procesos de modificación de los ecosistemas, pérdida de la biodiversidad e incluso riesgos para la salud humana.

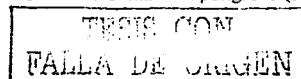
En respuesta a ésta situación, y a una corriente mundial para proteger los recursos naturales, en 1988 el gobierno federal publica la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), que en combinación con los reglamentos, convenios y las normas oficiales correspondientes, conforman la legislación mexicana en materia de residuos. De acuerdo con dicha ley, un material peligroso (MP)<sup>1</sup> se define como todos aquellos elementos, sustancias, compuestos, residuos o mezclas de ellos que, independientemente de su estado físico, representen un peligro para el equilibrio ecológico o el ambiente, por sus características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, inflamables o biológico-infecciosas (características CRETIB), así mismo, se entiende como generador a la persona física o moral que como resultado de sus actividades produzca residuos (LGEEPA, 1998).

Según el INE (2000) existe un potencial de más de 100 000 empresas generadoras de MP, de las cuales sólo 27,280 manifiestan su generación, dando como resultado una producción de aproximadamente 3,705,846.21 tonaño<sup>1</sup> de residuos, cuyos principales estados generadores son Guanajuato, Distrito Federal, Nuevo León, Baja California y San Luis Potosí.

Dados los volúmenes de generación ha sido necesaria la configuración de una industria que asegure el manejo adecuado de éstas sustancias, es decir, idealmente se persigue degradar todos los materiales peligrosos susceptibles de hacerlo, y transformar, estabilizar y/o inmovilizar los constituyentes remanentes para prevenir riesgos (Mendoza, 2001, Rivero, 1997; Hirschhorn, 1996).

Por lo tanto, y con el fin de evitar su disposición incorrecta, en los últimos años se ha promovido el establecimiento de Centros Integrales de Manejo y Aprovechamiento de Residuos Industriales (CIMARI's), que son sitios para el confinamiento de residuos, mezcla de combustibles, reciclaje y tratamiento de desechos (Reed, 1998), los cuales deben operar conforme a lo establecido en el Reglamento en Materia de Residuos Peligrosos de la LGEEPA y cuatro Normas

<sup>1</sup> Para fines del presente estudio, se utilizará indistintamente el término residuo o material peligroso (RP o MP).



Oficiales Mexicanas (NOM-055-ECOL-93 A NOM-058-ECOL-93), que establecen los requisitos para su ubicación, construcción y operación.

Los confinamientos pretenden una disposición controlada de los RP sobre o dentro de un estrato superficial del suelo, por medio de su colocación en contenedores apropiados para ello, así como del diseño de celdas adecuadas para tal almacenamiento, complementado con un monitoreo continuo, de la administración de las operaciones y de la situación ambiental del entorno con el objeto de evaluar los daños causados por ésta sobre el ambiente circundante. A nivel nacional, dicha infraestructura se reduce exclusivamente a un solo "confinamiento", controlado y en operación (Mendoza, 2001; Caputo, *et al.*, 1999<sup>(a y b)</sup>; Bejarano González, 1998; CERIDE, 1997).

### III. ANTECEDENTES

En general, un RP presenta el siguiente ciclo de vida: generación, almacenamiento, transporte, pretratamiento y disposición final. Como se ha señalado, antes de ser confinados dichos materiales, deben ser tratados para fijar, estabilizar o reducir su peligrosidad y riesgo de fuga. Para ello existen una gran cantidad de procesos aplicables, los cuales cambian de acuerdo al tipo, forma o presentación de la sustancia, así como de los equipos disponibles para tratarlos o de los sistemas de detección. Algunos de estos métodos implican la separación de fases, estabilización, solidificación, neutralización, precipitación, etc. (Rao, *et al.*, 2000; Carbonell, *et al.*, 1999; Poon, *et al.*, 1999; Transquímica nacional, 1999; Garfias y González, 1998; Nemerow y Dasgupta, 1998; Garfias, *et al.*, 1997; Liung, *et al.*, 1997; Rivero, *et al.*, 1997; Karimanal y Hall, 1996; Venkatesh, *et al.*, 1996; Hass y Vamos, 1995; Robbat, 1994; NOM-058-ECOL-93, 1993).

La liberación de contaminantes atmosféricos en los sitios de tratamiento, se puede presentar por el arrastre de polvos y partículas o volatilización de compuestos, por lo tanto, su concentración en el aire dependerá de las condiciones meteorológicas y climatológicas, así como de sus propias características fisicoquímicas. Algunos vapores y partículas pueden ser depositados en las superficies de las plantas y suelos por medio de la lluvia, vapor de agua o nieve, o bien ser transportados por las corrientes de aire e introducirse al aparato respiratorio del hombre y animales (Hampton, *et al.*, 1998; Kester, *et al.*, 1998; Van Horn, *et al.*, 1998; Rivero, *et al.*, 1997; Heida, *et al.*, 1995; O'Brien, 1995; Bagchi, 1994; Purcell, 1988).

Frecuentemente, en la planeación de un confinamiento, la atención se centra en los procesos de remoción de los RP. Sin embargo, se debe prestar igual atención a la "entrada" de materiales, recepción, manejo, tratamiento y almacenamiento, así como a la "salida" de efluentes, por descargas, emisiones o



disposición de desechos sólidos en los sistemas de control de estos productos. Estos 2 subsistemas absorben cantidades similares del capital y esfuerzo de operación que los del tratamiento de los desechos, por ello se hace énfasis nuevamente en la necesidad de verificar constantemente sus efectos sobre el medio, para asegurar la operación óptima de la planta (Reed, 1998; Rivero, 1997).

De tal forma, es fundamental realizar estudios de monitoreo ambiental biológico en las zonas destinadas al confinamiento de RP, para conocer el estado del ecosistema antes y después de dicho depósito, y así poder determinar si se presentan cambios en la estructura y función del ecosistema causados por la presencia de diversos compuestos, entre los cuales se incluyen a los metales, que son contaminantes altamente persistentes en el medio (Rivero, 1997).

Por otro lado, las plantas superiores se han usado como indicadores de contaminación atmosférica, en particular de metales debido a sus propiedades acumulativas, ya que no solamente interceptan los contaminantes directamente en los órganos expuestos, sino que también los acumulan desde el suelo a través del sistema radical, donde luego son translocados hacia otras regiones de la planta (Mulgrew y Williams, 2001).

La depositación de partículas sobre la superficie foliar puede estar afectada por una gran variedad de factores, incluyendo el tamaño y masa de la partícula, velocidad del viento, orientación de la hoja, tamaño, posición vertical en la planta y características de su superficie. Las partículas depositadas pueden ser arrastradas por la lluvia hacia el suelo, resuspendidas o retenidas sobre el follaje de la planta. La acumulación de metales en las plantas superiores representa ambas formas de contaminación, la depositación atmosférica de partículas sobre la superficie foliar y la absorción de metales por el sistema radical (Mulgrew y Williams, 2001).

Como los metales generalmente se encuentran asociados con otras sustancias incluso más nocivas, la especie indicadora ideal debe ser tolerante a las condiciones imperantes en el medio. De esta forma, al seleccionar una especie o grupo de especies, sólo se deben considerar aquellas que tengan su óptimo ecológico en el ecosistema bajo investigación (Markert, 1993).

Actualmente existen numerosos estudios en los cuales se han usado coníferas, arbustos, líquenes y hasta hongos en la detección de contaminantes metálicos atmosféricos. Se han utilizado varias especies como *Achillea millefolium*, *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Bouteloua curtipendula*, *Avena sativa*, *Festuca rubra*, *Quercus robur*, *Populus nigra*, *Taraxacum officinale*, *Nerium oleander*, etc. por mencionar sólo algunas. Los propósitos han sido diversos, desde estudios locales a partir de una fuente particular, hasta escalas regionales e incluso nacionales donde se indican las tendencias de concentraciones de metales en una o varias especies vegetales (Monni, 2001; Mulgrew y Williams, 2001; Ceburnis y

Steinnes, 2000; Donisa, *et al.*, 2000; Gerdol, *et al.*, 2000; Calderón, *et al.*, 1999; D'Emilio, 1999; Mackay, *et al.*, 1999; Samecka-Cymerman y Kempers 1999; Rodrigo, *et al.*, 1999; Dongarra, 1998; Rautio, 1998; Sucharova y Sucharai, 1998; Vasconcelos, 1998; Chan, *et al.*, 1997; Reimann, *et al.*, 1997).

La gobernadora (*Larrea tridentata* Cav.), en particular, ha sido identificada como acumuladora de cobre y plomo (Polette, *et al.*, 1997). En nuestro país, en una investigación realizada durante dos años en la zona de Ciudad Juárez y el Paso, Texas, se encontró evidencia de depositación de cadmio y plomo sobre los órganos foliares de dicha planta, así como la existencia de su acumulación en los tejidos internos (Mackay, *et al.*, 1998).

Con base en lo anteriormente expuesto, y como parte de la política ambiental del CIMARI, objeto del presente estudio, surge la inquietud de evaluar la influencia que tiene la planta de tratamientos sobre la vegetación y el suelo adyacente, usando como criterios los niveles de concentración en *Larrea tridentata* Cav. de dos de los principales metales recibidos -Cd y Ni-, por la empresa.

## IV. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

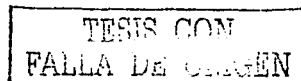
### 4.1 METALES: DEFINICIONES

En su sentido más general, el término metal define a todas aquellas sustancias que poseen un brillo característico, maleabilidad, alta conductividad eléctrica y pierden electrones con facilidad formando iones positivos. Se dividen en diversas categorías si se consideran algunas de sus propiedades, por ejemplo, los que poseen una masa específica mayor a  $4.5 \text{ gcm}^{-3}$  (algunas veces definida como  $5.0$  o  $6.0 \text{ gcm}^{-3}$ ), se denominan pesados. Se les conoce como elementos traza a aquellos cuyas concentraciones individuales en la corteza terrestre no exceden más de  $1000 \text{ mgKg}^{-1}$  (0.1%), (Fargo, 1994; Masterton, 1993; Markert, *et al.*, 1993; Alloway, 1990).

Por el comportamiento químico de los cationes, especialmente su habilidad y preferencia de ligandos para formar complejos químicos, se agrupan en:

- Metales Clase A: elementos que muestran preferencia por los ligandos que contienen oxígeno.
- Clase B, elementos que muestran preferencia por ligandos con nitrógeno o azufre,
- Elementos de carácter intermedio entre las clases A y B, también llamados *borderline* (Allen, *et al.*, 1995).

Por su afinidad geoquímica para enlazarse a determinados compuestos se clasifican en:



- Siderófilos: que prefieren ligandos que contienen hierro,
- Chalcófilos: los que prefieren el azufre y normalmente se encuentran en los depósitos de sulfuro,
- Litófilos: que generalmente se encuentran ligados a los silicatos,
- Atmófilos: el resto de los elementos que se encuentran en el aire como gases (Krauskopf, 1995).

En cuanto a su importancia biológica se dividen en metales esenciales, benéficos y tóxicos. La esencialidad se halla determinada por los siguientes criterios:

- El organismo no puede crecer o completar su ciclo de vida sin una provisión adecuada del elemento.
- El elemento no puede ser totalmente reemplazado por cualquier otro.
- El elemento tiene una influencia directa sobre el organismo y esta implicado en su metabolismo.

Los elementos benéficos estimulan el crecimiento y desarrollo de las plantas. Ahora bien, cualquiera de estas dos modalidades, a partir de cierta concentración crítica, y otros, ya en cantidades mínimas, se consideran como tóxicos (Farago, 1994; Markert, *et al.*, 1993; Alloway, 1990; Barceló y Poschenrieder, 1990).

#### 4.2 USO DE PLANTAS COMO BIOINDICADORES

Según Wittig (en Markert, *et al.*, 1993), se entiende por bioindicación al uso de un organismo (parte de un organismo o una comunidad de organismos), para obtener información sobre la calidad (de una parte) de su ambiente. Por otro lado, el biomonitoreo es la observación continúa de un área con la ayuda de bioindicadores, que en éste caso también pueden llamarse biomonitores, en donde normalmente cada observación permitirá una evaluación semicuantitativa de los resultados.

Asimismo, la bioindicación puede ser:

- 1) Sensitiva, si se basa en una reacción visible del organismo utilizado (ausencia o presencia de ciertas especies o comunidades de plantas, estudio de la apariencia morfológica como los rangos de crecimiento o decoloración);
- 2) Acumulativa, donde se seleccionan especies que acumulan el analito de interés y se mide su concentración en los tejidos del individuo. El análisis químico frecuentemente revela la escasez o niveles tóxicos tanto de elementos esenciales como no esenciales. Con la excepción de la exploración geoquímica, la mayoría de los investigadores están de acuerdo en que el monitoreo de metales debe ser acumulativo (Farago, 1994; Ross, 1994; Markert, *et al.*, 1993; Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

¿Porqué usar plantas superiores como indicadores de metales?

- 1) Por su adaptación a una gran variedad de sitios, incluso donde los líquenes y los musgos suelen estar ausentes,

- 2) Por sus propiedades acumulativas, ya que algunas especies son reservorios naturales de metales,
- 3) Por su capacidad de intercepción, hecho que no puede ser simulado por los instrumentos físicos convencionales,
- 4) Dado que los aerosoles metálicos también se depositan en el suelo, las plantas no solo interceptan estos compuestos por depositación sino también los acumulan desde el suelo y luego los translocan hacia otros órganos,
- 5) Comparadas con los animales, las plantas son más adecuadas ya que por su carácter sésil, se puede asegurar que su reacción refleja las condiciones ambientales en sus sitios de crecimiento inmediato.
- 6) Ofrecen ventajas de índole práctico y económico, como costos bajos, disponibilidad alta, no requieren mantenimiento ni insumos eléctricos u otra fuente de energía artificial (Mulgrew y Williams, 2001; Markert, *et al.*, 1993).

No obstante, la mayor desventaja del uso de sistemas biológicos es que su reacción tanto sensitiva como acumulativa no sólo depende de parámetros específicos de la planta (por ejemplo, la edad y su estado fisiológico) sino también de los parámetros ambientales como el tipo de suelo y su contenido de nutrientes, la precipitación, humedad relativa, topografía, temperatura, etc. Por estas razones, la reproducibilidad de los resultados es siempre baja. (Frago, 1994; Markert, *et al.* 1993; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

Del mismo modo, para entender el funcionamiento de las plantas como indicadores de metales es necesario conocer:

- Las interacciones químicas de los metales en el ambiente.
- La movilidad y los fenómenos de sorción de los metales en los suelos.
- Los mecanismos de absorción y acumulación de metales por las plantas.
- Los factores y los mecanismos que controlan la biodisponibilidad y la absorción (Frago, 1994, Ross, 1994, Markert, *et al.*, 1993).

Considerando que la absorción de metales por las plantas varía en diferentes grados dependiendo de factores tanto internos como externos, se debe analizar la relación existente entre la concentración del metal en el suelo con la absorción y la concentración hallada en el tejido (raíz, tallo, hoja) (Mayer 1993; Small, 1993).

### **4.3 MOVILIDAD Y TRANSPORTE: EFECTOS SOBRE LOS ECOSISTEMAS**

La contaminación ambiental por metales puede ocurrir por diferentes fuentes de emisión y vías de difusión. El impacto de estas emisiones sobre el ambiente adyacente es complicado y depende de las características y distribución de las fuentes emisoras, del período y la intensidad de la emisión, de la presencia de otros contaminantes (óxidos de azufre y nitrógeno), así como de la estructura de

la vegetación, las condiciones climáticas y topográficas de la zona. No obstante, una vez en el ambiente, es difícil que los metales permanezcan en un solo medio, dado que, de acuerdo con sus propiedades, se les encuentra distribuidos en los diferentes componentes del ambiente. Así, la persistencia de un contaminante en éste, se puede definir como la propiedad de un compuesto para retener sus características físicas, químicas y funcionales en el medio a través del cual es transportado y/o distribuido por un período limitado después de su emisión (Donisa, *et al.*, 2000; Martínez y Romieu, 2000; Macchiato, *et al.*, 1998; Rivero; *et al.*, 1997; Farago, 1994).

#### 4.3.1 ATMÓSFERA

En la atmósfera existen partículas de diferentes tamaños, las más finas poseen diámetros de  $0.005\mu$  a  $0.1\mu$ , las cuales al crecer por aglomeración dan lugar a las partículas medianas o secundarias ( $0.1$  a  $1\mu$ ). Estas últimas son lo suficientemente grandes como para ser removidas por captación o lavado por la lluvia (ya sea captura por las gotas en las nubes o por las gotas que caen). Las partículas más grandes ( $2$  a  $100\mu$ ), se generan en forma mecánica y en su mayor parte son removidas mediante fenómenos de sedimentación por gravedad, con la acción de las nubes o lluvia o sin ella (De Nevers, 1998; Warner, 1998; Al-Rajhi, *et al.*, 1995).

Se ha encontrado que las concentraciones de muchos metales en la atmósfera, incrementan cuando disminuye el tamaño de las partículas, de esta forma, usualmente se presentan en el aire como partículas en aerosol con un rango de tamaño de  $5\text{ nm} - 20\mu\text{m}$ , pero son más comunes entre  $0.1$  y  $10\mu\text{m}$  de diámetro y tienen un tiempo de residencia promedio de  $10-30$  días. Sin embargo, su concentración en la atmósfera depende de las emisiones totales, los fenómenos de transporte y transformación en ésta, la depositación, las condiciones meteorológicas y climatológicas, así como a sus propias características fisicoquímicas -principalmente, la distribución misma del tamaño de partículas- (Rivero, *et al.*, 1997; Al-Rajhi, *et al.*, 1995; Bagchi, 1994; Alloway, 1990).

Las condiciones meteorológicas de un sitio, influyen sobre la dinámica de las partículas atmosféricas desde su fuente hacia los receptores, así, la dirección y velocidad del viento determinan y contribuyen a su dilución. Luego la sedimentación, depositación seca o húmeda y su reacción, serán mecanismos de transferencia importantes hacia las superficies acuáticas y terrestres (Moussiopoulos, 1997; Bagchi, 1994).

Los fenómenos de depositación se basan en la consideración de que en un fluido las partículas tienden a continuar en su dirección original, debido a la inercia, si ésta es suficiente, y se encuentran cercanas a un objeto estacionario, entonces colisionarán con él. Por lo tanto, la *impactación*, esta asociada a las partículas relativamente grandes que viajan en una ruta de colisión con el receptor, dado que, mientras mayor sea la partícula, menor será su tendencia a cambiar de

dirección. En la *intercepción directa*, algunas de las partículas más pequeñas, a pesar de que tienden a seguir el flujo laminar, pueden hacer contacto con el interceptor en el punto de mayor acercamiento (Friedlander, 2000; García-Colín, *et al.*, 1996; Boubel, *et al.*, 1994; Benítez, 1993).

Resumiendo, la atmósfera es un compartimiento importante para los metales, los cuales pueden ser dispersados o transportados a largas distancias por el viento, y ser inhalados por las personas y animales, pero su mayor impacto ambiental se refiere a su depositación hacia la vegetación, el suelo, los ríos, los lagos y el mar, donde causan efectos directos e indirectos, como diversas afecciones a nivel metabólico hasta procesos de biomagnificación a través de las cadenas tróficas (Takeda; *et al.*, 2000; Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

#### **4.3.2 SISTEMAS ACUÁTICOS**

La contaminación del agua por metales es un factor importante tanto para el ciclamiento biogeoquímico como para la salud ambiental. El ciclo hidrológico es el punto crucial en el flujo de estos elementos hacia los diferentes ecosistemas, debido a que el agua opera como reactante y agente de transporte de los principales componentes disueltos en el suelo y en la atmósfera (Markert, 1993; Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

#### **4.3.3 VEGETACIÓN**

Algunos de los efectos adversos de la contaminación por metales sobre la vegetación, son la desaparición de muchas especies o bien la tendencia al desarrollo de genotipos tolerantes (Ross, 1994).

Las concentraciones excesivas tanto de metales esenciales como no esenciales dan como resultado fitotoxicidad, la cual puede generar los siguientes mecanismos:

- cambios en la permeabilidad de la membrana celular,
- reacciones de los grupos sulfhidrilo con los cationes metálicos,
- afinidad por reaccionar con grupos fosfato y activar grupos del ADP o del ATP,
- desnaturalización de enzimas,
- bloqueo de grupos funcionales de moléculas biológicamente importantes como las enzimas, los polinucleótidos o los sistemas de transporte,
- competición por los sitios y reemplazamiento de iones esenciales,
- ocupación de sitios por grupos esenciales como el fosfato y nitrato (Ross, 1994; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

Aunque la toxicidad relativa de los diferentes metales hacia las plantas puede variar con el genotipo de la planta y las condiciones experimentales, cuando se presentan en cantidades excesivas, los más tóxicos hacia las plantas superiores y microorganismos son el Hg, Cu, Ni, Pb, Co, Cd y posiblemente Ag, Ba y Sn (Farago, 1994; Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Algunos factores adicionales que determinan los niveles de metales en las plantas son sus concentraciones y biodisponibilidad en el suelo, al igual que la formación de ligandos y la solubilidad de las partículas depositadas sobre la superficie de las hojas. Los procesos de translocación conectados con la filtración y la depositación de la hojarasca (*litter*) incrementan la variabilidad espacial (Farago, 1994).

#### **4.3.4 SUELO**

El destino de los metales pesados en el suelo no sólo depende de las condiciones edáficas como el pH y el contenido de materia orgánica sino también de la forma química inicial del metal y los tipos de plantas y animales presentes en el sistema (Donisa, *et al.*, 2000; Ross, 1994).

Los principales procesos asociados con la retención y movilidad de los metales en el suelo son:

- 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, como carbonatos y sulfuros,
- 3) La absorción por las raíces de las plantas y la inmovilización por los organismos del suelo,
- 4) El intercambio catiónico favorecido por la presencia de arcillas o de materia orgánica en el suelo,
- 5) La quimiosorción 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 órgano-metálicos solubles (Markert y Frieser, 2000; Farago, 1994; Ross, 1994; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

La predicción de la retención, movilidad y biodisponibilidad de los metales en el suelo se dificulta por la complejidad de las reacciones y transformaciones antes mencionadas, lo que provoca que la persistencia de los contaminantes en dicho medio sea mucho mayor que en otros compartimentos de la biosfera.

#### **4.4 MOVILIDAD Y SORCIÓN DE LOS METALES EN EL SUELO**

El suelo es un cuerpo dinámico compuesto por tres fases: sólida, líquida y gaseosa. La primera está conformada esencialmente por arcillas, materia orgánica y óxidos de metales que en muchos casos poseen un exceso de cargas negativas, lo cual proporciona un gran potencial de superficie y determina la distribución de los cationes y los aniones en la fase líquida. No obstante, la movilidad de los iones entre ambas fases, dependerá de la saturación del agua y

su velocidad de movimiento, el potencial redox, pH, interacciones con otros constituyentes de la solución (como los ligandos), características de la matriz del suelo, como la CIC, etc. Dado que todas estas propiedades del suelo son cambiantes, cualquier especie de metal estará sujeta a variabilidades temporales y espaciales (Ross, 1994; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

Entre los principales componentes del suelo que influyen sobre el comportamiento de los metales, tenemos:

**pH.-** La reacción del suelo es uno de los factores dominantes que controlan la conducta química de los metales y muchos otros procesos edafológicos importantes. El pH del suelo se ve afectado por los cambios en el potencial redox. Las condiciones reductivas generalmente causan un incremento del pH, y las oxidantes una disminución. Los iones hidroxialumínicos, el CO<sub>2</sub>, los carbonatos y las reacciones de intercambio catiónico sirven como mecanismos buffer de pH. Es un parámetro importante para definir la movilidad del catión, debido a que en medios de pH moderadamente alto se produce la precipitación como hidróxidos. En medios muy alcalinos, pueden nuevamente pasar a la solución como hidroxicomplejos. Comúnmente, los cationes metálicos son más móviles bajo condiciones ácidas y su biodisponibilidad se reduce con el incremento del pH. (García y Dorronsoro, 2002; Markert y Frieser, 2000; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

**MATERIA ORGANICA (MO).-** Reacciona con los metales formando complejos de cambio y quelatos. La materia orgánica coloidal del suelo se divide en: sustancias "no-húmicas" y "húmicas". Estas últimas, se dividen a su vez en tres fracciones: 1) humina, 2) ácidos húmicos, y 3) ácidos fúlvicos.

Además de estar implicadas en las reacciones de intercambio catiónico, las sustancias húmicas en fase sólida como los ácidos húmicos también adsorben metales mediante la formación de quelatos. Los ligandos orgánicos de bajo peso molecular, no necesariamente de origen húmico, pueden formar complejos solubles con los metales e impedir su adsorción o precipitación. Los compuestos húmicos con grupos reactivos disponibles, como los hidroxilos, fenoxilos y carboxilos forman complejos de coordinación con los iones metálicos. Los grupos carboxílicos de los ácidos fúlvicos y húmicos intervienen de forma importante en el enlace de metales, en consecuencia, la máxima cantidad de cualquier metal que puede ser ligada es aproximadamente igual al número de grupos carboxilo presentes (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990). Una vez que forman estos compuestos, los metales pueden migrar con mayor facilidad a lo largo del perfil. La complejación por la materia orgánica del suelo es uno de los procesos que gobiernan la solubilidad y la biodisponibilidad de metales pesados. La toxicidad de los metales pesados se potencia en gran medida por su fuerte tendencia a formar complejos organometálicos, lo que facilita su solubilidad, disponibilidad y dispersión. La estabilidad de muchos de estos complejos frente a



la degradación por los organismos del suelo es una causa muy importante de la persistencia de la toxicidad. Pero también la presencia de abundantes quelatos puede reducir la concentración de otros iones tóxicos en la solución del suelo en un corto plazo (García y Dorrnsoro, 2002).

**LAS ARCILLAS.**- Son productos de las rocas intemperizadas que comprenden a los minerales de diámetro menor a 2  $\mu\text{m}$ , y dada su gran área de superficie y su carga negativa permanente, contribuyen de forma importante a las propiedades químicas de los suelos. Su estructura consiste de láminas de silicatos (o filosilicatos) organizadas comúnmente en combinaciones de octaedros de Al-OH (láminas de gibsita) y tetraedros de Si-O (láminas de sílice). La arcilla tiende a adsorber a los metales pesados, que quedan retenidos en sus posiciones de cambio. Por el contrario los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los metales pesados, los cuales pasan rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los mantos freáticos (García y Dorrnsoro, 2002; Allen, *et al.*, 1995).

**ESTRUCTURA.**- Favorece la entrada e infiltración de la contaminación de metales pesados en el suelo (García y Dorrnsoro, 2002).

**PROCESO REDOX.**- Los suelos están sujetos a variaciones en su estado de oxidoreducción, éste equilibrio está controlado por la actividad de los electrones libres en medio acuoso. Frecuentemente se expresa como valor pE (el logaritmo negativo de la actividad del electrón). Valores positivos altos de pE favorecen la existencia de especies oxidantes, y los valores negativos están asociados con especies reductoras (Allen, *et al.*, 1995; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

Por otro lado, las condiciones redox pueden afectar indirectamente la movilidad de los metales, dado que los hidróxidos de Fe y Mn no son estables a Eh bajos y se convierten en FeS o FeCO<sub>3</sub> dependiendo de las condiciones químicas, cuando esto ocurre los metales que estaban asociados con éstos hidróxidos se movilizan (García y Dorrnsoro, 2002).

**INTERCAMBIO CATIONICO.**- Se refiere al intercambio entre los iones que balancean la carga en las superficies coloidales y los que se encuentran en la solución del suelo. Tiene las siguientes características: es reversible, controlada por la difusión, estequiometría y preferencia de ciertos iones por el adsorbente. Dicha selectividad se halla determinada por la valencia y grado de hidratación. Entre más alta sea la valencia de un ion, mayor es su poder reemplazante (los iones H<sup>+</sup> se comportan como iones polivalentes) y a mayor grado de hidratación es más bajo su poder reemplazante, así, a mayor tamaño y menor valencia, menos fuertemente quedan retenidos (García y Dorrnsoro, 2002; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

**ÓXIDOS E HIDRÓXIDOS DE Fe Y Mn.**- Juegan un importante papel en la retención de los metales pesados. Tienen una alta capacidad de fijar a los metales pesados e inmovilizarlos. Además, estos compuestos se presentan finamente diseminados en la masa del suelo por lo que son muy activos. Los suelos con altos contenidos de Fe y Mn tienen una gran capacidad de adsorber metales divalentes, especialmente Cu, Pb y en menor extensión Zn, Co, Cr, Mo y Ni.

**CARBONATOS.**- La presencia de carbonatos garantiza el mantenimiento de altos valores de pH, en los que como ya hemos visto tienden a precipitar los metales pesados. El Cd, y otros metales, presentan una marcada tendencia a quedar adsorbido por los carbonatos.

**SALINIDAD.**- El aumento en salinidad puede incrementar la movilidad de metales pesados por dos mecanismos. Primeramente los cationes asociados con las sales (Na, K) pueden reemplazar a metales pesados en lugares de adsorción. En segundo lugar los aniones cloruro pueden formar complejos solubles estables con metales pesados tales como Cd, Zn y Hg. Tienden a dar suelos de pH básicos (García y Dorronsoro, 2002).

**FORMAS QUÍMICAS.**- Como se ha visto, los suelos poseen una gran cantidad de componentes sólidos. Esta heterogeneidad ha llevado al concepto de que el suelo presenta diferentes fracciones químicas y que los elementos traza no están uniformemente distribuidos entre dichas fracciones, las cuales varían entre los diversos autores, sin embargo, varios de ellos coinciden en que los metales se pueden encontrar asociados a:

- a) la solución del suelo como iones o complejos,
- b) los sitios de intercambio,
- c) sitios de sorción específicos,
- d) los óxidos del suelo,
- e) los residuos orgánicos
- f) en la estructura cristalina de los minerales del suelo (Morera, *et al.*, 2001; Kot y Namiesik, 2000; Markert y Frieser, 2000; Mester, *et al.*, 1998; Peters, 1999; Allen, *et al.*, 1995; Bautista Zúñiga, 1994; Farago, 1994; Ross, 1994; Markert, *et al.*, 1993; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

Aquí, es importante destacar que los efectos tóxicos de los metales están determinados más por su forma que por su concentración. Según la forma en la que se encuentre retenido en el suelo, será la disponibilidad relativa para las plantas y por lo tanto su incorporación en los organismos (García y Dorronsoro, 2002):

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Forma de retención en el suelo	Disponibilidad relativa
Iones en solución del suelo	Fácilmente disponible
Ión en complejo de cambio	Relativamente disponibles, ya que por su tamaño pequeño y altas cargas, quedan fuertemente adsorbidos
Metales quelados por compuestos orgánicos	Menos disponibles
Metal precipitado o coprecipitado	Disponible sólo si ocurre alguna alteración química
Incorporado a la matriz biológica	Disponible después de la descomposición
Metal en la estructura mineral	Disponible después de la meteorización

## 4.5 RELACIONES SUELO-PLANTA

### 4.5.1 BIODISPONIBILIDAD PARA LA ABSORCIÓN RADICAL

Típicamente, existen 5 pasos necesarios para el movimiento de un elemento desde el suelo hacia la planta:

- 1) la desorción de los metales de la fase sólida del suelo,
- 2) difusión y convección, ésta última es ocasionada por la transpiración de la planta que provoca el flujo del agua en los poros del suelo hacia las raíces, acarreando así a los iones que se encuentran en solución.
- 3) Sorción en sitios nuevos, después de la desorción, el elemento tiene la probabilidad de reabsorberse antes de llegar a la raíz. Lo cual limita enormemente el movimiento de ciertas formas elementales en los suelos que poseen altas concentraciones de MO o arcillas.
- 4) Absorción por las raíces, que puede ser activa o pasiva, pero en cualquier caso depende de la concentración del elemento en la solución del suelo cerca de la raíz. Ésta puede modificar su ambiente circundante mediante cambios en el pH o potencial redox como consecuencia de la exudación de agentes quelantes orgánicos, que pueden incrementar o disminuir la disponibilidad de ciertos elementos.
- 5) Translocación en la planta, o movimiento hacia la parte superior del organismo, que para algunos metales, especialmente las formas catiónicas, no son tan móviles, por lo que tienden a acumularse en las raíces (Markert y Frieser, 2000).

La absorción y acumulación vegetal de elementos ambientales es posible por dos vías diferentes: 1) el sistema radical, 2) la superficie foliar.

### 4.5.2 ABSORCIÓN RADICAL

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 solubilizar y formar complejos con metales (Salisbury, 1994, Farago, 1994, Markert, *et al.*, 1993).

Los iones que están disponibles con mayor facilidad para las raíces son los que se encuentran disueltos en la solución del suelo, los cuales llegan a las raíces mediante tres mecanismos básicos de transporte: por flujo masivo, pasivo y activo (Salisbury, 1994, Farago, 1994, Markert, 1993).

Durante el fenómeno de transporte masivo el agua se mueve como respuesta a las fuerzas físicas en dirección de los compartimentos de altos potenciales de agua (como en el suelo y las raíces) a compartimentos de bajos potenciales (como en las hojas y el aire), por lo tanto, los iones metálicos y los no metálicos pueden ser conducidos dentro del sistema acuífero (Farago, 1994; Salisbury, 1994).

El transporte pasivo implica el fenómeno de difusión y es un mecanismo exclusivamente de las membranas celulares, en donde los iones pueden entrar libremente a través del apoplasto. Las fuerzas conductoras de estos iones son los gradientes del potencial químico (Farago, 1994; Salisbury, 1994; Markert, *et al.*, 1993).

El transporte activo está mediado por transportadores de membrana. Los iones atraviesan la corteza a través de la membrana plasmática, que contiene numerosas proteínas que reconocen de manera específica determinados solutos, se combinan con ellos y aceleran su introducción. A estas proteínas de transporte se les conoce como portadores y dichos mecanismos parecen depender del tipo de ion, tamaño, valencia y geometría del sitio acarreador químico (Salisbury, 1994; Markert, *et al.*, 1993).

#### **4.5.3 ABSORCIÓN FOLIAR**

La absorción foliar de los solutos se halla supeditada a la especie de planta, su estado nutricional, el grosor de su cutícula, la edad de la hoja, la presencia de células guarda de los estomas, la humedad de la superficie de la hoja y la naturaleza de los solutos. Existen básicamente dos caminos para que los minerales depositados sobre la superficie foliar se introduzcan en el tejido vegetal. Uno es a través de la cutícula y el segundo es a través de los estomas (Salisbury, 1994).

La cutícula es una capa cerosa que cubre las hojas, pétalos de las flores y frutas, y que previene la pérdida de humedad de los tejidos. Esta formada por una mezcla compleja de 3 lípidos de cadena abierta, una gruesa capa intermedia de cutin (polímero de varios ácidos grasos hidroxilados) y una capa inferior formada de cutin y cera mezclada con la pectina y la celulosa de la pared celular. La superficie exterior de la cutícula posee algunos grupos funcionales polares que presentan una ligera carga negativa. Las partículas depositadas sobre la superficie foliar, sólo pueden pasar a través de ésta cubierta por difusión.

Suponiendo que haya penetración de la capa cerosa, los minerales penetrarán la pared celular a través de la ectodermis. Cuando el mineral está quelado por aminoácidos, la velocidad de penetración es mayor que la prevista por un proceso simple de difusión, por lo que se sugiere que los ligandos aminoácidos tienen propiedades que aumentan la permeabilidad. Además de la penetración cuticular, las pulverizaciones foliares pueden introducirse en las células de los tejidos de la planta a través de grietas en la cutícula (Bioiberica, 1999; Farago, 1994, Markert, *et al.*, 1993).

La segunda ruta en importancia para la absorción de partículas depositadas foliarmente es a través de los estomas de las hojas (Bioiberica, 1999; Mansfield, 1998; Salisbury, 1994).

#### 4.5.4 TRANSLOCACIÓN HACIA EL XILEMA Y FLOEMA EN LA PLANTA

Una vez que los iones han sido absorbidos a través de las raíces o las hojas y han sido transportadas hacia los vasos del xilema, existe la posibilidad del movimiento a través de la planta entera. Esta fase se conoce como translocación e implica los siguientes procesos: movimiento a través del xilema y floema, almacenamiento, acumulación e inmovilización en los diferentes órganos de la planta (Salisbury, 1994; Ross, 1994; Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

El agua y los iones absorbidos por las raíces se transportan mediante el xilema hacia las diferentes partes del tallo. Este sistema de transporte consiste de células no vivientes, pero permite el movimiento libre del solvente y el soluto. En contraste, el floema es un tejido viviente (o con células altamente modificadas), que transloca los productos de la fotosíntesis desde las hojas asimiladoras hacia áreas de crecimiento y almacenamiento, incluyendo el sistema radical, pero también redistribuye a los reguladores del crecimiento y otros compuestos a través de la planta (Salisbury, 1994).

El grado y extensión de la translocación depende del metal, el órgano y edad de la planta, así como del 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 translocación de los cationes son los agentes quelantes. Los patrones de distribución y acumulación de los metales varían considerablemente para cada elemento, tipo de planta y temporada de crecimiento (Farago, 1994; Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Las formas químicas de los metales absorbidos por las plantas son muy diferentes, muchos elementos son tomados en forma de iones o quelatos. Mientras que en el xilema, los elementos metálicos generalmente sólo se transportarán si forman quelatos especiales como el citrato. En el floema se presenta una situación particular debida a la alta concentración de fosfatos (normalmente alrededor de 5-10 cmolL<sup>-1</sup>). Por lo tanto todos aquellos cationes, que forman depósitos de fosfatos insolubles se precipitan rápidamente y/o no

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

son transportados por este medio, si no existe un agente quelante específico (Farago, 1994, Markert, *et al.*, 1993).

En consecuencia, el Cd se clasifica como un elemento fácilmente translocado hacia la parte superior del vegetal; mientras que el Ni es de movilidad intermedia, y en el xilema se encuentra como un complejo aniónico. En las hojas, los iones metálicos pueden incorporarse en las proteínas o translocarse alrededor de la planta en el floema con fotosintatos (Farago, 1994, Markert, 1993, Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

## 4.6 DINÁMICA DE LOS METALES EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA

### 4.6.1 CADMIO

Es un elemento no esencial altamente tóxico para plantas y animales, ya que causa severos disturbios sobre la actividad enzimática. El mayor peligro para la salud humana es su acumulación crónica en el hígado y riñón donde puede causar disfunción en la corteza si se excede de los  $200 \text{ mgKg}^{-1}$  en peso fresco. Además interactúa con monómeros de fosfatidiletanolamina y fosfatidiserina con mayor afinidad que el Ca y el Na, y estas interacciones son una parte de la base bioquímica que explica los efectos tóxicos del Cd en las membranas biológicas. La otra parte de su efecto tóxico sobre la función celular es su interacción con los grupos SH de las proteínas y otras biomoléculas (Cervantes y Moreno, 1999). En las plantas, puede inducir el retardo en el crecimiento, deterioro radical, clorosis foliar y coloraciones café-rojizas en los márgenes o venas de las hojas (Das, *et al.*, 1998; Farago, 1994). Asimismo, inhibe la fotosíntesis y la fijación de  $\text{CO}_2$ , puede afectar directamente al ciclo de Calvin, a la concentración y composición de pigmentos, e inhibir la actividad de los fotosistemas, la fosforilación y el transporte de electrones, aunque a bajas concentraciones de Cd, es más sensible el fotosistema II que el fotosistema I (Cervantes y Moreno, 1999).

El cadmio presenta una geoquímica similar a la del Zn, ambos elementos tienen electronegatividades y estructuras iónicas similares, su comportamiento es altamente chalcófilo, aunque el Cd tiene mayor afinidad por el S que el Zn. Las fuentes más abundantes de Cd son los minerales de  $\text{ZnS}$  como la sfalerita y la wurzita, así como minerales secundarios, por ejemplo  $\text{ZnCO}_3$  (smitsonita) que contiene de 0.2 a 0.4% de Cd (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

Dentro del perfil del suelo, el Cd tiende a presentar altas concentraciones en el horizonte superficial lo cual refleja su ingreso por deposición atmosférica, introducción de fertilizantes y el ciclamiento a través de las plantas. El alto contenido de humus también contribuye a la capacidad de adsorción en los horizontes de la superficie, sin embargo el Cd tiende a moverse más fácilmente hacia el resto del perfil. Su tiempo de vida media en los suelos se estima desde 15 hasta 1,100 años (Alloway, 1990).

Es más probable que el ion libre  $Cd^{2+}$  se adsorba más fácilmente sobre las superficies de los sólidos del suelo que las especies aniónicas o neutras. Bajo condiciones óxicas en suelos alcalinos, las especies predominantes serán  $Cd(II)$ ,  $CdCl^+$ ,  $CdSO_4$  y  $CdHCO_3^+$ . El Cd es un ácido débil de Lewis por lo tanto, reaccionará y formará más fácilmente complejos con las bases suaves como los cloruros y los grupos hidroxilos. El pH, la MO y el contenido de hidróxidos son los principales factores que controlan su adsorción. Metales como el Ca, Co, Cr, Cu, Ni y Pb pueden inhibir la adsorción del Cd (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

Se ha demostrado que este elemento interfiere con la absorción y transporte del Ca, Mg, P y K en las plantas. El Cd es fácilmente translocado hacia las partes superiores de la planta, después de su absorción por las raíces. Se ha encontrado que el elemento se enlaza a las fitoquelatinas. También puede ser absorbido foliaramente y translocado hacia otras regiones de la planta, ésta es una ruta significativa en sitios afectados por contaminación atmosférica (Das, *et al.*, 1998; Farago, 1994).

Se cree que se concentra en las fracciones proteínicas de las plantas, donde se enlaza a las fitoquelatinas; se absorbe en las zonas radicales vitales. Frecuentemente, las raíces contienen 10 veces menos Cd que el tallo, dado que las primeras actúan como barreras. El pH del suelo, es el principal factor que determina su disponibilidad, la cual se mejora a pH's por debajo de 6.0 (Das, *et al.*, 1998; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

#### 4.6.2 NIQUEL

Existen buenas evidencias que indican que el  $Ni^{2+}$  es un elemento esencial para las plantas. Desde hace muchos años se sabe que el níquel es parte fundamental de una enzima denominada ureasa, que cataliza la hidrólisis de urea en  $CO_2$  y  $NH_4^+$ . Es tóxico para plantas y animales bajo condiciones de exposición severa y puede ser carcinogénico. (Salisbury, 1994).

El Ni puede presentar varios estados de oxidación, pero sólo el Ni(II) es estable en un amplio rango de valores de pH y condiciones de oxido-reducción encontradas en el ambiente del suelo. El radio iónico del Ni(II) es de 0.065 nm (cercano al del Fe, Mg, Cu y Zn), por lo cual puede reemplazar metales esenciales en las metaloenzimas y causa disrupción sobre las rutas metabólicas. La absorción del Ni se mejora a valores bajos de pH, e incrementa su solubilidad y disponibilidad a pH's de por lo menos 6.5 como consecuencia del rompimiento de los complejos de Ni en los suelos con los óxidos de Fe y Mn. Parece ser que los ácidos orgánicos están implicados en la tolerancia y acumulación del Ni (Farago, 1994).

La movilidad del Ni en los suelos incrementa cuando el pH y la CIC disminuyen. Los hidroxicomplejos  $Ni(OH)^+$  y los iones  $Ni^{2+}$  son las formas principales en la

solución del suelo con pH's por encima de 8, bajo condiciones óxicas en suelos alcalinos predominarán formas como  $\text{NiCO}_3$ ,  $\text{NiHCO}_3^+$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  y  $\text{NiB(OH)}_4^+$ . Su movilidad en las plantas es intermedia y su concentración generalmente refleja las concentraciones del elemento en los suelos (Farago, 1994; Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Alloway, 1990).

#### 4.7 TOXICIDAD

El exceso de metales pesados en el ambiente es tóxico para las plantas, principalmente debido a su interacción con otros iones. Esta situación, que puede ser debida a causas naturales o a acciones antropogénicas provoca generalmente una reducción del crecimiento y de la producción vegetal, además de suponer un riesgo para la salud humana (Markert y Frieser, 2000).

La toxicidad, generalmente se define como el efecto dañino de un compuesto sobre los organismos vivientes y existen 2 categorías:

- a) Toxicidad aguda: una dosis grande del tóxico, durante un periodo de exposición corto, que frecuentemente resulta letal.
- b) Toxicidad crónica: dosis bajas del veneno durante un largo período de tiempo, que generalmente pueden ser parcial o totalmente letales (Farago, 1994).

A nivel celular un metal puede ser nocivo si:

- 1) bloquea los grupos funcionales de moléculas biológicamente importantes, como enzimas, polinucleótidos o sistemas de transporte de nutrientes;
- 2) desplaza y/o sustituye iones metálicos esenciales de biomoléculas y unidades celulares funcionales;
- 3) desnaturaliza e inactiva enzimas; y
- 4) altera la integridad de las membranas celulares y los organelos (Ross, 1944).

En las plantas superiores, son las células radicales las que regularmente experimentan primero dichas repercusiones y sufren varios grados de toxicidad, consecuencia de la acción de los metales sobre diversos procesos fisiológicos como la inhibición de la fotosíntesis y respiración; alteración de las relaciones hídricas con estrés y marchitamiento resultantes; incremento de la permeabilidad de las membranas plasmáticas de las células; pérdida paulatina de la selectividad iónica radical, derivado de cambios en el pH del citoplasma y el potencial eléctrico de la membrana plasmática, y finalmente por efectos adversos sobre la actividad de las enzimas metabólicas, dichas transformaciones se ven reflejadas por la presencia de diferentes síntomas durante el curso del crecimiento vegetal (Farago, 1994; Ross, 1994).

De tal forma, los siguientes síntomas se pueden usar como criterios para confirmar la toxicidad por metales:

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



- 1) las plantas muestran daños persistentes (clorosis o necrosis, disminución de su tamaño o de la población);
- 2) existe acumulación en los tejidos vegetales de uno o más metales potencialmente fitotóxicos;
- 3) presencia de alteraciones que no se deben a otros desordenes en el crecimiento de la planta (Farago, 1994; Ross, 1994).

La forma química en la cual ocurre el metal es de gran importancia toxicológica, dado que puede ser transformado en el organismo mediante diversos procesos metabólicos (oxidación, reducción, metilación, etc.) y mostrar por consecuencia diversos grados de toxicidad. Asimismo, la forma química de un metal en un tejido u órgano blanco no es necesariamente idéntica a la composición en la cual fue absorbido o excretado (Markert y Frieser, 2000).

En consecuencia, las adaptaciones de las plantas al estrés por metales incluyen:

- absorción selectiva de iones por la raíz, que puede disminuir por unión a compuestos localizados en las paredes de las células o por la restricción de su transporte a través de la membrana plasmática,
- disminución de la permeabilidad de membranas u otras diferencias en su estructura y función,
- inmovilización de iones en ciertos compartimentos celulares, sobre todo en la vacuola, donde no son perjudiciales para las células
- complejación del metal a compuestos orgánicos producidos especialmente para tal fin, como las fitoquelatinas, que son sustancias específicas ricas en aminoácidos, mayoritariamente glicina, alanina, ác. glutámico y cisteína, que se unen a los metales mediante la formación de enlaces tiol con los restos de cisteína de su molécula. No todas las plantas parecen ser capaces de producir dichos polipéptidos y se ha demostrado que metales como el Cd, Pb, Sb, Ag, Ni, Hg, Cu, Sn y Au inducen su formación, siendo el Cd un fuerte inductor
- alteración de patrones metabólicos -incremento o inhibición del sistema enzimático por acción de metabolitos antagónicos-,
- transformación en especies metálicas volátiles,
- reemplazamiento de metales fisiológicos de las enzimas por metales tóxicos,
- exudación de ligandos orgánicos de las células radicales, que pueden ligar o quelar metales en la rizósfera y volverlos menos o totalmente indisponibles para la absorción radical. Se cree que la exudación se debe a cambios en el potencial eléctrico celular como resultado de la toxicidad metálica. Dado que la quelación de metales al exterior de la raíz -dependiendo de los ligandos orgánicos implicados-, puede reducir la absorción de metales, la exudación puede entonces conferir tolerancia a metales en esas plantas. Sin embargo, algunos quelatos orgánicos se han usado para solubilizar metales del suelo para facilitar la absorción vegetal en los casos de deficiencia de micronutrientes.

- liberación de iones del sistema vegetal por defoliación (Farago, 1994; Ross, 1994; Markert, 1993, Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

La toxicidad de un suelo debida a metales pesados y elementos asociados es una consecuencia directa de sus concentraciones en las fases biodisponibles; es decir, la solución del suelo y las formas adsorbidas, y a ella se deberían referir los diferentes niveles de toxicidad. Pero dada la dificultad de extracción, las normas prefieren evaluar la cantidad total del elemento tóxico presente. Asimismo, cabe destacar que la concentración en la fase disponible es una medida directa de la peligrosidad real o presente, mientras que la concentración total es válida para evaluar la peligrosidad potencial o futura y solo representa de una manera indirecta y aproximada la toxicidad actual de un suelo (García y Dorrnsoro, 2002).

#### 4.8 NIVELES DE REFERENCIA DE Cd Y Ni EN SUELOS Y PLANTAS

Para definir los umbrales de toxicidad para los distintos contaminantes, el primer paso, es calcular los valores normales que presentan los suelos naturales, no contaminados. A partir de este fondo geoquímico se puede establecer los niveles mínimos que pueden representar contaminación y definir los niveles de toxicidad, los cuales han de ser contrastados con estudios sobre las repercusiones en vegetales y animales. Para el reconocimiento de la contaminación se utilizan los "niveles de referencia" que conllevan sistemas de alerta, vigilancia y control. Por encima de estas guías se encuentran los "niveles de intervención" que obligan ya a tomar medidas correctoras (cuadros 1 y 2) (García y Dorrnsoro, 2002).

**Cuadro 1.- Niveles de referencia de Cd y Ni en suelos y plantas**

Elemento	Rangos normales en suelos	Concentraciones críticas en suelos (mg Kg <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	Rangos normales en plantas	Concentraciones críticas en plantas	
				a	b
Cd	0.01-2.0	3-8	0.1-2.4	5-30	4-200
Ni	2-750	100	0.02-5	10-100	8-220

Notas y fuentes:

<sup>a</sup>La concentración crítica es el nivel por encima del cual los efectos tóxicos son presumibles. Datos de Alloway, 1990. a, datos de Kabata-Pendias, A y Pendias, H. 1992; b, valores que causan un 10% de depresión en la población. Datos tomados de Alloway, 1990.

**Cuadro 2.- Umbrales de concentración de metales que se consideran excesivos en suelos (mg Kg<sup>-1</sup>)**

Metal	A		B	C	
	1	2	3	4	5
Cd	1	20	3	3	15
Ni	50	500	75	-	-

Notas y fuentes:

A: 1: Nivel de referencia indicativo por encima del cual hay contaminación demostrable.

2: Nivel C en Holanda. Superado este valor el suelo ha de ser saneado. Datos tomados de Tentative Netherlands Soil Quality Criteria, 1994.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

B: 3: Máximo aceptable en suelos agrícolas (CE, 1986). Datos tomados de García y Dorrnsoro, 2002.

C: 4: Concentraciones indicativas por encima de las cuales se requieren acciones de remediación en suelos habitacionales y agrícolas.

5: Concentraciones indicativas por encima de las cuales se requieren acciones de remediación en parques, zonas recreativas y espacios abiertos. Datos tomados de UK's Interdepartmental Committee on the redevelopment of the contaminated land, 1998.

Como se observa hay bastante diferencia entre los distintos umbrales establecidos. La diversidad de los suelos y sus propiedades son los principales responsables de esta diversidad. Pero también la ausencia de una casuística amplia ha impedido la deseable unificación de criterios.

#### 4.9 DESCRIPCIÓN DE LA ESPECIE

Reino:	Plantae
División:	Embryophyta
Subdivisión:	Angiospermae
Clase:	Dicotyledoneae
Orden:	Geraniales
Familia:	Zygophyllaceae
Género:	<i>Laurea</i>
Especie:	<i>tridentata</i> Cav.
Nombre común:	Gobernadora



Especie arbustiva de 1.00 a 3.5 m de altura. Las hojas son opuestas, persistentes, compuestas por dos folíolos oblongos u obovados, alargados y algo encorvados, de 1 cm de largo por 5 mm de ancho, densamente pubescentes y cubiertos de una materia resinosa de olor penetrante que recuerda al de la creosota; son de color verde oscuro o verde amarillento. Las flores son solitarias; los pétalos de color amarillo, de 8 a 10 mm de longitud, constan de un cáliz de cinco sépalos imbricados y caedizos; la corola con cinco pétalos que son más largos que los sépalos; posee 10 estambres insertados en la base, con filamentos y anteras oblongas; el ovario es sésil y súpero con cinco lóculos, globoso y pubescente; el estilo con cinco divisiones y cinco estigmas. El fruto es globoso, formado por cinco carpelos densamente pilosos con largos filamentos. La semilla es alargada y algo encorvada.

Es un arbusto ampliamente distribuido en el suroeste de Estados Unidos y el noroeste de México. De la familia Zygophyllaceae, es una planta robusta que crece de forma abundante de más de 1.0 m de tamaño, con hojas compuestas siempre verdes cubiertas por una capa cerosa y menores a 0.5 cm de largo. Las flores son amarillas y tienen 5 pétalos. Las principales etapas de floración son en primavera e invierno. El fruto es blanco, redondo y veloso de aproximadamente 0.5 cm de tamaño (Pima Dept. of biology, 2002; Desert plants and wildflowers, 2000).

De todas las plantas perennes de Norteamérica, se cree que la gobernadora es la más tolerante a las sequías. Puede vivir sin lluvia por al menos dos años y sobrevive en áreas que reciben solo 3'' de lluvia por año en promedio (Pima Dept. Of biology, 2002).

Posee un patrón radical flexible y morfología variable. De fisiología C<sub>3</sub> en la temporada invernal de crecimiento, donde la orientación de sus tallos y hojas maximiza la intercepción de la luz en las primeras horas de la mañana cuando las temperaturas bajas y la humedad relativamente alta permiten la apertura de los estomas y el uso eficiente del agua durante la fotosíntesis. La morfología de cono invertido de las plantas jóvenes y de las plantas que crecen en ambientes extremadamente secos maximiza la canalización del flujo de agua por las raíces desde los sitios de almacenamiento profundo en los suelos. De este modo puede producir follaje, flores y frutos durante las sequías (Whitford, 1998).

En las zonas con "alta precipitación pluvial" (>100 mm año<sup>-1</sup>), la productividad de la planta esta limitada por la disponibilidad del nitrógeno. La morfología del dosel del arbusto es determinante en el contenido de éste nutriente y de la materia orgánica del suelo. Los arbustos con conos invertidos no acumulan capas de litter por debajo del dosel mientras que aquellos con una forma esferoide desarrollan capas de litter y elevadas concentraciones de nitrógeno. El flujo del agua en el tallo esta enriquecida por nutrientes de la capa microbiana. Así el dosel del arbusto afecta la abundancia y diversidad de las plantas anuales que crecen a su sombra (Whitford, 1998).

En cuanto a su importancia médica, se le ha usado como ingrediente en los suplementos alimenticios debido a su gran contenido de antioxidantes, sin embargo, se ha determinado que puede causar daños irreversibles en el hígado (Sheik, *et al.*, 1997; Obermeyer, *et al.*, 1995), asimismo, se ha aislado el ácido nordihidroguaiaretico que es capaz de inhibir la transactivación del virus de inmunodeficiencia humana (VIH-1) mediante la protección de los linfoblastoides y supresión de la replicación de 5 cadenas de VIH-1 (Gnabre, *et al.*, 1996; Gnabre, *et al.*, 1995).

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## V. OBJETIVOS

### OBJETIVO GENERAL:

- Evaluar la influencia que la zona de tratamiento de residuos tiene sobre su ambiente circundante utilizando como criterio los niveles de concentración de Cd y Ni en los tejidos de *Larrea tridentata* Cav. y el suelo a lo largo de un gradiente espacial.

### OBJETIVOS PARTICULARES:

- Determinar Cd y Ni en los tejidos vegetales y el suelo a lo largo del gradiente espacial.
- Cuantificar Cd y Ni en raíz, tallo y hoja de *L. tridentata* con el fin de conocer el órgano de bioacumulación.
- Caracterizar física y químicamente el suelo con el fin de interpretar la movilidad y disponibilidad de los metales.
- Establecer correlaciones entre las propiedades del suelo y los contenidos del metal, en éste y en los tejidos vegetales.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## VI. HIPÓTESIS

Si el viento causa la dispersión de partículas mayores y menores a diez micras, y la vegetación circundante las puede atrapar por depositación, entonces se encontrarán niveles superiores a los normales de Cd y Ni en los tejidos de *Larrea tridentata* Cav. y en el suelo adyacentes al límite perimetral de la planta de tratamientos, siendo dichas concentraciones más intensas en dirección al flujo de los vientos dominantes a lo largo de un gradiente espacial.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## VII. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se ubica a 42 km al norte de la cabecera municipal de Mina, en el estado de Nuevo León y de acuerdo con estudios previos realizados con base en la NOM-055-ECOL-93, reúne los requisitos para el confinamiento y tratamiento de residuos, motivo por el cual, se han venido depositando dichos materiales desde hace más de 10 años.

El área de superficie seleccionada para realizar esta investigación se determinó con base en recorridos de campo, apoyados por las cartas topográfica, edafológica, uso de suelo y vegetación, escala 1:50 000 de CETENAL (1972) y fotografía aérea. De esta forma, se utilizaron como criterios las principales características ambientales (topografía, dirección de los vientos dominantes, el tipo de vegetación y su estado físico), estableciéndose una zona de influencia de 300 m de diámetro a partir del límite perimetral de la Planta de tratamientos.

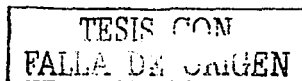
### 7.1 GEOLOGÍA

Mina pertenece a la provincia geológica de la Sierra Madre Oriental, la cual ocupa la mayor parte de la porción occidental del estado. Las rocas más antiguas de esta provincia, son esquistos del precámbrico (1000 millones de años). Hay afloramientos de areniscas y asociaciones de lutitas y areniscas intercaladas pertenecientes al Triásico (230 millones de años). El Jurásico Superior (150 millones de años) y el Cretácico (110 millones de años) están representados por afloramientos masivos de calizas, lutitas y asociaciones de calizas-lutitas y lutitas-areniscas (INEGI, 1981).

### 7.2 FISIOGRAFÍA

El municipio pertenece a la subprovincia Pliegues Saltillo-Parras, cuyos llanos más bajos se encuentran a aproximadamente 1600 msnm, forma parte de la región conocida como Mesa del Norte y está constituida por dos tipos de terrenos: los llanos donde dominan las lutitas y las areniscas; y las sierras alternadas con valles anticlinales con depósitos aluviales. En las sierras y lomeríos de la subprovincia se presentan los suelos denominados litosoles. Asociados a ellos se encuentran los regosoles calcáricos, sobre todo en las sierras, que se han derivado de las lutitas-areniscas. En los lomeríos se encuentran las rendzinas y en los pliegues de la sierra se hallan con bastante abundancia los suelos de yeso, clasificados como yermosoles gypsicos, háplicos y cálcicos. Estos suelos son los que dominan en las bajadas y el valle intermontano, donde se asocian con regosol calcárico y xerosol háplico o litosol (INEGI, 1981).

En el área de estudio se localizan 3 tipos de suelo: litosol, regosol y yermosol.



Los litosoles son suelos que se encuentran en todos los climas y con muy diversos tipos de vegetación. Se caracterizan por tener una profundidad menor de 10 cm hasta la roca, tepetate o caliche duro. Se localizan en todas las sierras de México, y en mayor o menor proporción, en laderas, barrancas y malpaís, así como en lomeríos y en algunos terrenos planos. Tienen características muy variables, en función del material que los forma. Pueden ser fértiles e infértiles, arenosos o arcillosos. Su susceptibilidad a erosionarse depende de la zona donde se encuentren, de la topografía y del mismo suelo, y puede ser desde moderada hasta muy alta (INEGI, 1999; INEGI, 1990).

Los regosoles se encuentran en diferentes climas y con diversos tipos de vegetación. Se caracterizan por no presentar capas distintas. En general son claros y se parecen bastante a la roca que los subyace, cuando no son profundos. Se encuentran en las playas, dunas y en todas las sierras mexicanas, muchas veces acompañado de litosoles y de afloramientos de roca o tepetate.

Frecuentemente son someros, su fertilidad es variable y su uso agrícola está principalmente condicionado a su profundidad y al hecho de que no presente pedregosidad. Son de susceptibilidad variable a la erosión (INEGI, 1999)

Los yermosoles son suelos que se presentan en las zonas áridas del norte del país. Su vegetación natural es de matorrales o pastizal. Se caracterizan por tener una capa superficial clara y un subsuelo rico en arcilla o similar a la capa superficial. Presentan también en ocasiones acumulación de cal o yeso en el subsuelo o bien caliche, a veces son salinos. Se diferencian de los xerosoles porque presentan una capa superficial aún más pobre en humus que éstos. El yermosol háplico no posee un subsuelo con acumulación de arcilla (INEGI, 1990).

### 7.3 CLIMA

La provincia de la Sierra Madre Oriental posee climas que se caracterizan por la baja humedad y la escasa precipitación, ocasionadas, entre otros factores, por la influencia de vientos secos en la zona.

En el área de transición de la sierra al altiplano, se desarrolla una serie de fenómenos climáticos complejos que originan una retención de humedad en las partes altas de la sierra, por lo que los vientos pasan secos a la vertiente interior, en las sierras y llanuras occidentales, desarrollando franjas climáticas orientadas de norte a sur, de tipo templado y muy seco. Estos últimos son los más extremos en cuanto a humedad, es decir, las condiciones de evaporación son mucho más elevadas que el régimen de precipitación (INEGI, 1981).

Mina, posee un clima muy seco semicálido extremo con lluvias en verano (BWhw(e)), que se caracteriza por un porcentaje de lluvia invernal de 5 a 10.2, un rango de precipitación total anual de 200 a 300 mm (cuadro 5), y una temperatura media anual de 18-21°C (cuadro 3). La precipitación mensual máxima ocurre en septiembre, con 50 a 55 mm, y el mes que presenta menos



lluvias es marzo con menos de 6 mm (cuadro 6). En el mes de julio se da la temperatura media más alta, con un rango entre 23 y 26°C y la mínima en enero o diciembre es de 12 y 14°C (cuadro 4).

**Cuadro 3.- Temperatura media anual**

Temperatura	PERIODO	PROMEDIO (°C)
Media anual	1960-1997	20.6
Del año más frío		14.7
Del año más caluroso		23.1

Fuente: INEGI, 2000.

**Cuadro 4.- Temperatura media mensual**

PERIODO	MES											
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1960-1997	12.8	15.8	18.7	21.7	23.9	25.1	25.3	24.9	23.2	20.6	20.5	15.2
Año más frío: 1997	10.2	11.9	14.3	14.1	16.9	18.7	18.9	17.4	17.1	13.9	13.7	9.0
Año más caluroso: 1995	17.3	21.7	22.1	24.0	26.4	23.3	26.4	25.9	24.9	21.1	24.1	19.4

Fuente: INEGI, 2000.

**Cuadro 5.- Precipitación total anual**

PRECIPITACIÓN	PERIODO	PROMEDIO (mm)
Total anual	1960-1997	258.6
Del año más seco		35.0
Del año más caluroso		828.4

Fuente: INEGI, 2000.

**Cuadro 6.- Precipitación total mensual**

PERIODO	MES											
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
1956-1997	9.9	7.8	5.8	10.7	21.8	30.9	27.3	43.3	53.9	19.2	12.2	15.8
Año más seco: 1991	0	0	0	0	0	0	0	0	26.0	0	0	9.0
Año más lluvioso: 1973	16.0	34.0	0	0	9	423.4	0	89.0	229.0	28.0	0	0

Fuente: INEGI, 2000.

### 7.3.1 VIENTOS

Por su localización astronómica, la parte norte del país está en la zona subtropical de alta presión, donde predominan los vientos del oeste, entre los anticiclones de los océanos Atlántico y Pacífico.

A partir del equinoccio de primavera, del hemisferio norte, se inicia el desplazamiento de la zona subtropical de alta presión hacia el norte, y queda la mayor parte del país bajo la influencia de los alisios del noreste, los que adquieren elevada humedad en su paso por el Golfo de México. Estos vientos

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

penetran hacia la Sierra Madre Occidental y originan las lluvias que se registran en verano y parte del otoño (Ayllón, 1996).

Después del equinoccio de otoño y durante todo el invierno, la faja subtropical de alta presión y la zona de los alisios se desplazan hacia el sur, y en el norte dominan los vientos del oeste. Estos vientos predominantes del oeste se originan en la zona anticiclónica, donde descienden las calmas tropicales; en verano son cálidos y secos, y fríos en invierno (Ayllón, 1996). De tal forma, los vientos dominantes en el sitio son en orden de importancia: NE, N, NO, SE, SW y S (INEGI, 2000; García, 1983; INEGI, 1981; CNA, 1980-2001).

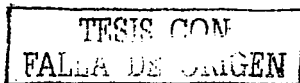
#### 7.4 VEGETACIÓN

El matorral xerófilo constituye la vegetación de una parte de la planicie costera nororiental, desde el este de Coahuila hasta el centro de Tamaulipas, penetrando hacia muchos parajes de la Sierra Madre Oriental. La fisonomía vegetal del sitio corresponde a la comunidad denominada Matorral Inerme Parvifolio, donde previamente, se determinó la abundancia y dominancia de especies en el sitio (Magurran, 1989; Odum, 1978), tomándose como organismo en estudio a *Larrea tridentata* Cav., por ser esta especie el dominante ecológico (Rzedowski, 1978).

La gobernadora es una de las especies xerófitas que puede vivir en condiciones de aridez más extremas que se presentan en México, sin ser suculenta ni presentar espinas, ni tomento y siendo además perennifolia, se trata de una planta que carece de adaptaciones morfológicas muy conspicuas en relación con la sequía (Mabry, 1977).

Algunos matorrales de *Larrea tridentata* constan casi exclusivamente de una sola especie leñosa, todas las plantas arbustivas tienen altura parecida y las distancias entre los individuos son más o menos iguales. Estos matorrales son esencialmente siempre verdes, aunque el color del follaje del arbusto dominante se torna café-amarillento e incluso llega a perderse parcialmente si la sequía es muy acentuada y persistente (Rzedowski, 1978).

La gobernadora ocupa característicamente llanuras con suelo profundo, así como las partes inferiores de los abanicos aluviales. En ningún sitio de su área de distribución parece llover menos de 150 mm en promedio anual y a menudo es la única especie dominante (Mabry, 1977).



## VIII. MATERIALES Y MÉTODOS

### 8.1 MUESTREO

A partir del límite del área de tratamientos se establecieron 4 cuadrantes de acuerdo a los 4 puntos cardinales, delimitados por radios individuales de 300 m de longitud, en cada uno de los cuales se instalaron 3 puntos de muestreo separados entre sí por una distancia de 100 m, obteniéndose un área total de muestreo de 0.28 Km<sup>2</sup> con 12 estaciones (100 m: O-S, E-N, S-E, N-O; 200 m: N-O, E-N, S-E, O-S; 300 m: E-N, N-O, O-S, S-E) como se muestra en la figura 1.

En cada una de los puntos así establecidos se muestreo al azar, 5 individuos de *Larrea tridentata* a través de todo el cuadrante y siguiendo la trayectoria de las manecillas del reloj, hasta finalizar en la siguiente estación de distancia correspondiente. Así mismo, se colectaron 5 muestras de suelo que representan los primeros 10 cm de profundidad y 5 muestras de 10-40 cm (principal zona del sistema radical) y tomando en cuenta la cobertura de la planta. Se realizó el mismo procedimiento para cada una de las 12 estaciones hasta obtener un total de 60 muestras de suelo y planta respectivamente.

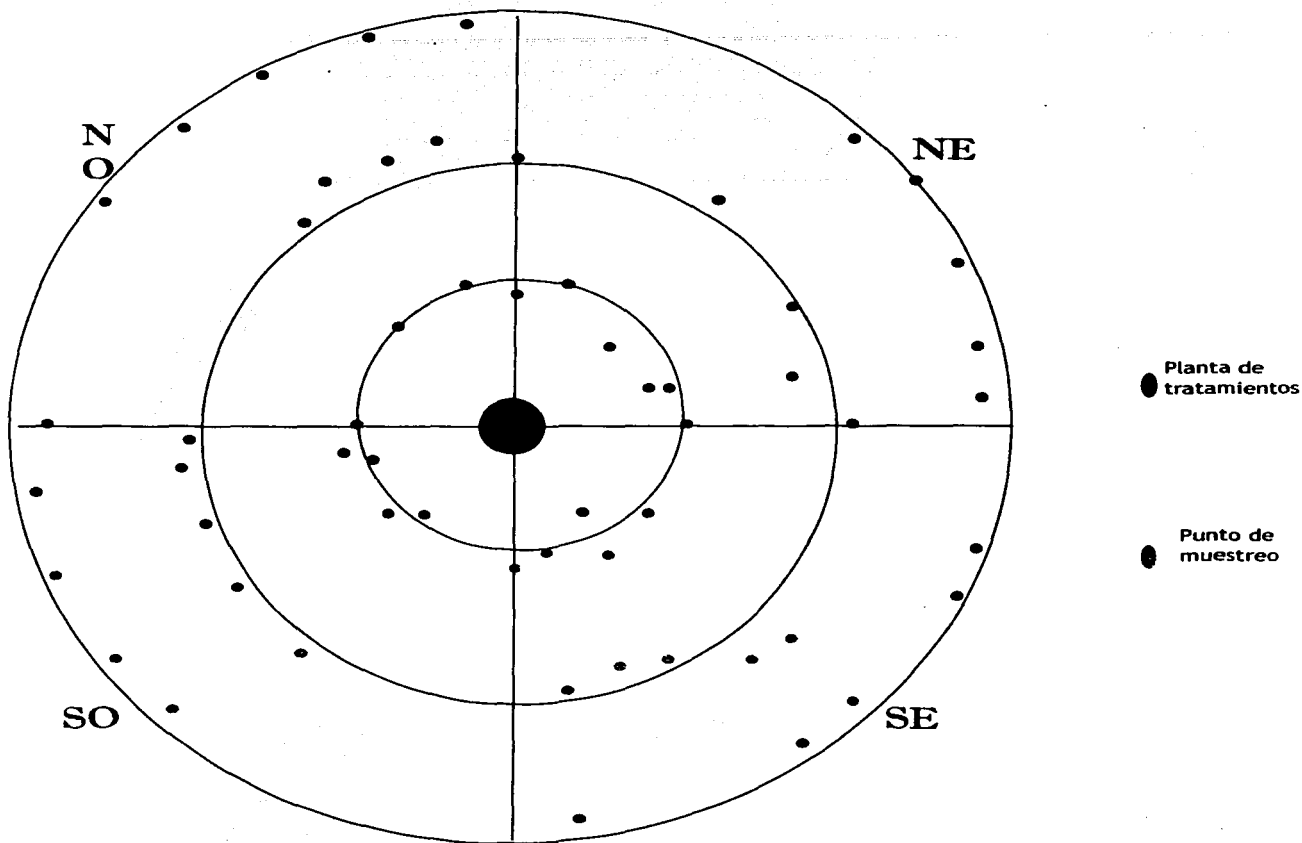
#### 8.1.1 SUELO

En el área seleccionada se realizó la apertura de un perfil de suelo para realizar su descripción morfológica y toma de muestras con base en el manual de FAO (1977), el número de perfiles se definieron con base en la heterogeneidad del suelo y vegetación. Posteriormente, a cada muestra de suelo se le determinaron las siguientes propiedades:

Cuadro 7. Propiedades del suelo

Textura
Retención de humedad
Densidad aparente
Densidad real
Conductividad eléctrica
pH
Capacidad de Intercambio Catiónico
Materia Orgánica

Para la cuantificación de metales pesados se realizaron muestras compuestas de 0 a 10 cm y de 10-40 cm de profundidad tomando en cuenta la cobertura de la planta (<sup>a</sup>EPA,1998; <sup>b</sup>EPA,1998; Russell, 1994), cada una de ellas representa los muestreos individuales realizados y se prepararon por triplicado. Por lo que tenemos: 12 estaciones x 10 muestras x 3 repeticiones dando un total de 360 muestras analizadas, sin embargo, los resultados se manejan en promedios por estación.



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo

### 8.1.2 VEGETACIÓN

Se colectaron 5 individuos incluyendo la raíz de la especie seleccionada, en cada uno de los 12 puntos antes señalados. En el caso de la raíz, se realizó un lavado previo con agua bidestilada, con el fin de eliminar las partículas de suelo adheridas a su superficie. Adicionalmente, se realizaron muestras compuestas por individuo de raíz, tallo y hoja (EPA, 1996<sub>b</sub>). De acuerdo con esto, se obtuvo un factorial que consiste en: 12 puntos x 5 muestras de planta x 3 órganos vegetales x 3 repeticiones dando un total de 540 muestras individuales. Al igual que con el suelo, los resultados se manejan en promedios por estación.

Con la finalidad de evitar la variabilidad de los datos en función de la edad de los organismos, se realizó un muestreo estandarizado de acuerdo con Mulgrew y Williams (2001). Así mismo, la muestra compuesta se realizó mezclando homogéneamente las submuestras de la misma sección del suelo o del vegetal y tenían la misma masa (Farago, 1994; Markert, *et al.*, 1993).

### 8.2 FASE EXPERIMENTAL

Las muestras de suelo se secaron al aire, se rompieron los agregados y se tamizaron con una malla plástica de 22mm para eliminar las partículas mayores. Las muestras vegetales se secaron a 70°C durante 48 horas, en una estufa marca NAPCO. A continuación fueron maceradas y almacenadas en bolsas de polietileno.

Se realizó una digestión ácida por microondas (EPA, 1996; Hildebrand y Cannon, 1993; Mueller y Smith, 1992), para lo cual se pesó 0.5 g de cada muestra se adicionó 10 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado (Baker L. V1906), se calentó de 170-180°C durante 10 minutos. Se filtró y diluyó a 50 mL. Los extractos fueron analizados por Espectrofotometría de Absorción Atómica (Analyst 100, Perkin Elmer), bajo las siguientes condiciones:

**Cuadro 8.- Condiciones experimentales**

Condiciones	Cadmio	Níquel
Longitud de onda (nm)	228.8	232
Slit (nm)	0.7	0.2
Corriente de la lámpara (mA)	4	15
Condiciones de la flama	Oxidante	Oxidante

Se utilizaron estándares de 1000 ppm de Cd (Baker, L. C3215) y Ni (Baker, L. M5409), para la preparación de las curvas de calibración.

## IX. RESULTADOS

### DESCRIPCIÓN MORFOLÓGICA DEL PERFIL DE SUELO

No. PERFIL.: No. 1

UBICACIÓN: 26° 14' 23.8" latitud norte y 100° 53' 31.4" longitud oeste.

ALTITUD: 743 msnm

PENDIENTE: 2-3 %

EXPOSICIÓN: Oeste

DRENAJE: Suelo bien drenado

MATERIAL GEOLÓGICO: Rocas sedimentarias lutíticas

ORIGEN DEL SUELO: In situ

PERMEABILIDAD: Rápida

REGIÓN FISIAGRÁFICA: Sierra Madre Oriental

USO ACTUAL: Confinamiento de residuos industriales

VEGETACIÓN: Matorral inerme con asociación de matorral mediano espinoso (mezquite)

TIPO DE SUELO: Yh, Yermosol háplico

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A	130	La superficie del perfil está constituida por material de origen mineral sin rocas expuestas y pedregosidad escasa. El suelo esta seco en la superficie y el color es uniforme sin manchas, en seco: 2.5Y5/4 café amarillento claro y en húmedo: 2.5Y6/3 café olivo claro. Hacia abajo el material se observa compacto, ligeramente húmedo, resistente al corte, con poros pequeños redondos dentro de los agregados. La estructura es moderada con agregados definidos, pequeños que ofrecen cierta resistencia a la presión, el material se adhiere ligeramente a los dedos y es muy firme en cuanto a su consistencia en húmedo. No presenta cutanes, nódulos ni concreciones. La permeabilidad es rápida, presenta raíces escasas de finas a delgadas. La reacción al HCl es fuerte y al H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> moderada.
C	60	El suelo esta ligeramente húmedo, presenta color en seco 2.5Y5/4 café amarillento claro y en húmedo: 2.5Y6/3 café olivo claro. Es mucho más compacto, ofrece mayor resistencia al corte, presenta pocos poros pequeños redondos dentro de los agregados. La estructura es moderada con agregados definidos, pequeños duros cuando secos, el material se adhiere ligeramente a los dedos y es muy firme en cuanto a su consistencia en húmedo. Presenta nódulos de CaCO <sub>3</sub> pero no presenta cutanes ni concreciones. La permeabilidad es lenta, no presenta raíces. La reacción al HCl es muy fuerte y al H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> moderada.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

**Cuadro 9.- PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL PERFIL DEL SUELO**

PROPIEDAD	METODO	Horizonte A	Horizonte C
Retención de humedad (%)	Gravimétrico	90.75	18.43
Densidad aparente ( $\text{gcc}^{-1}$ )	Probeta (Palmer y Troeh, 1989)	1.504	1.446
Densidad real ( $\text{gcc}^{-1}$ )	Probeta (Palmer y Troeh, 1989)	2.5	2.43
Espacio Poroso (%)	Foth, 1980	39.20%	39.40%
Conductividad eléctrica ( $\text{dSm}^{-1}$ )	Bowen y Wilcox, 1965	0.0133	0.0114
PH	Potenciométrico (Corning 12)	7.92	8.08
CIC $\text{cmolKg}^{-1}$	Versenato (Jackson, 1979)	10.7	22.8
MO (%)	Walkley-Black (Jackson, 1979)	0.697	0.764
Arena (%)	Hidrómetro de Bouyoucos (Jackson, 1979)	45.84	47.84
Limo (%)	Hidrómetro de Bouyoucos (Jackson, 1979)	52.36	51.96
Arcilla (%)	Hidrómetro de Bouyoucos (Jackson, 1979)	1.8	0.2
Clasificación textural	(Jhonson, 1979)	Migajon limoso	Migajon

**Cuadro 10.- Concentraciones de cadmio en el sistema suelo-planta, presentados como media aritmética  $\pm$  DE.**

Estación	Suelo ( $\text{mgkg}^{-1}$ )		Planta ( $\text{mgkg}^{-1}$ )		
	Superficial	10-40 cm	Hoja	Tallo	Raíz
100 m O-S	4.542 $\pm$ 1.50	3.385 $\pm$ 1.68	2.199 $\pm$ 0.20	1.420 $\pm$ 0.21	1.666 $\pm$ 0.43
100 m E-N	2.836 $\pm$ 1.84	0.985 $\pm$ 0.31	2.382 $\pm$ 1.78	2.184 $\pm$ 1.98	2.333 $\pm$ 1.95
100 m S-E	2.300 $\pm$ 1.74	0.671 $\pm$ 0.15	2.031 $\pm$ 0.30	1.263 $\pm$ 0.14	1.389 $\pm$ 0.06
100 m N-O	ND	ND	1.922 $\pm$ 0.28	1.352 $\pm$ 0.39	1.541 $\pm$ 0.25
200 m N-O	3.015 $\pm$ 0.77	2.138 $\pm$ 0.21	1.481 $\pm$ 0.23	1.017 $\pm$ 0.03	1.545 $\pm$ 0.38
200 m E-N	2.192 $\pm$ 0.94	ND	2.982 $\pm$ 0.48	2.480 $\pm$ 0.55	2.688 $\pm$ 0.46
200 m S-E	0.884 $\pm$ 0.37	0.609 $\pm$ 0.06	2.578 $\pm$ 0.39	2.411 $\pm$ 0.28	2.199 $\pm$ 0.66
200 m O-S	0.811 $\pm$ 0.71	ND	2.712 $\pm$ 0.35	2.495 $\pm$ 0.52	2.476 $\pm$ 0.65
300 m E-N	1.444 $\pm$ 0.55	1.244 $\pm$ 0.14	4.649 $\pm$ 1.05	4.429 $\pm$ 0.75	4.804 $\pm$ 0.39
300 m N-O	1.22 $\pm$ 0.31	ND	3.063 $\pm$ 0.47	2.984 $\pm$ 0.48	3.081 $\pm$ 0.65
300 m O-S	ND	0.402 $\pm$ 0.06	3.445 $\pm$ 0.21	3.271 $\pm$ 0.16	3.35 $\pm$ 0.42
300 m S-E	ND	ND	3.789 $\pm$ 0.19	3.902 $\pm$ 0.27	3.811 $\pm$ 0.38

ND: No detectable bajo las condiciones de trabajo

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

**Cuadro 11.- Concentraciones de níquel en el sistema suelo-planta, presentados como media aritmética  $\pm$  DE.**

Estación	Suelo (mgkg <sup>-1</sup> )		Planta (mgkg <sup>-1</sup> )		
	Superficial	10-40 cm	Hoja	Tallo	Raíz
100 m O-S	65.090 $\pm$ 18.25	63.485 $\pm$ 29.80	39.253 $\pm$ 6.77	20.971 $\pm$ 7.00	23.634 $\pm$ 6.41
100 m S-E	49.790 $\pm$ 16.04	39.300 $\pm$ 3.86	28.519 $\pm$ 4.22	24.659 $\pm$ 4.89	25.050 $\pm$ 5.66
100 m E-N	49.351 $\pm$ 21.54	35.925 $\pm$ 3.60	24.508 $\pm$ 6.04	20.019 $\pm$ 6.55	20.910 $\pm$ 6.67
100 m N-O	33.620 $\pm$ 4.30	27.240 $\pm$ 3.76	25.018 $\pm$ 1.90	17.573 $\pm$ 4.20	19.806 $\pm$ 2.29
200 m N-O	69.592 $\pm$ 12.89	35.800 $\pm$ 3.82	36.912 $\pm$ 5.86	30.208 $\pm$ 5.58	35.175 $\pm$ 2.83
200 m E-N	49.370 $\pm$ 8.55	38.158 $\pm$ 2.91	10.048 $\pm$ 3.32	7.362 $\pm$ 3.19	9.402 $\pm$ 4.76
200 m O-S	61.362 $\pm$ 13.99	34.893 $\pm$ 4.03	35.439 $\pm$ 19.23	26.703 $\pm$ 19.02	27.087 $\pm$ 19.17
200 m S-E	41.084 $\pm$ 2.78	37.892 $\pm$ 4.5	6.629 $\pm$ 19.11	4.416 $\pm$ 17.87	5.306 $\pm$ 19.41
300 m O-S	60.088 $\pm$ 25.8	37.254 $\pm$ 5.31	31.169 $\pm$ 3.00	25.119 $\pm$ 1.74	24.774 $\pm$ 0.96
300 m N-O	38.963 $\pm$ 4.18	33.293 $\pm$ 4.68	21.669 $\pm$ 1.53	20.137 $\pm$ 0.46	19.997 $\pm$ 1.29
300 m S-E	37.281 $\pm$ 2.78	36.416 $\pm$ 4.33	17.414 $\pm$ 2.24	25.693 $\pm$ 2.48	26.224 $\pm$ 3.73
300 m E-N	38.509 $\pm$ 6.05	38.765 $\pm$ 1.94	31.995 $\pm$ 1.60	30.198 $\pm$ 2.47	31.146 $\pm$ 2.29

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

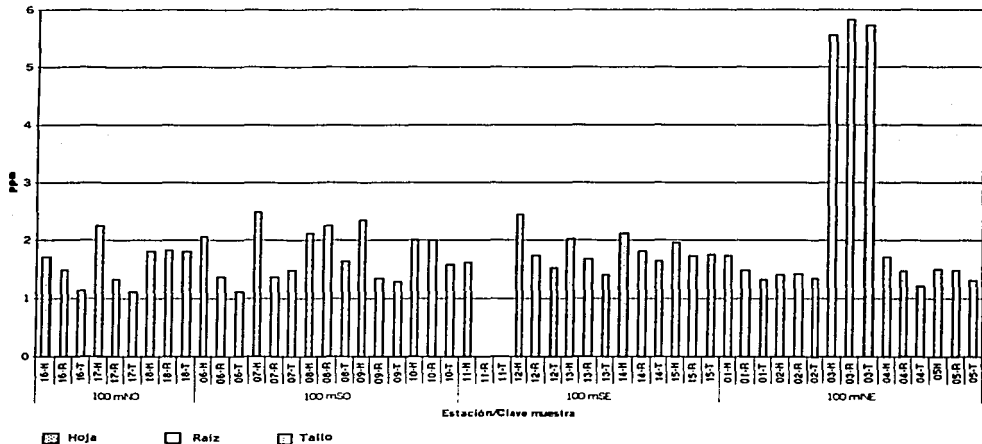


## X. ANÁLISIS DE RESULTADOS

### 10.1 CADMIO EN LA PLANTA

Con base en los resultados obtenidos, se observa que la distribución del Cd sigue un gradiente de concentración directamente proporcional a la distancia, es decir, existe aumento en las concentraciones del metal en la planta conforme aumenta la distancia (Gráficas 1, 2, 3). En general, se observa que la hoja es el principal órgano de bioacumulación de este elemento, seguido por la raíz y el tallo.

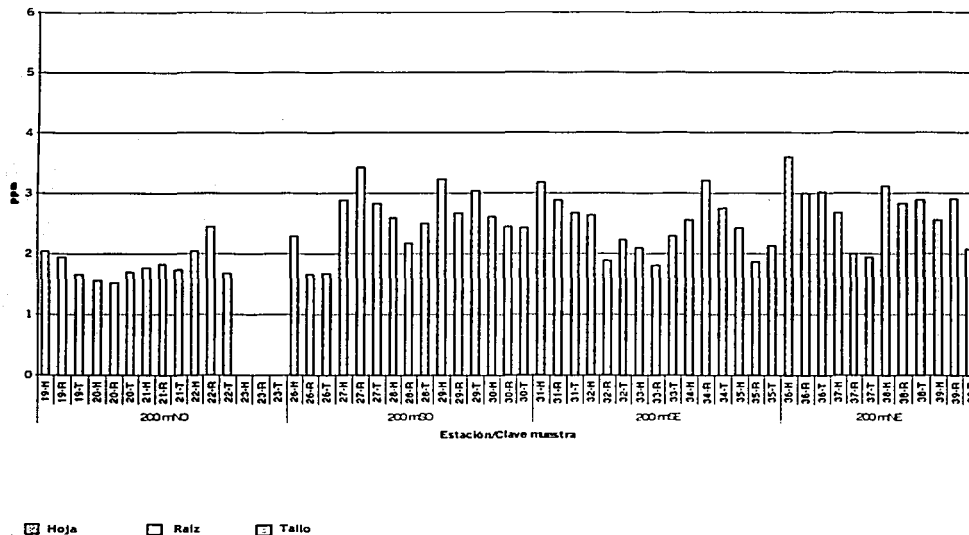
Gráfica 1.- Concentración de Cd en planta a 100 m



El análisis estadístico para los cuatro puntos cardinales indica que no existen diferencias significativas a los 100 m para las concentraciones de Cd en la planta, sin embargo, se presenta una ligera concentración para este elemento en dirección SO, donde se encuentran rangos de concentración de 1.12 a 2.48 ppm (gráfica 1). En el SE existen desde niveles no detectables hasta 2.45 ppm, en tanto que, en el NO se cuantificó en un rango de 1.12 a 2.25 ppm y finalmente el NE presenta concentraciones de 1.20 a 1.74 ppm, no obstante, en ésta dirección se halla un individuo con concentraciones mayores a 5 ppm en los 3 órganos.

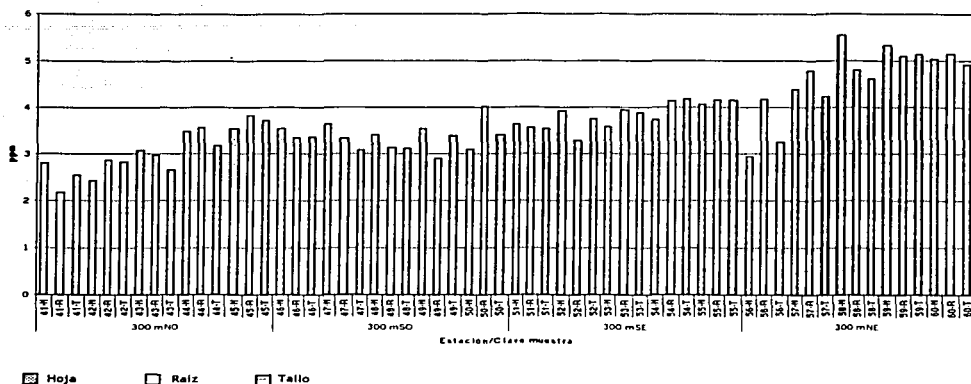
La dirección NE de los 200 m de distancia, es la que muestra la mayor acumulación de Cd con 1.53 a 3.59 ppm, de 1.65 a 3.42 ppm en el SO, el SE posee concentraciones de 1.81 a 3.17 ppm, y se encontraron niveles no detectables hasta 2.43 ppm hacia el NO (gráfica 2). De acuerdo con lo anterior, el NE y SO son los sitios de mayor concentración. Según el análisis estadístico, existen diferencias significativas al 95% de confianza, entre los puntos NE y NO.

Gráfica 2.- Concentración de Cd en planta a 200 m



A los 300 m, se cuantificaron desde 2.93 hasta 5.54 ppm en dirección NE; 3.28 a 4.18 ppm en el SE, 2.89 a 4.02 ppm en el SO y 2.16 a 3.82 ppm en el NO. En consecuencia, el NE es la dirección donde la concentraciones de este elemento son las más altas (superiores a 4 ppm) para el 93% de las muestras individuales tomadas a esta distancia (gráfica 3).

Gráfica 3.- Concentración de Cd en planta a 300 m



De esta forma, no se observa homogeneidad en la distribución del Cd a través del sitio, sin embargo, en los 200 y 300 m, el metal tiende a acumularse hacia el NE, y es precisamente este punto hacia donde soplan los vientos dominantes, por lo cual este agente de transporte juega un papel importante en la dispersión de los polvos generados en la planta de tratamiento y con ello de los diferentes contaminantes.

Dada la distribución de las concentraciones encontradas a través de los 3 órganos vegetales, se sugiere que el Cd es absorbido por la raíz mediante alguno de los mecanismos de absorción de nutrientes, posteriormente en el interior del tejido vegetal, es translocado vía xilema hacia el resto de la planta. Este hecho se ve apoyado por los niveles intermedios localizados en el tallo, el cual por ser liso, difícilmente puede retener en cantidades importantes al elemento transportado vía atmosférica en su superficie. En el caso de la hoja, por su alta superficie expuesta, puede interceptar una mayor cantidad de partículas y por lo tanto del metal contaminante, resultando un reservorio importante del Cd atmosférico, además de acumular el metal absorbido desde la raíz, de ahí que sea el principal órgano de bioacumulación. No debe olvidarse además, que esta es la estructura de la planta que tiene como función principal la producción de todo tipo de biomoléculas a partir de los nutrientes absorbidos.

Por otro lado, considerando la dispersión del metal a través del gradiente espacial, se sugiere que durante los procesos de estabilización se liberan hacia la atmósfera diferentes tamaños de partículas (mayores y menores a 10 micras), de las cuales, las más ligeras son transportadas por el viento en su dirección

dominante a distancias mayores a los 150 m, por lo que, la mayor acumulación del elemento se encuentra hacia los 300 m.

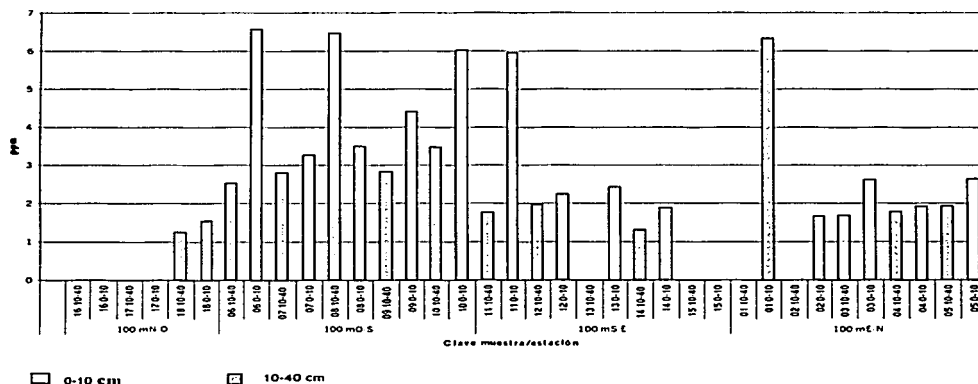
Según Alloway (1990), en la planta se consideran niveles críticos, concentraciones superiores a los 4 ppm (cuadro 1). En la zona de estudio, el 12.87% de la muestras superan dicho nivel, siendo la dirección NE a los 300 m de distancia donde se concentra la mayor parte de ellas. En tanto que, los puntos SE y SO de la misma distancia poseen concentraciones cercanas al límite crítico mencionado.

## 10.2 CADMIO EN EL SUELO

El Cd en el suelo sigue un gradiente de concentración inversamente proporcional a la distancia, esto es, existe una mayor concentración del elemento conforme disminuye la distancia al sitio de emisión. Asimismo, se observa una mayor acumulación del metal en la superficie (0-10 cm) con respecto a las muestras subsuperficiales (10-40 cm).

A los 100 m, se cuantificaron niveles de 1.26 a 6.56 ppm en el SO (gráfica 4), que dicho sea de paso, es el sitio de mayor concentración encontrada en los suelos en este estudio para este metal. Le sigue el NE con concentraciones de hasta 6.32 ppm, cabe mencionar que este valor corresponde a un solo punto de muestreo. Así mismo, se encontraron 5.96 ppm en el SE, también en un único punto de muestreo, mientras que en el NO se tiene hasta 1.53 ppm o menos. En las últimas tres direcciones, se localizan puntos con niveles no detectables de Cd.

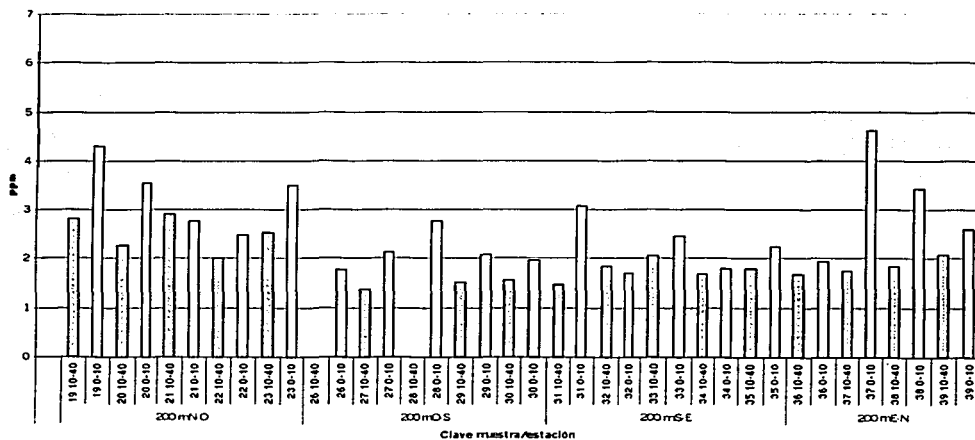
Gráfica 4.- Concentraciones de Cd en suelo a 100m



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

El NO se ubica como el punto más concentrado en este metal para los 200 m de distancia de la zona de tratamientos, cuyos niveles son de 2.0 a 4.29 ppm (gráfica 5). Por su parte en el NE se encontró de 1.66 a 4.59 ppm, mientras que en el SE de 1.46 a 3.06 ppm y finalmente al SO se presentan concentraciones no detectables hasta 2.06 ppm.

Gráfica 5.- Concentraciones de Cd en suelo a 200m



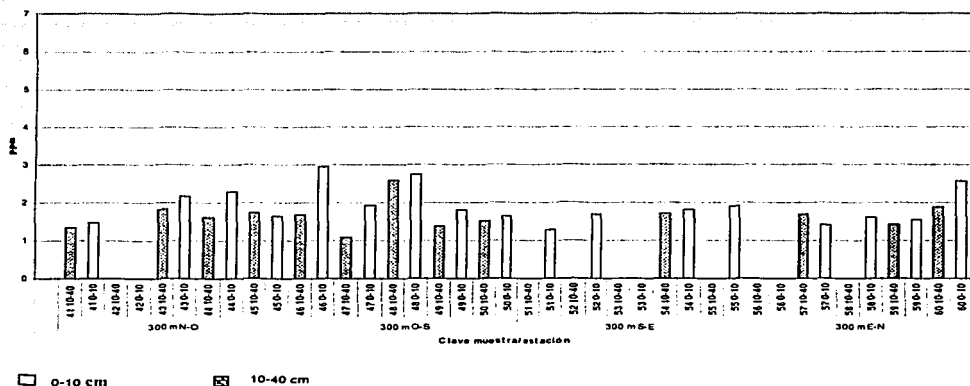
□ 0-10 cm

▨ 10-40 cm

A los 300 m se encontraron las más bajas concentraciones de Cadmio en los suelos (gráfica 6). En el SO se cuantificaron las concentraciones más altas, de 1.08 a 2.95 ppm. En las tres direcciones restantes se determinaron niveles no detectados y hasta 2.28 ppm en el NO, hasta 2.56 ppm en el NE y hasta 1.89 ppm en el SE.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Gráfica 6.- Concentraciones de Cd en suelo a 300m



Al igual que en planta, no se observa homogeneidad en la distribución del elemento a través del sitio muestreado, no obstante, el SO es el punto con mayor acumulación del metal, seguido por el NE. En este caso, no se observa una clara influencia de los vientos dominantes en la dispersión del metal.

Por otro lado, el mayor contenido de cadmio en la capa superficial del suelo, refleja la depositación atmosférica del elemento, así como su adición a través de la biomasa pérdida por la vegetación. Dada la movilidad del metal y las características físicas y químicas del suelo (cuadro 9) es muy probable que el elemento se lixivie a través del perfil, lo cual estará supeditado a la cantidad y periodos de precipitación pluvial, este proceso específico tiene su máxima expresión en los meses de julio a septiembre (cuadro 6). Con base en la descripción del perfil del suelo del sitio, se observa que éste se halla constituido por material de origen mineral, compuesto en su mayoría por limos y arenas, posee un bajo porcentaje de materia orgánica y un pH ligeramente alcalino, en consecuencia, el metal no se encuentra disponible para la absorción radical, sin embargo, (Farago, 1994; Ross, 1994) encontraron que a nivel radical, existe modificación del pH por los exudados de la raíz, y a estas condiciones se deben los altos niveles encontrados en la raíz de *Larrea tridentata*.

Si comparamos de manera general las concentraciones de Cd en el sistema suelo-planta, se observa que existe mayor acumulación del elemento en el suelo a los 100 m de distancia con respecto a la planta, mientras que a los 200 m, se presentan concentraciones muy similares tanto en el suelo como en la planta y hacia los 300 m los niveles mayores se encuentran en la planta. El suelo se ve

contaminado por las partículas de mayor diámetro y por la cercanía al punto de emisión, mientras que *Larrea tridentata* adquiere sus mayores concentraciones en sus tejidos al estar expuesta al material más fino arrojado durante los procesos de estabilización y que es transportado por el viento a mayores distancias.

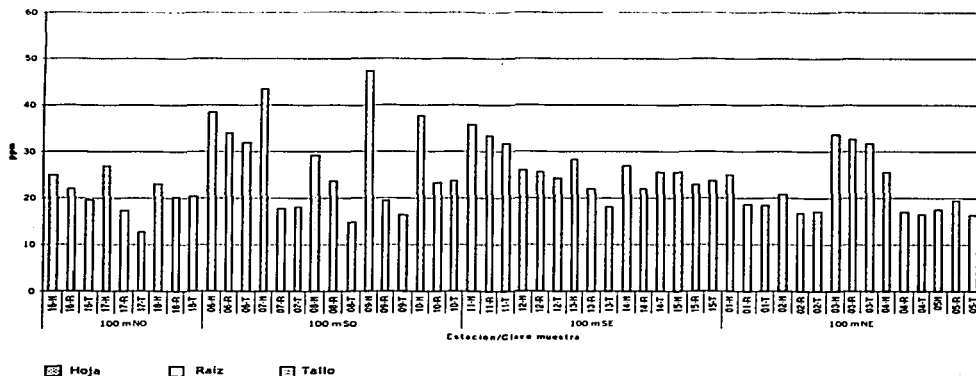
Según Alloway (1990) el Cd es un elemento traza que se considera posee niveles críticos en el suelo cuando se encuentra en concentraciones superiores a 3 ppm (cuadro 1). De la totalidad de muestras tomadas, sólo el 13.16% superan dicho límite, siendo la dirección SO a los 100 m donde se encuentra la mitad de los sitios de mayor concentración.

Por otro lado, en el cuadro 2, se reportan los niveles de referencia marcados en Holanda (Tentative Netherlands Soil Quality Criteria, 1994), de acuerdo con ello, el Cd en el suelo, no debe superar 1.0 ppm, requisito que sólo reúne el 18.4% de las muestras de la zona de estudio. Sin embargo, según este mismo criterio, el suelo deberá ser saneado cuando supere 20 ppm de contenido de este metal. Con esta base, el sitio que nos ocupa aún dista mucho de alcanzar dichas concentraciones y por lo tanto no demanda saneamiento alguno.

### 10.3 NÍQUEL EN LA PLANTA

En las gráficas 7, 8 y 9, se muestran los resultados para Ni a los 100, 200 y 300 m respectivamente en el tejido de *Larrea tridentata*. En general, al igual que en Cd, para el Ni el principal órgano de bioacumulación también es la hoja, le suceden el tallo y la raíz.

Gráfica 7.- Concentración de Ni en planta a 100 m

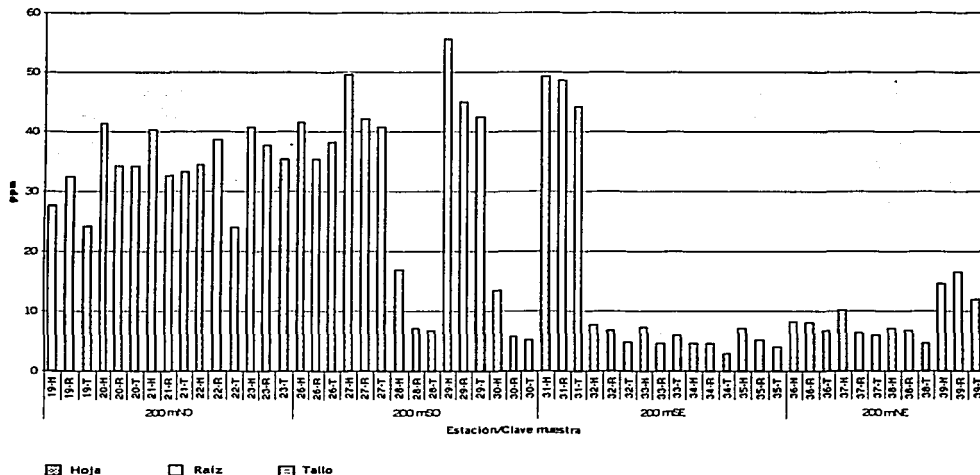


TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Se puede observar un comportamiento heterogéneo en la distribución del metal a lo largo del gradiente. De tal forma, se encontró que a los 200 m (gráfica 8), se localizan los dos sitios con mayor concentración de Ni en el tejido vegetal, así en el NO el 73% de las muestras tiene concentraciones de 33 hasta 43 ppm, en tanto que en el SO, el 60% de muestras superan 35 ppm. Si bien, es en ésta misma distancia, al SE y NE donde se hallan las más bajas concentraciones para este elemento (la mayoría inferiores a 10 ppm) en las plantas muestreadas.

En los primeros 100 m de distancia al punto de emisión, se presenta la mayor variabilidad para el Ni, para los diferentes puntos cardinales. Al parecer no existe un patrón de depositación único ya que difícilmente puede atribuirse al viento o a la distancia o al tamaño de partículas, no obstante, más del 95% de las muestras analizadas tienen concentraciones superiores a 15 ppm. Un análisis más detallado según el punto cardinal, indica que en el SO se encuentran las mayores concentraciones con 14.76 a 47.26 ppm (gráfica 7), en el SE el 93% de las muestras tiene concentraciones arriba de 20 ppm y hasta 36 ppm, esto parece indicar que las emisiones fluyen con cierta frecuencia en esta dirección. Mientras que en el NE se cuantifico de 16.32 a 32.67 ppm, y de 17.37 a 26.93 ppm en el NO.

Gráfica 8.- Concentración de Ni en planta a 200 m

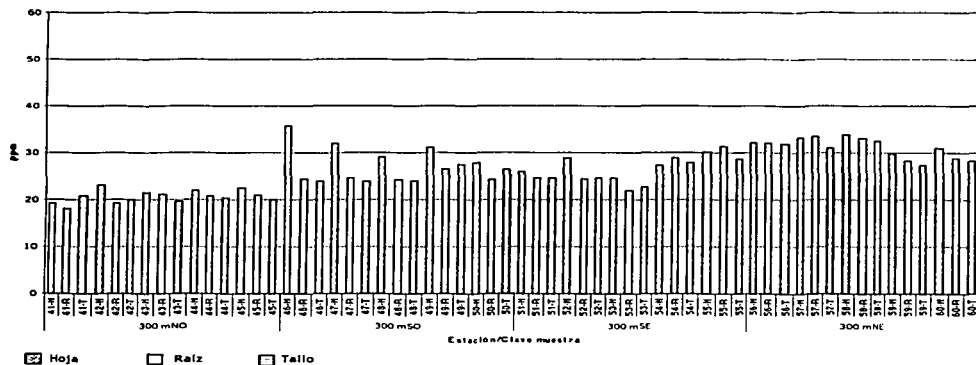


TESIS CON  
TALLA DE ORIGEN



A los 300 m (gráfica 9), la distribución del Ni es muy homogénea, encontrándose las más bajas concentraciones al NO (de 19.13 a 32.85 ppm). En el resto de los puntos cardinales, el Ni en todos los órganos de la planta supera indistintamente las concentraciones de 22 ppm, sin embargo, es el NE la zona más concentrada, en ella el 100% de las plantas, posee más de 27 ppm.

Gráfica 9.- Concentración de Ni en planta a 300 m



En consecuencia, no existe un patrón definido en el transporte y depositación del metal, esto parece sugerir que el tamaño de las partículas que contienen al elemento, así como la velocidad del viento determinan en gran medida, la distribución heterogénea del Ni en toda el área de estudio.

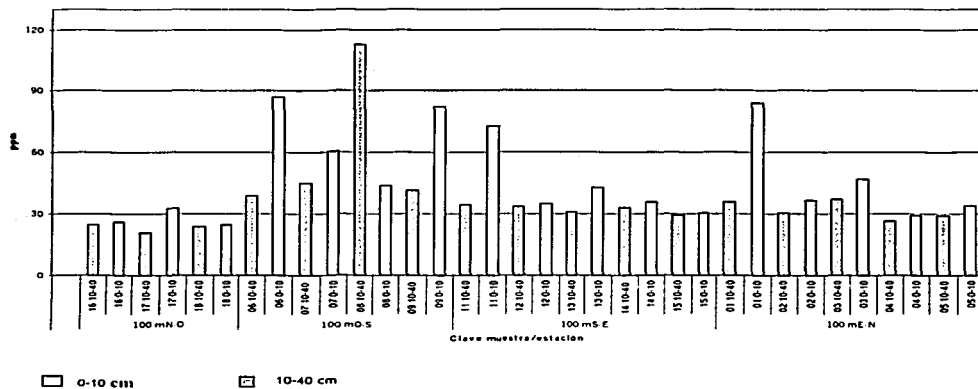
Es importante señalar que el Ni es un nutrimento esencial para algunas especies, no obstante, según Kabata-Pendias y Pendias (1992), se consideran niveles críticos en las plantas rangos de concentración de 5-30 ppm (cuadro 1), con base en lo anterior, sólo el 4.09% de las muestras del área de estudio presenta niveles por debajo del límite inferior, el resto, 95.91% caen dentro de los rangos críticos, de las cuales, el 31.09% rebasan dichos rangos, es decir, la vegetación presenta necrosis severa y muerte total por toxicidad de Ni. Con respecto al rango (4-200 ppm) señalado por Alloway (1990), se encuentra que solamente una muestra está por debajo de dicho límite y la máxima concentración encontrada corresponde a una muestra de la dirección SO de los 200 m con 55.64 ppm. De acuerdo con este último autor, nos encontramos dentro del intervalo de concentración crítica para éste elemento, en los distintos órganos de la planta para toda el área estudiada.

#### 10.4 NÍQUEL EN EL SUELO

El Ni en el suelo no sigue un patrón de distribución a través del gradiente espacial, por lo cual, existe una mayor acumulación hacia los 200 m, le siguen en orden decreciente, 100 m y 300 m. De la misma forma, se observa una mayor acumulación del metal en la superficie (0-10 cm) con respecto a las muestras subsuperficiales (10-40 cm).

El Ni a los 100 m, se presenta en rangos de concentración de 39.0 a 112.67 ppm, en el SO (gráfica 10). En el SE, los niveles son de 29.66 a 73.17 ppm, desde 29.0 hasta 83.84 en el NE ppm y en el NO desde 23.97 hasta 32.69 ppm. Es importante mencionar que el NO es donde se encuentran las más bajas concentraciones y entre el SE y NE no se presentan diferencias significativas, de hecho, el SO es el sitio que a los 100 m presenta diferencias respecto al resto de los puntos cardinales.

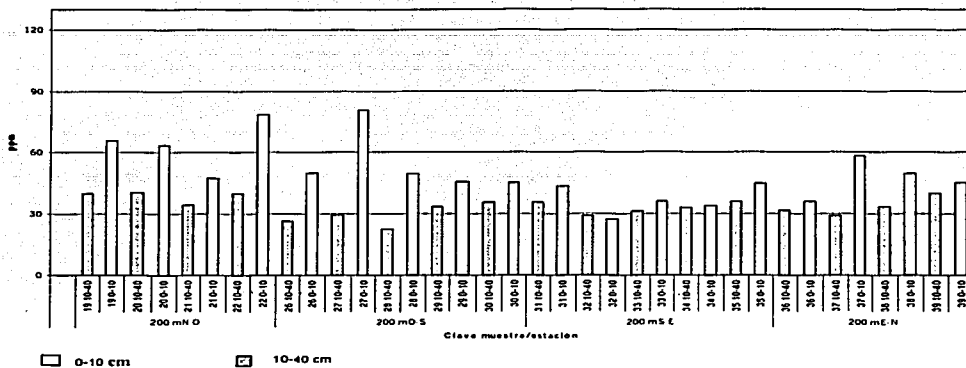
Gráfica 10.- Concentraciones de Ni en suelo a 100m



La dirección NO de los 200 m posee concentraciones de 34.41 a 122.19 ppm (gráfica 11), de 22.35 a 80.72 en el SO, de 29.17 a 58.51 en el NE y en el SE de 27.31 a 43.33 ppm. Puede observarse que el NO es la zona con más altas concentraciones, de hecho, éste punto muestra diferencias significativas con el resto de las direcciones para esta distancia.

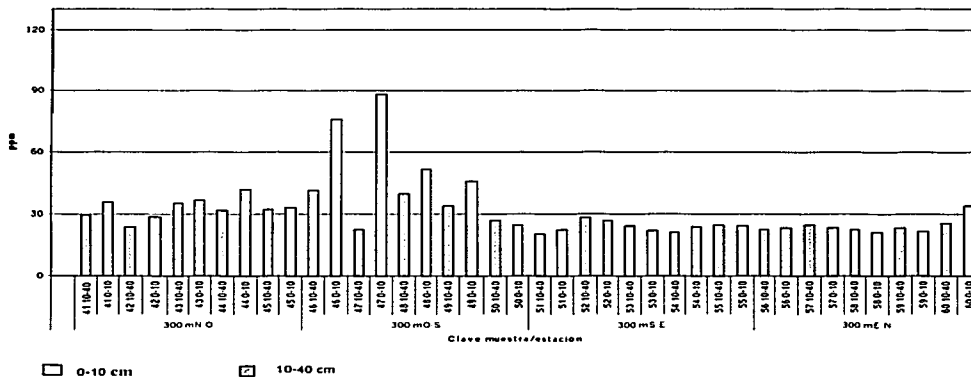
TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Gráfica 11.- Concentraciones de Ni en suelo a 200m



A los 300 m, de nuevo el SO presenta mayor acumulación con niveles de 24.72 a 88.56 ppm (gráfica 12), le sigue el NO con valores de 23.76 a 42.06 ppm, de 20.23 hasta 28.76 ppm en el SE y el NE con 21.10 a 34.06 ppm.

Gráfica 12.- Concentraciones de Ni en suelo a 300m



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Para el SE y el NE en los primeros 200 m, se observa que existe un gradiente de distribución espacial inversamente proporcional a la distancia, que sensiblemente tiende a aumentar hacia los 300 m. Estas variaciones están influidas por la frecuencia y velocidad del viento, así como por el tamaño mismo de las partículas. De este modo, la dirección SO es la que muestra la mayor acumulación del elemento, y dado que los vientos no siempre tienen la misma fuerza y que las partículas no son de tamaño homogéneo, entonces se encuentra una distribución irregular en los primeros 200 m, pero bastante homogénea hacia los 300 m del perímetro del área de tratamientos.

Por otro lado, se estiman concentraciones críticas de Ni en el suelo, niveles superiores a 10 y hasta 100 ppm (Kabata-Pendias y Pendias, 1992), así el 100% de los suelos se encuentran dentro del rango crítico, pero sólo dos de ellos se hallan por encima del límite superior. Con respecto al nivel de referencia de Holanda (cuadro 2), aproximadamente el 13% de las muestras superan más de 50 ppm, valor límite para considerar a un suelo contaminado por Ni.

Finalmente, considerando el relieve del sitio, sus principales condiciones climatológicas (vientos dominantes, precipitación y temperatura), así como las propiedades físicas y químicas del suelo, del Cd y del Ni, y la fisiología misma de *Larrea tridentata*, se sugiere que durante los procesos de tratamiento de los residuos, se liberan a la atmósfera partículas de diferentes tamaños (mayores y menores a 10 micras) que son transportadas por el viento hacia diferentes distancias y direcciones. Lo anterior, está en función del tamaño de la partícula, la dirección y velocidad del viento. Así, las partículas más ligeras son transportadas a distancias mayores a los 100 m y se concentran principalmente hacia los 300 m, donde las plantas los interceptan en sus órganos foliares. Se piensa que las partículas más pesadas se depositan en los primeros metros de distancia, acumulándose principalmente en el suelo, ya que la densidad poblacional de la gobernadora en esta zona es mucho más baja.

## XI. CONCLUSIONES

Se encontró presencia de Cd y Ni en los tejidos de *Larrea tridentata* Cav. así como en el suelo de la zona estudiada.

Las concentraciones de Cd en la planta aumentan de acuerdo al gradiente espacial.

El Cd se acumula principalmente en dirección NE, en tanto que el Ni tiene un comportamiento que varía espacialmente.

La dirección de los vientos determina la dispersión de las partículas, su intercepción por las plantas y depositación en el suelo.

Durante los procesos de estabilización se producen partículas de diferentes tamaños, de las cuales las más ligeras son transportadas hacia distancias mayores a 100 m.

El 12.87% de las muestras de tejido vegetal en el área estudiada rebasa el rango de concentraciones críticas de Cd reportadas en la literatura.

El 95.91% de las muestras de *Larrea tridentata*, en la zona estudiada se encuentran en el intervalo de concentración crítica para Ni.

En la zona, la especie en consideración absorbe al Cd y Ni principalmente por la raíz y posteriormente son translocados hacia la parte superior de la planta.

La hoja de *Larrea tridentata* es el órgano de mayor acumulación de Cd y Ni, le sigue en importancia la raíz y el tallo que funciona como un órgano de transporte.

A los 300 m, *Larrea tridentata* presenta la mayor concentración de ambos metales, creemos se debe a la intercepción vía foliar y absorción radical favorecida por el menor tamaño de las partículas que se depositan a esta distancia.

El Cd en el suelo se acumula principalmente en dirección SO a los 200 y 300 m de distancia del punto de emisión.

El Ni en el suelo se distribuye irregularmente en los primeros 200 m de distancia, en tanto que, muestra una distribución bastante homogénea hacia los 300 m.

Los dos elementos analizados se acumulan en los primeros 10 cm de espesor del suelo y su movilidad es relativamente alta favorecida por la textura y los pocos sitios de retención presentes en el complejo de cambio.

El 13.16% de las muestras de suelo estudiadas se encuentran dentro del rango crítico reportado para el Cd.

El 100% de las muestras de suelo estudiadas se encuentran dentro del rango crítico hasta hoy reportado para el Ni.

## XII. RECOMENDACIONES

En virtud de haberse encontrado que *Larrea tridentata* acumula mas metales hacia los 300m de distancia del punto de emisión, y la distribución de ambos metales es mas homogénea en el suelo, se recomienda:

Realizar muestreos a distancias mayores a 300 m con el fin de evaluar el verdadero radio de afectación de la planta de tratamientos.

Continuar monitoreando la zona adyacente a la planta de tratamientos para evaluar el comportamiento de la vegetación con respecto al tiempo.

Continuar monitoreando la zona adyacente a la planta de tratamientos para determinar si existe aumento o disminución de las concentraciones de Cd y Ni en los tejidos vegetales.

Evaluar el contenido de metales a profundidades mayores en el suelo en toda la zona de influencia de la planta de tratamiento, para determinar el grado de lixiviación.

Determinar las formas químicas en las cuales se encuentran los metales en el suelo, para determinar su fitodisponibilidad.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

### XIII. REFERENCIAS

1. Allen, H.E.; Huang, Ch. P.; Bayley, G.W.; Bower, A.R. 1995. *Metal speciation and contamination of soil*. Lewis Publishers, USA, 367 p.
2. Alloway, B. J. 1990. *Heavy metals in soils*. Ed. John Wiley & Sons. USA, 339p.
3. Al-Rajhi, M.A.; Al-Shayeb, S.M.; Seaward, R.D.; Edwards, H.J.M. 1996. *Particle size effect for metal pollution analysis of atmospherically deposited dust*. Atmospheric environment, 30(1):145-153.
4. Ayllón, T. 1996. *Elementos de meteorología y climatología*. Ed. Trillas, México, 197p.
5. Bagchi, A. 1994. *Design, construction and monitoring of landfills*. 2a. Ed. John Willey & Sons. USA, 268p.
6. Bautista Zúñiga, F. 1994. *La contaminación del suelo por metales pesados: reflexiones sobre el análisis químico*. Universidad, Ciencia y Tecnología: 3(2): 24-31.
7. Barceló, J.; Poschenrieder, Ch. 1990. Estrés vegetal inducido por metales pesados. Science.
8. Bejarano González, F. 1998. *Los residuos Peligrosos*. <http://www.planeta.apc.org/emis/sustanci/residuos/>
9. Benitez, J. 1993. *Process engineering and design for air pollution control*. Prentice Hall, USA, 298p.
10. Bioiberica. 1999. *Fisiología Vegetal Aplicada*. <http://www.bioiberica.com>
11. Boubel, R.W.; Fox, D.I.; Turner, D.B.; Stern, A.C. 1994. *Fundamentals of air pollution*. 3a. ed. Academic Press, USA, 424p.
12. Calderón, S.; Martínez, D.; Navarro, H.; Freeman, E. C.; Mackay, W.P. 1999. *The effects of heavy metals on germination and initial growth of Bouteloua curtipendula*. Proc. 4<sup>th</sup> symposium on resources of the chihuahuan desert region, J. Barlow and D. Miller (eds). Pp. 59-62.
13. <sup>a</sup>Caputo, C.A.; Pelagagge, M.P.; 1999. *Polyfunctional plants for industrial waste disposal- Part I: Process and Equipment Design*. Journal of air & waste Management association, 49:1355-1361.

TESIS CON  
FALLA DE CUBRIR

14. <sup>b</sup>Caputo, C.A.; Pelagagge, M.P.; 1999. *Polyfunctional plants for industrial waste disposal- Part II: Economics and model evaluation*. Journal of air & waste management association, **49**:1362-1367.
15. Carbonell, A.A.; Porthouse, J.D.; Mulbah, C.K. DeLaune, R.D.; Patrick, W.H. 1999. *Metal solubility in Phosphogypsum-amended sediment under controled pH and redox conditions*. Journal of environment quality, **28**(Jan-Feb):232-242.
16. Ceburnis, D.; Steinnes, F. 2000. *Conifer needles as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: comparison with mosses and precipitation, role of the canopy*. Atmospheric environment, **34**:4265-4271.
17. Cervantes, C.; Moreno Sánchez, R. 1999. *Contaminación ambiental por metales pesados. Impacto en los seres vivos*. AGT. México. 157 pp.
18. CERIDE. 1997. *Residuos Peligrosos: la experiencia de México*. <http://www.ceride.gov.ar/servicios/comunica/residuo/>
19. CETENAL. 1972. *Carta de uso de suelo y vegetación, Mina, NL*. G14A85, escala 1:50,000.
20. CETENAL. 1972. *Carta topográfica, Mina, NL*. G14A85, escala 1:50,000.
21. CETENAL. 1972. *Carta edafológica, Mina, NL*. G14A85, escala 1:50,000.
22. Chan, Y.S.G.; Chu, L.M.; Wong, M.H. 1997. *Influence of landfill factors on plants and soil fauna -an ecological perspective-*. Environmental pollution, **97**(1-2):39-44.
23. Das, P.; Samantaray, S.; Rout, G.R. 1998. *Studies on cadmium toxicity in plants: a review*. Environmental pollution, **98**(1):29-36.
24. D'Emilio, M. 1999. *An integrated procedure for determining heavy metals concentrations in air particulate and in biomonitors*. Air Pollution VI, Septiembre. 159-168.
25. De Nevers, N. 1998. *Ingeniería de control de la contaminación del aire*. McGraw-Hill, México, 352p.
26. Desert Plants and Wildflowers. 2000. <http://www.desertusa.com>
27. Dongarra, G. 1998. *The presence of heavy metals in air particulate at Volcano Island (Italy)*. Science of the total environment, **212** (1): 1-9.



28. Donisa, C.; Mocanu, R; Steinnes, E. y Vasu, A. 2000. *Heavy metal pollution by atmospheric transport in natural soils from the northern part of eastern carpathians*. Water, Air and Soil Pollution, **120**: 347-358.
29. <sup>a</sup>Environmental Protection Agency. 1998. *A Citizen's guide to Phytoremediation*. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington, D.C., USA, 1-9p.
30. <sup>b</sup>Environmental Protection Agency. 1998. *Guidance on oversight of potentially responsible party remedial investigations and feasibility studies*. <http://es.epa.gov/oeca/osre/>
31. <sup>a</sup>Environmental Protection Agency. 1996. *Methods for acid digestion of sediments, sludges soils and organic matrix*. EPA, USA, 265p.
32. <sup>b</sup>Environmental Protection Agency. 1996. *Vegetation Assesment Field Protocol*. EPA, USA, 1-13p.
33. FAO. 1977. *Guía para la descripción de perfiles de suelo*. 2ª ed. Roma 70p.
34. Farago, M. E. 1994. *Plants and the chemical elements. Biochemistry, Uptake, tolerance and toxicity*. Ed. VCH/Verlagsgesellschaft, Germany, 292p.
35. Friedlander, S.K. 2000. *Smoker, dust and haze. Fundamentals of aerosol dynamics*. 2a. ed. Oxford University Press, USA, 413p.
36. García-Colín Scherer, L.; Varela Ham, J.R. 1996. *Contaminación atmosférica*. Ed. El Colegio Nacional, México, 163p.
37. García, E. 1983. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Universidad Nacional Autónoma de México.
38. García, I.; Dorronsoro, C. 2002. *Contaminación del suelo*. <http://edafología.ugr.es/conta/home.htm>
39. Garfías Vázquez, M.; González Martínez, S. 1998. *Alternativas de tratamiento y manejo de residuos peligrosos*. PUMA/UNAM, México, 220p.
40. Garfías Vázquez, M.; Serrano Rivero, O. y González Martínez, S. 1997. *Residuos Peligrosos*. PUMA/UNAM, México, 127p.
41. Gerdol, R.; Bragaza, L; Marchesini, R.; Alber, R.; Bonetti, L.; Lorenzoni, G.; Achilli, M.; Buffoni, A.; De Marco, N.; Franchi, M.; Pison, S.; Giaquinta, S.; Palmieri, F.; Spezzano, P. 2000. *Monitoring of heavy metal*

- deposition in Northern Italy by moss analysis.* Environmental Pollution. 108: 201-208.
42. Gnabre, J.N.; Ito, Y.; Ma, Y.; Huang, R.C. 1996. *Isolation of anti-HIV-1 lignans from Larrea tridentata by counter-current chromatography.* Journal of Chromatography, 719(2):353-364.
43. Gnabre, J.N.; Brady, J.N.; Clanton, D.j.; Ito, Y.; Dittmer, J.; Bates, R.B.; Huang, R.C. 1995. *Inhibition of human immunodeficiency virus type 1 transcription and replication by DNA sequence-selective plant lignans.* Proceedings of the national Academy of Sciences of USA, 92(24):11239-11243.
44. Hampton, N.L.; Morris, R.C.; Van Horn, R.L. 1998. *Methodology for conducting screening-level ecological risk assessments for hazardous waste sites. Part II: grouping ecological components.* Journal of environment and pollution, 9(1):47-61.
45. Hass, Ch.N.; Vamos, R.J. 1995. *Hazardous and industrial waste treatment.* Prentice Hall, USA, 512p.
46. Heida, H.; Van Den Berg, M.; Olie, K. 1995. *Risk assesment aproach to evaluating potential remedial actions at the Diemerzeedijk hazardous waste site.* Hazardous waste & hazardous materials, 12(1):1-13.
47. Hildebrand, S.G.; Cannon, J.B. (edited). 1993. *Environmental Analysis. The NEPA experience.* Lewis Publishers, USA, 485p.
48. Hirschhorn, J.S. 1996. *Manejo de residuos sólidos y peligrosos.* Documento verde 5:1-17
49. INE. 2000. *Residuos y materiales tóxicos.* <http://www.ine.gob.mx/dgmrar/rip/volumen.html>
50. INEGI. 1981. *Síntesis Geográfica de Nuevo León.* Secretaría de Programación y Presupuesto, México, 170p.
51. INEGI, 1990. *Guías para la interpretación de cartografía/edafología.* Instituto Nacional de Geografía e Informática, México, 47p.
52. INEGI, 1999. *Diccionario de datos edafológicos.* Sistema Nacional de Información geográfica, México, 19p.
53. INEGI. 2000. *Anuario Estadístico de Nuevo León.* Instituto Nacional de Geografía e Informática, México, pp.1-26.

54. Jackson M. L. 1976. *Análisis químico de suelos*. 3ª ed. Ed. Omega. Barcelona, España. 662 pp.
55. Jhonson, J. L. 1979. *Introductory soil science. A study guide and laboratory manual*. MccMillan Publishing Co. New York 289 pp.
56. Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. 1992. *Trace elements in Soils and Plants*. 2ª ed. Ed. CRC Press, USA, 365p.
57. Karimanal, K.V.; Hall, M. J. 1996. *Effect of temperature and flow on the volatilization of elemental lead and cadmium*. *Hazardous waste & hazardous materials*, 13(1):63-71.
58. Kester, J.E.; Van Horn, R.L; Hampton, N.L. 1998. *Methodology for conducting screening-level ecological risk assessments for hazardous waste sites. Part III: exposure and effects assessment*. *Journal of environment and pollution*, 9(1):62-89.
59. Kot, A.; Namiesik, J. 2000. *The role of speciation in analytical chemistry*. *Trends in analytical chemistry*, 19(2-3):69-79.
60. Krauskopf, K.B. 1995. *Introduction to geochemistry*. 2a. ed. McGraw-Hill Book Company, USA, 467-470p.
61. Leyes y Códigos de México. 1998. *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (y disposiciones complementarias)*. 15ª. ed. Ed. Porrúa, México, 784p.
62. Liung, A.; Nordin, A. 1997. *Theoretical feasibility for ecological biomass ash recirculation: chemical equilibrium behavior of nutrient elements and heavy metals during combustion*. *Environment, science & Technology*, 31:2499-2503.
63. Mabry, T.J.; Hunziker, J.H.; Difeo JR, D.R. 1977. *Creosote bush. Biology and chemistry of Larrea in New World deserts*. Halsted Press, USA, 284 p.
64. Macchiato, M.; Bonfiglio, A.; Cosmi, C.; Lanfredi, M.; Minervini, L.; Ragosta, M. 1998. *Sviluppo di metodiche di monitoraggio ambientale*. <http://www.na.infn.it/mfa.eco/report/>
65. Mackay, W.P.; De la Rosa, L.; Zavala, M.; Shelton, P.; Gardea, J.; Mena, R.; Pingitorre, N.E.; Crawford, G.M. 1999. *The distribution of heavy metal contamination in the El Paso, Tx./Cd. Juarez, Mexico area, using fluff grass, Erioneuron pulchellum, as an indicator organism*. Proc. 4<sup>th</sup> symposium on resources of the chihuahuan desert region, J. Barlow and D. Miller (eds). Pp. 53-58.

66. Mackay, W.P.; Mena, R.; Pingitore, N.E.; Redetzke, K.; Freeman, E.C.; Newman, H.; Gardea, J.; Navarro, H. 1998. *Seasonal changes in concentration and distribution of heavy metals in creosotebush, Larrea tridentata (Zygophyllaceae), tissues in the El Paso, TX/ Ciudad Juarez, Mexico area.* SIDA 18: 287-296.
67. Magurran, A. 1989. *Diversidad ecológica y su medición.* Ed. Vedral, España, 384p.
68. Mansfield, T.A. 1998. *Stomata and plant water relations: does air pollution create problems?.* Environmental pollution, 101:1-11.
69. Markert, B.; Frieser, K. 2000. *Trace elements. Their distribution and effects in the environment.* Ed. Elsevier, England, 375p.
70. Markert, B.; Streit, B.; Stumm, W.; Verkleij, J. A. C.; Wagner, G.; Wittig, G. y Baker, A. J. M. 1993. *Plant as biomonitors/Indicators for heavy metals in the terrestrial environment.* Markert, B. (ed). Ed. VCH/Verlagsgesellschaft, Germany, 644p.
71. Martínez, A. P.; Romieu Isabelle; ECO/GTZ/GDF. 2000. *Introducción al monitoreo atmosférico.* <http://www.lamolina.edu.pea/ambiental/html>.
72. Masterton, E. 1993. *Química general superior.* McGraw-Hill, México, 803p.
73. Mayer R. 1993. *Chemical time bombs related to forestry practice: distribution and behaviour of pollutants in forest soils.* Land Degradation & Rehabilitation. 4: 275-279.
74. Mendoza, J. 2001. *Nuevo León, selección de sitios para confinamiento de residuos peligrosos.* <http://www.labsig.mty.itesm.mx>.
75. Mester, Z.; Cremisini, C.; Ghiara, E.; Morabito, R. 1998. *Comparison of two sequential extraction procedures for metal fractionation in sediment samples.* Analytica chimica acta 359:133-142.
76. Monni, S. 2001. *Ecophysiological responses of Empetrum nigrum to heavy metal pollution.* Environmental pollution, 112:121-129.
77. Morera, M.T.; Echevarria, J.C.; Mazkarian, C.; Garrido, J.J. 2001. *Isotherms and sequential extraction procedures for evaluating sorption and distribution of heavy metals in soils.* Environmental pollution, 113:135-144.

78. Moussiopoulus, N. 1997. *State of the art of air pollution models, needs and trends*. Journal of environment and pollution, 8(3-6):250-259.
79. Mueller, W.; Smith, D.L. (compiladores). 1992. *Compilation of EPA's. Sampling and analysis methods*. Lewis Publishers, USA, 462p.
80. Mulgrew, A.; Williams, P. 2001. *Air Hygiene report: Biomonitoring of air quality using plants*. <http://www.umweltbundesamt.de/whocc/htm>
81. Nemerow, N.L.; Dasgupta, A. 1998. *Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos*. Ed. Díaz de Santos, España, 942p.
82. *NOM-052-ECOL-93, 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*. Diario Oficial de la Federación Octubre, 1993, México, 1-30p.
83. *NOM-055-ECOL-93, que establece los requisitos que deben reunir los sitios destinados al confinamiento controlado de residuos peligrosos, excepto de los radiactivos*. Diario Oficial de la Federación Octubre, 1993, México, 72-75p.
84. *NOM-056-ECOL-93, que establece los requisitos para el diseño y construcción de las obras complementarias de un confinamiento controlado de residuos peligrosos*. Diario Oficial de la Federación Octubre, 1993, México, 75-82p.
85. *NOM-057-ECOL-93, que establece los requisitos que deben observarse en el diseño, construcción y operación de celdas de un confinamiento controlado para residuos peligrosos*. Diario Oficial de la Federación Octubre, 1993, México, 83-89p.
86. *NOM-058-ECOL-93, que establece los requisitos para la operación de un confinamiento controlado de residuos peligrosos*. Diario Oficial de la Federación Octubre, 1993, México, 90-96p.
87. Obermeyer, W.R.; Musser, S.M.; Betz, J.M.; Casey, R.E.; Pohland, A.E.; Page, S.W. 1995. *Chemical studies of phytoestrogens and related compounds in dietary supplements flax and chaparral*. Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine, 208(1):6-12
88. O'Brien & Gere Engineers Inc. 1995. *Hazardous waste site remediation*. John Wiley & Sons, USA, 432p.
89. Odum, E.P. 1978. *Ecología*. Ed. Continental (CECSA), México.

90. Peters, R.W. 1999. *Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils*. Journal of hazardous Materials, **66**(1-2):151-210
91. Pima Dept. Of Biology. 2002. *Creosote bush: Larrea tridentata*. <http://wc.pima.edu/bfiero/tucsonecology/plants>
92. Polette, L.A.; Gardea-Torresdey, J.L.; Chianelli, R.R. 1997. *Determining copper and lead binding in Larrea tridentata through chemical modification and x-ray absorption spectroscopy*. <http://www.engg.ksu.edu/HSRC/>
93. Poon, Ch, S.; Chen, Z.Q.; Wai, O. 1999. *A flow-through leaching model for mololithic chemically stabilized/solidified hazardous waste*. Journal of air & waste management association, **49**:569-575.
94. Purcell, R.Y.; Shareef, G.S. 1988. *Handbook of control technologies for hazardous air pollutants*. Environmental Protection Agency/JACA Corporation, USA, 389p.
95. Rao, A.J.; Pagilla, K.R.; Wagh, A.S.; 2000. *Stabilization and solidification of metal-laden wastes by compaction and magnesium phosphate-based binder*. Journal of Air & Waste Management association, **50**:1623-1631.
96. Rautio, D. 1998. *Deposited particles, element concentrations and needle injuries on scots pines and industrial pollution transect in northern Europe*. Environmental Pollution, **103** (1)
97. Reed, Cyrus. 1998. *El manejo de los desperdicios peligrosos en la frontera: Persisten problemas con las prácticas y la vigilancia*. Borderlines **46**. Vol. 6, No. 5.
98. Reimann, C.; De Caritat, P.; Halleraker, H.; Finne, T.R.; Boyd, R.; Jaeger, O.; Volden, T.; Kashulina, G.; Bogatyrev, I.; Chekushin, V.; Pavlov, V.; Äyras, M.; Räisänen, M.L.; Niskavaara, H. 1997. *Regional atmospheric deposition patterns of Ag, As, Bi, Cd, Hg, Mo, Sb y Tl in a 188,000 km<sup>2</sup> area in the european arctic as displayed by terrestrial moss samples- long range atmospheric transport VS local impact*. Atmospheric environment. **31** (23): 3887-3901.
99. Rivero S. O.; Ponciano R. G. y González M. S. 1997. *Los residuos peligrosos en México*. UNAM/PUMA, México, 127p.
100. Robbat, A. 1994. *Hazardous waste investigation and cleanup: innovative technologies, an alternative approach*. Hazardous waste & hazardous materials, **11**(2):249-251.

101. Rodrigo, A.; Avila, A.; Gómez-Bolea, A. 1999. *Trace metal contents in Parmelia Carperata (L.) Ach. Compared to bulk deposition, throughfall and leaf-wash fluxes in two holm oak forests in Montseny (NE Spain).* Atmospheric environment, 33: 359-367.
102. Ross, S. M. 1994. *Toxic metals in soil-plant systems.* Ed. John Wiley & Sons, USA.
103. Russell, B. 1994. *Description and sampling of contaminated soils. A field guide.* 2a. ed. Lewis Publishers, USA.
104. Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México.* Limusa. 237-261p.
105. Salisbury, F.B.; Ross, C.W. 1994. *Fisiología Vegetal.* Ed. Iberoamearicana, México.
106. Samecka-Cymerman, A y Kempers, A.J. 1999. *Bioindication of heavy metals in the town Wroclaw (Poland) with evergreen plants.* Atmospheric environment. 33 (3): 419-430.
107. Sheik, N.M.; Philen, R.M.; Love, L.A. 1997. *Chaparral-associated hepatotoxicity.* Archives of Internal Medicine, 157(8):913-919.
108. Small H. 1993. *Environmental condition and chemical time bombs hazards in Poland.* Land Degradation & Rehabilitation. 4: 269-274.
109. Sucharova, J.; Sucharai, I. 1998. *Atmospheric deposition levels of chosen elements in th Czech. Rep. Determined in the framework on the international biomonitoring program.* Science of the total environment 223 (1-3):37-52
110. Takeda, K.; Marumoto, K.; Minamikawa, T.; Sakugawa, H. Fujiwara, K. 2000. *Three-year determination of trace metals and lead isotope ratio in rain and snow depositions collected in Higashi-Hiroshima, Japan.* Atmospheric Environment, 34(2000): 4525-4535.
111. Tentative Netherlands Soil Quality Criteria. 1994. <http://www.mde.statemd.us./was/>
112. Transquímica Nacional S.A de C.V. 1999. *CIMARI: Política ambiental.* <http://www.rimsa.com.mx>
113. UK's interdepartmental Committee on the Redevelopment of Contaminated Land. 1998. *Tentative UK "Trigger concentrations" for selected inorganic contaminants.* <http://www.mineralresourceforum.org/>

TESIS COM  
FALLA DE URGEN

114. Van Horn, R.L.; Hampton, N.L.; Morris, R.C. 1998. *Methodology for conducting screening-level ecological risk assessments for hazardous waste sites. Part I: overview*. Journal of environment and pollution, **9**(1):27-46.
115. Vasconcelos, MTSD. 1998. *Atmospheric metal pollution in Oporto City, derived from results for low-volume aerosol samplers and for the moss Sphagnum auriculatum bioindicator*. Science of the total environment. **12** (1): 11-20.
116. Venkatesh, S.; Fournier, D.J.; Waterland, L.R.; Carroll, G.J. 1996. Evaluation of mineral-based additives as sorbents for hazardous trace metal capture and immobilization in incineration processes. Hazardous waste & hazardous materials, **13**(1):73-96.
117. Warner, C.E.; Wark, K., 1998. *Contaminación del aire*. Origen y control. Limusa, México.
118. Whitford, W.G. 1998. *The functional ecology of creosotebush, Larrea tridentata: A community dominant in desert tortoise habitat*. <http://www.deserttortoise.org/abstract.htm>

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

NO LA TESIS NO SALE



## APÉNDICE 1

**Cuadro A.- Cuadro de diferencias significativas de Cd y Ni entre tejidos vegetales a 100 m**

Contraste	Diferencia					
	100 m		200 m		300 m	
	Cd	Ni	Cd	Ni	Cd	Ni
ENH - ENR	0.04916	3.59844	0.293525	0.64575	-0.15478	0.84924
ENH - ENT	0.19778	4.48846	0.502175	2.6861	0.2193	1.79692
ENH - NOH	0.4595	-0.50936	*1.1309	-26.8638	*1.58548	*10.3262
ENH - NOR	0.840867	4.70181	1.05068	-25.1267	*1.5677	*11.9986
ENH - NOT	1.02993	6.93531	*1.29698	-20.1599	*1.66494	*11.8586
ENH - OSH	0.18198	-14.7448	0.26236	-25.391	*1.2039	0.82608
ENH - OSR	0.71574	0.87384	0.50522	-17.039	*1.29898	*7.22116
ENH - OST	0.96128	3.53684	0.4865	-16.6552	*1.37744	*6.87586
ENH - SEH	0.35074	-4.0109	0.4095	-5.10897	0.86006	4.6373
ENH - SER	0.6447	-67.1206	0.65052	-3.92854	0.83786	*5.77146
ENH - SET	0.80275	-0.15134	0.57058	-2.34415	0.74702	*6.30282
ENR - ENT	0.14862	0.89002	0.20865	2.04035	0.37408	0.94768
ENR - NOH	0.41034	-4.1078	0.837375	-27.5096	*1.74026	*9.47698
ENR - NOR	0.791707	1.10337	0.75715	-25.7724	*1.72248	*11.1494
ENR - NOT	0.980773	3.33687	1.00345	-20.8057	*1.81972	*11.0093
ENR - OSH	0.13282	-18.3432	0.031165	-26.0367	*1.35868	-0.02316
ENR - OSR	0.66658	-2.7246	0.211695	-17.6848	*1.43776	*6.37192
ENR - OST	0.91212	-0.0616	0.192975	-17.301	*1.53222	*6.02662
ENR - SEH	0.30158	-7.60934	0.115975	-5.75472	1.01484	3.78806
ENR - SER	0.59554	-70.719	0.356995	-4.57428	0.99264	*4.92222
ENR - SET	0.75359	-3.74978	0.277055	-2.9899	0.9018	*5.45358
ENT - NOH	0.26172	-4.99782	0.628725	-29.5499	*1.36618	*8.5293
ENT - NOR	0.643087	0.213347	0.5485	-27.8128	*1.3484	*10.2017
ENT - NOT	0.832153	2.44685	0.7948	-22.846	*1.44564	*10.0616
ENT - OSH	-0.0158	-19.2333	-0.2398	-28.0771	0.9846	-0.97084
ENT - OSR	0.51796	-3.61462	0.003045	-19.7251	1.07968	*5.42424
ENT - OST	0.7635	-0.95162	-0.0156	-19.3413	*1.15814	*5.07894
ENT - SEH	0.15296	-8.49936	-0.09265	-7.79507	0.64076	2.84038
ENT - SER	0.44692	-71.609	0.148345	-6.61464	0.61856	3.97454
ENT - SET	0.60497	-4.6398	0.068405	-5.03025	0.52772	4.5059
NOH - NOR	0.381367	5.21117	-0.0802	1.73716	-0.01778	1.67242
NOH - NOT	0.570433	7.44467	0.166075	6.70388	0.07946	1.53234
NOH - OSH	-0.27752	-14.2354	-0.86854	1.47282	-0.38158	*-9.50014
NOH - OSR	0.25624	1.3832	-0.62568	9.8248	-0.2865	-3.10506
NOH - OST	0.50178	4.0462	-0.6444	10.2086	-0.20804	-3.45036
NOH - SEH	-0.10876	-3.50154	-0.7214	21.7548	-0.72542	*-5.68892
NOH - SER	0.1852	-66.6112	-0.48038	22.9353	-0.74762	-4.55476
NOH - SET	0.34325	0.35802	-0.56032	24.5197	-0.83846	-4.0234
NOR - NOT	0.189067	2.2335	0.2463	4.96672	0.09724	-0.14008
NOR - OSH	-0.658887	-19.4466	-0.78831	-0.26434	-0.3638	*-11.1726

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

Contraste	Diferencia					
	100 m		200 m		300 m	
Cd	NI	Cd	NI	Cd	NI	
NOR - OSR	-0.125127	-3.82797	-0.54545	8.08764	-0.26872	*-4.77748
NOR - OST	0.120413	-1.16497	-0.56417	8.47142	-0.19026	*-5.12278
NOR - SEH	-0.490127	-8.71271	-0.64117	20.0177	-0.70764	*-7.36134
NOR - SER	-0.196167	-71.8224	-0.40015	21.1981	-0.72984	*-6.22718
NOR - SET	-0.0381167	-4.85315	-0.48009	22.7825	-0.82068	*-5.69582
NOT - OSH	-0.847953	-21.6801	-1.03462	-5.23106	-0.46104	*-11.0325
NOT - OSR	-0.314193	-6.06147	-0.79175	3.12092	-0.36596	*-4.6374
NOT - OST	-0.0686533	-3.39847	-0.81047	3.5047	-0.2875	*-4.9827
NOT - SEH	-0.679193	-10.9462	-0.88747	15.051	-0.80488	*-7.22126
NOT - SER	-0.385233	-74.0559	-0.64645	16.2314	-0.82708	*-6.0871
NOT - SET	-0.227183	-7.08665	-0.72639	17.8158	-0.91792	*-5.55574
OSH - OSR	0.53376	15.6186	0.24286	8.35198	0.09508	*6.39508
OSH - OST	0.7793	18.2816	0.22414	8.73576	0.17354	*6.04978
OSH - SEH	0.16876	10.7339	0.14714	20.282	-0.34384	3.81122
OSH - SER	0.46272	-52.3758	0.38816	21.4625	-0.36604	*4.94538
OSH - SET	0.62077	14.5935	0.30822	23.0468	-0.45688	*5.47674
OSR - OST	0.24554	2.663	-0.01872	0.38378	0.07846	-0.3453
OSR - SEH	-0.365	-4.88474	-0.09572	11.93	-0.43892	-2.58386
OSR - SER	-0.07104	-67.9944	0.1453	13.1105	-0.46112	-1.4497
OSR - SET	0.08701	-1.02518	0.06536	14.6949	-0.55196	-0.91834
OST - SEH	-0.61054	-7.54774	-0.007	11.5463	-0.51738	-2.23856
OST - SER	-0.31658	-70.6574	0.16402	12.7267	-0.53958	-1.1044
OST - SET	-0.15853	-3.68818	0.08408	14.3111	-0.63042	-0.57304
SEH - SER	0.29396	-63.1097	0.24102	1.18044	-0.0222	1.13416
SEH - SET	0.45201	3.85956	0.16108	2.76482	-0.11304	1.66552
SER - SET	0.15805	66.9692	-0.07994	1.58438	-0.09084	0.53136

\* Denota diferencia estadísticamente significativa.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN