UNIVERSIDAD AUTONOMA METROPOLITANA
Casa abierta al tiempo Azcapotzalco

DIVISIÓN DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

Fitoextracción en suelos contaminados con cadmio y zinc usando especies vegetales comestibles

Proyecto de investigación para obtener el grado de Maestra en Ciencias e Ingeniería Ambientales

Presenta:

Ing. Margarita Beltrán Villavicencio

Asesora: Dra. Mabel Vaca Mier

Co-asesora: Dra. Blanca E. Jiménez Cisneros

México, D.F. Noviembre 2001

Resumen

En este trabajo se presenta un estudio de fitoextracción en suelos contaminados con cadmio y cadmio–zinc a través de especies vegetales comestibles como la lechuga (*Lactuca sativa)* en dos variedades, la de hoja rizada (*Lactuca sativa crispa*) y la romana (*Lactuca sativa longifolia*), el calabacín (*Cucurbita moschata*) y el girasol (*Helianthus annus*). El objetivo fue evaluar la capacidad de asimilación y concentración de cadmio y zinc por las especies vegetales mencionadas como un proceso de restauración de suelos contaminados.

La lechuga fue seleccionada por su alta asimilación de cadmio, reportada con anterioridad en la literatura por lo que sirvió de control. El girasol por su empleo en campo para la extracción de radionúcleos y nitratos y la posibilidad consecuente de poder asimilar cadmio en él. El calabacín, por su origen mexicano, por su disponibilidad y su producción todo el año, además no existe algún reporte de estudios de este tipo efectuados con esta especie vegetal.

Para cada especie se evaluó el crecimiento en condiciones de invernadero, con control de humedad del suelo, temperatura y humedad relativa. Se llevó a cabo una caracterización del suelo al inicio y final de la experimentación y se plantaron las especies en suelo sin contaminar (“testigo”), suelo con cadmio (150 mg Cd/kg de suelo seco) y suelo con cadmio+zinc (150 y 350 mg de metal/kg de suelo seco, respectivamente). Las concentraciones de Cd y Zn se definieron con base en los criterios interinos de restauración de suelos contaminados con inorgánicos tóxicos (metales pesados) y otros de la PROFEPA-SEMARNAP (2000), para uso industrial y agrícola.

Se encontró que la inhibición en el crecimiento vegetal fue más alta en el suelo contaminado con cadmio-zinc y en menos grado en el suelo contaminado con cadmio, en comparación con las especies vegetales que crecieron en los suelos “testigo”. La especie más tolerante a la presencia de cadmio fue el calabacín (sin inhibición alguna),

seguido por la lechuga en sus dos variedades (con hasta 29%) y la menos tolerante en las condiciones de experimentación fue el girasol (con 32%), para el caso de Cd+Zn fue la lechuga (var. *crispa*) (con 21%), seguida por el girasol (con 40%), la otra variedad de lechuga (con 42%), y al final el calabacín(con 73%).

Se evaluó la capacidad de asimilación y acumulación de cadmio en el tejido vegetal, en el suelo con Cd, donde se presentaron concentraciones de hasta 357 ppm de Cd (mg Cd/kg de tejido seco) en raíces, 212 ppm en tallos, 204 ppm en hojas, 18 ppm en flores y 12 ppm en frutos. La presencia de los dos metales contaminantes en el suelo (Cd+Zn) de manera simultánea, provoca una inhibición en el crecimiento vegetal, sin embargo, no afectó en la extracción y asimilación del cadmio por las plantas, las cuales lograron incluso absorber más Cd con la presencia de Zn.

Se analizó el transporte de contaminantes, donde la lechuga romana y el girasol transportaron más cadmio a la parte alta de la planta (tallos y hojas), mientras la lechuga de hoja rizada y el calabacín lo acumularon en mayor proporción en la parte baja (raíces).

Las especies vegetales lograron reducir hasta un 50% de Cd en ambos sustratos contaminados. La especie más eficiente en el proceso de fitoextracción de Cd fue la lechuga, compitiendo con el calabacín y al final el girasol (en el suelo con Cd). En el suelo con Cd+Zn el menos eficiente fue calabacín.

Las especies estudiadas pueden participar en el proceso de fitoextracción en suelos contaminados con cadmio y zinc, por su tolerancia e hiperacumulación de estos metales en el tejido vegetal, por la alta generación de biomasa/tiempo y siempre y cuando se lleve a cabo una disposición final ambientalmente adecuada y que se prevenga su consumo.

Abstract

In this work a study of phytoextraction in soils polluted with Cd and Cd-Zn using edible vegetable species is presented. The species under study were: two varieties of lettuce (*Lactuca sativa* var. *longifolia* and var. *crispa*), zucchini (*Cucurbita moschata*) and sunflower (*Helianthus annus*). The objetive of this study was to evaluate the capacity of assimilation and concentration of cadmium and zinc wich presents the vegetables species for its use in the process of phytoextraction in soils polluted with these metals.

The lettuce was selected because it has been identified for its high assimilation capacity for cadmium. The sunflower has been used in field applications for the extraction of radionuclides and nitrates and its high-accumulation of cadmium has been suggested. The zucchini, selected because of its mexican origin, its all-year round production and consumption, and bacause it has not been applied in studies of this kind up to date.

In this study was to select the edible vegetable species to evaluate their growth in selected substrates and greenhouse conditions, controlling parameters such as soil humidity, temperature and relative humidity. Therefore, the initial and final caracterization of soil, using non-polluted soil (“blank”), soil with cadmium (150 mg Cd/kg dry soil) and soil with cadmium-zinc (150 and 350 mg metal/kg dry soil, respectively) were done. The concentrations for Cd and Zn were definite under the criteria for soils polluted by heavy metals PROFEPA-SEMARNAP (2000) for industrial and agricultural use.

The growth of each vegetal species in the different substrates was evaluated. It was found that the highest inhibition took place in the soil polluted with Cd-Zn and to a lesser extent, in the soil polluted with Cd, as compared to the species grown in “blank” soils.

The most tolerant species to the presence of cadmium was the zucchini followed by the lettuce (29%) and the least tolerant in the experimentation condition was the sunflower (32%), for Cd+Zn was the lettuce (var. *crispa*) (21%), followed by the sunflower (40%), the lettuce (var. *longifolia*) (42%) and the last one was the zucchini (73%).

The capacity of assimilation and accumulation of Cd in the vegetal tissue in the substrate with Cd was evaluated. Concentrations up to 357 ppm Cd (mg Cd/kg dry tissue) in roots, 212 ppm in stems, 204 ppm in leaves, 18 ppm in flowers and 12 ppm in fruits were observed. The simultaneous presence of the two metals (Cd+Zn) originated an inhibition in the vegetable growth, however, in this case it did not effect the extraction and assimilation of Cd by the plants, which endeed were able to absorbe more Cd in the presence of Zn.

The transport of contaminants was analyzed, whereby the romaine lettuce and the sunflower transported more Cd to the upper part of the plant (stems and leaves), while the rispy lettuce and the zucchini accumulated it in the higher proportions at the lower parts (roots).

The vegetable species were able to reduce up to 50 % the Cd in both polluted substrates. The most efficient species in the phytoextraction process of Cd was the lettuce, compiting with zucchini (in the soil wtih Cd) and finally the sunflower and the zucchini (in the soil with Cd+Zn).

The studied species are able to participate in the phytoextraction process in soils polluted with cadmium and zinc, because of its tolerancy and hyperaccumulation of these metals in the vegetable tissue, taking care of their environmentally safe final disposal and the prevention of their consumption.

DEDICATORIAS

A Juan, la persona quien más me ha apoyado y a quien amo: toda mi vida.

A Lucía y a Juanito, mis queridos hijos, quienes representan mi máxima realización y mi motivación para superarme más.

A mi mamá por el especial apoyo que me ha brindado toda la vida.

A mi papá, mi hermano Jorge, la familia de mi hermano Octavio y la familia de mi esposo, que también es la mía: gracias a todos por estar cerca de mí.

A mis maestros y asesoras, gracias.

A todos los que me han apoyado, familiares, amigos, compañeros y que no me es posible nombrar, gracias por esta realidad que le da mayor sentido a mi vocación.

Agradecimientos

Quiero dar mis más sentidos agradecimientos a las siguientes personas:

- A la Dra. Mabel Vaca Mier por su asesoría y a la Dra. Blanca E. Jiménez Cisneros por su co-asesoría y por el apoyo brindado.

- Al M. en C. Jaime Grabinsky Steider por su ayuda incondicional para el tratamiento estadístico de mis datos. Así como sus observaciones y oportunas sugerencias.

- A la Dra. Violeta Mugica Álvarez y a la Profra. Ma. Teresa Castañeda Briones, por su interés, sus observaciones y ayuda en la revisión de este trabajo.

- A Miguel Ángel Flores Baca, Luz María Benítez Mendoza y Adán Oswaldo Pérez Alva por sus consejos y el apoyo en el laboratorio.

- A Erick Omar Acosta Hernández por el apoyo en laboratorio y, en general, por el empeño dedicado al proyecto.

- Al Ing. José Cárdenas y al M. en C. Miguel Ángel Martínez por su compañerismo.

- A la Dirección de Ciencias Básicas e Ingeniería, el Departamento de Energía y el Laboratorio de Calidad del Agua y Residuos de la Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco por apoyarme para realizar mis estudios de maestría.

- Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT por la beca otorgada.

Contenido

	Página
Resumen	**ii**
Abstract	**iv**
Dedicatoria	**vi**
Agradecimientos	**vii**
Contenido	**viii**
Lista de figuras	**xi**
Lista de tablas	**xiv**
Notación	**xviii**
1. Introducción	**1**
1.1 Antecedentes	1
1.2 Justificación	4
2. Objetivos	**6**
2.1 Objetivo general del proyecto	6
2.2 Objetivos específicos	6
2.3 Hipótesis	6
3. Revisión del estado del arte	**7**
3.1 Fitorrestauración	7
3.1.1 Fitotransformación	14
3.1.2 Biodegradación en la rizósfera	17
3.1.3 Fitoestabilización	21
3.1.4 Fitoextracción	21
3.1.5 Rizofiltración	22
3.1.6 Limitaciones	23
3.2 Fitoextracción	26
3.2.1 Alcances de la fitoextracción	27
3.2.2 Plantas acumuladoras de metales	28

3.3 El cadmio y el zinc 33
3.3.1 El cadmio en los suelos 33
3.3.2 Absorción y transporte de cadmio en plantas 36
3.3.3 Límites permisibles y de exposición al cadmio en el ambiente 41
3.3.4 El zinc en los suelos 45
3.3.5 Absorción y transporte de zinc en plantas 48
3.3.6 Funciones bioquímicas del zinc 54
3.3.7 Límites permisibles de zinc en el ambiente 56
3.4 Especies vegetales empleadas 58
3.4.1 El calabacín 58
3.4.2 La lechuga 60
3.4.3 El girasol 62
4. Metodología 64
4.1 Descripción y caracterización del invernadero 66
4.1.1 La temperatura interior 66
4.1.2 Luz 70
4.1.3 Humedad relativa 70
4.2 Métodos experimentales 72
4.2.1 Preparación y caracterización del suelo 72
4.2.1.1 Determinación de pH 73
4.2.1.2 Espacio poroso 73
4.2.1.3 Determinación de nutrientes 75
4.2.1.4 Determinación de materia orgánica 76
4.2.1.5 Capacidad de intercambio catiónico (CIC) 76
4.2.1.6 Determinación de textura 77
4.2.1.7 Determinación de la humedad 77
4.2.1.8 Concentración de metales en el suelo 77

4.2.2 Selección y caracterización de las especies vegetales 79
4.2.2.1 Germinación y crecimiento 80
4.2.2.2 Concentración de metales pesados (Cd y Zn) en los tejidos vegetales 81
4.3 Metodología estadística 82
5. Resultados y discusión 84
5.1 Resultados de la caracterización del suelo 84
5.1.1 pH 84
5.1.2 Espacio poroso 87
5.1.3 Nutrientes 89
5.1.4 Materia orgánica 90
5.1.5 Capacidad de intercambio catiónico (CIC) 92
5.1.6 Textura 93
5.1.7 Humedad 93
5.1.8 Contenido de metales “de fondo” en el sustrato de prueba 94
5.2 Crecimiento vegetal 95
5.3 Del proceso de fitoextracción 103
5.3.1 Tratamiento estadístico 103
5.3.1.1 Prueba de hipótesis 103
5.3.1.2 Comportamiento del cadmio en el suelo 109
5.3.2 Acumulación de metales (Cd y Zn) en las especies vegetales 117
6. Conclusiones y recomendaciones 130
7. Referencias 134
Apéndice A. Los metales pesados (cadmio y zinc) 145

Lista de figuras

Número		Página
3.1	Flujo esquemático de oxígeno, agua y contaminantes a través de un árbol.	15
3.2	Guía para la aplicación de la fitorrestauración.	25
3.3	Captación de metales (níquel) por fitoextracción.	26
3.4	(a) Efecto del pH del suelo sobre el contenido de cadmio en hojas de frijol de soya y (b) efecto del pH de la solución sobre la absorción relativa de cadmio en arroz.	37
3.5	Asimilación de zinc por plantas en suelos contaminados con este metal, en mg/kg (ppm): (a) hierba de pastura, (b) paja de trigo, (c) granos de trigo, (d) tallos de papa, (e) tubérculos de papas.	48
3.6	Flores de calabacín.	59
3.7	Diferentes variedades de lechuga.	61
3.8	Flor de girasol.	63
4.1	Vista exterior del invernadero de la UAM-A.	66
4.2	Termómetro Taylor 5458.	67
4.3	Variación de la temperatura promedio diaria y línea de tendencia.	68
4.4	Variación de la temperatura diaria mínima y máxima y línea de tendencia.	68
4.5	Comparación de las temperaturas máximas diarias interior y exterior.	69
4.6	Comparación de las temperaturas mínimas diarias exterior e interior.	69

Número		Página
4.7	Variación de la humedad promedio diaria y línea de tendencia.	71
4.8	Comparación de la humedad diaria exterior e interior tomadas a la misma hora.	71
5.1	Comportamiento del pH en el suelo “testigo” para las diferentes especies vegetales.	84
5.2	Comportamiento del pH en el suelo contaminado con Cd para las diferentes especies vegetales.	85
5.3	Comportamiento del pH en el suelo contaminado con Cd+Zn para las diferentes especies vegetales.	85
5.4	Etapas de crecimiento de la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*).	96
5.5	Etapas de crecimiento de la lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*).	97
5.6	Etapas de crecimiento del calabacín (*Cucurbita moschata*).	98
5.7	Etapas de crecimiento del girasol (*Helianthus annus*).	99
5.8	Crecimiento vegetal de la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) en los diferentes sustratos.	101
5.9	Crecimiento vegetal de la lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*) en los diferentes sustratos.	101
5.10	Crecimiento vegetal del calabacín (*Cucurbita moschata*) en los diferentes sustratos.	102
5.11	Crecimiento vegetal del girasol (*Helianthus* annus) en los diferentes sustratos.	102
5.12	Tendencia del comportamiento del Cd y Zn en los diferentes sustratos donde creció la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*).	110

Número		Página
5.13	Tendencia del comportamiento del Cd y Zn en los diferentes sustratos donde creció la lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*).	111
5.14	Tendencia del comportamiento del Cd y Zn en los diferentes sustratos donde creció el calabacín (*Cucurbita moschata*).	112
5.15	Tendencia del comportamiento del Cd y Zn en los diferentes sustratos donde creció el girasol (*Helianthus annus*).	113
5.16	Porcentaje de acumulación de Cd y Zn en las partes de la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) para los diferentes sustratos.	121
5.17	Porcentaje de acumulación de Cd y Zn en las partes de la lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*) para los diferentes sustratos.	122
5.18	Porcentaje de acumulación de Cd y Zn en las partes del calabacín (*Cucurbita moschata*) para los diferentes sustratos.	123
5.19	Porcentaje de acumulación de Cd y Zn en las partes del girasol (*Helianthus annus*) para los diferentes sustratos.	124
5.20	Porcentaje de acumulación de Zn en cada una de las partes de las diferentes especies vegetales utilizadas, cultivadas en el sustrato “testigo”.	125

Lista de tablas

Número		Página
1.1	Costos de la fitoextracción de metales en comparación con otras técnicas.	5
3.1	Ventajas de costo de la fitorrestauración (biorestauración en la rizósfera) donde se usan pastos, en comparación con otras técnicas.	8
3.2	Fitorrestauración. Aplicaciones y demostraciones de campo.	10
3.3	Ejemplos de sitios donde se están probando técnicas de fitorrestauración.	12
3.4	Plantas típicas usadas en varias aplicaciones de fitorrestauración.	13
3.5	Ejemplos de especies de plantas que hiperacumulan Zn, Ni, Se, Cu, Co o Mn en más del 1 % del metal en el tejido joven (en peso seco), en muestras colectadas en campos (aproximadamente 100 veces más altos que los niveles tolerados por cultivos normales).	28
3.6	Estimación de la remoción de Zn y Cd en la biomasa de cosechas de cultivo forrajero (maíz), comparadas con hiperacumuladores de Cd+Zn o con cultivos acondicionados para la fitoextracción. El suelo contenía 5 000 mg Zn/kg y 50mg Cd/kg de suelo (en peso seco).	30
3.7	Estudio de variables que afectan la asimilación de metales pesados por la planta.	31

Número		Página
3.8	Contenido de cadmio en la superficie de suelos contaminados en mg Cd/kg de suelo (ppm, en peso seco).	34
3.9	Contenido de cadmio en superficie de suelo y gusanos de tierra, en mg Cd/kg (ppm en peso seco).	37
3.10	Niveles de cadmio en plantas que crecen en lugares contaminados, en mg Cd/kg de tejido vegetal (ppm, en peso seco).	40
3.11	Valores límite de cadmio para el aire de los ambientes de trabajo.	42
3.12	Criterios interinos de restauración de suelos contaminados con inorgánicos tóxicos (metales pesados) y otros.	44
3.13	Contaminación de zinc en superficie de suelo, mg/kg (ppm en peso seco).	47
3.14	Contenido medio de zinc en plantas comestibles, mg/kg (ppm en peso seco).	50
3.15	Contenido de zinc en granos de cereal de diferentes países, mg/kg (ppm en peso seco).	51
3.16	Intervalos y niveles medios de Zn en pasto y trébol de diferentes países, mg/kg (ppm, en peso seco).	52
3.17	Concentración aproximada de trazas de elementos en tejidos de hojas maduras generalizada para varias especies, en mg/kg (ppm, en peso seco).	53
3.18	Niveles excesivos de Zn en plantas que crecen en sitios contaminados, mg/kg (ppm, en peso seco).	54

Número		Página
3.19	Valores límite de zinc (como óxido de zinc) para el aire de los ambientes de trabajo.	57
4.1	Muestras experimentales.	72
4.2	Planeación de muestreos para cada especie vegetal.	80
4.3	Planeación del número de plantas requeridas.	81
5.1	Densidad aparente, densidad real y porosidad de los diferentes sustratos utilizados al inicio y final de la experimentación.	87
5.2	Determinación de nutrientes cuantitativa y cualitativamente al inicio y final de la experimentación.	89
5.3	Contenido de materia orgánica en los diferentes sustratos utilizados.	91
5.4	Capacidad de intercambio catiónico en los sustratos al inicio y final de la experimentación.	92
5.5	Intervalos de las concentraciones de metales “de fondo” del suelo de prueba e intervalos de referencia.	94
5.6	Intervalos de humedad en las diferentes partes de la especie vegetal comestible.	95
5.7	Porcentaje de inhibición en la generación de biomasa de las especies vegetales con respecto a la especie vegetal “testigo” en los diferentes sustratos.	100
5.8	Datos resultantes de la prueba de hipótesis.	104
5.9	Ecuaciones y coeficientes de correlación de los ajustes polinomial, lineal y exponencial, para las diferentes especies vegetales que crecieron en el suelo contaminado con 150 mg Cd/kg de suelo seco.	114

Número		Página
5.10	Porcentaje de reducción de Cd y Zn en los diferentes sustratos al día terminal, de las especies vegetales utilizadas.	115
5.11	Concentraciones de Cd y Zn (mg de metal/kg de tejido vegetal seco) en la etapa terminal, en las diferentes partes de la planta.	126
5.12	Resumen de resultados obtenidos en el proceso de fitoextracción.	128
5.13	Estimaciones para evaluar las especies vegetales como alternativa de tratamiento.	128
A.1	Ocupaciones con exposición potencial a cadmio, clasificadas según intensidad de la exposición.	A 9

Notación

DA	densidad aparente
DP	densidad real o de las partículas
e	presión de vapor a una determinada temperatura
EP	espacio poroso
es	presión de vapor del aire saturado
H.R.	humedad relativa
K_{OW}	coeficiente de partición octanol-agua
M.O.	materia orgánica
n	tamaño de muestras aleatorias independientes
P	probabilidad
R	suelo rizosférico
r^2	Coeficiente de correlación
S	suelo no rizosférico
S^2	varianzas muestrales
t	distribución t de Student
X	medias muestrales
z	valor de $\boldsymbol{t_{0.01}}$

Letras griegas

α	nivel de significancia
δ	constante especificada
μ	media de la población
σ	varianza

Abreviaturas

ACGIH	Conferencia Americana de Higienistas Industriales (por sus siglas en inglés).
BTEX	Benceno, tolueno, etilbenceno y xileno.
CIC	Capacidad de intercambio catiónico.
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno.
DOE	Departamento de Energía de Ohio, E. U. A. (por sus siglas en inglés).
DQO	Demanda química de oxígeno.
EPA	Agencia de protección ambiental de E. U. A. (por sus siglas en inglés).
IDLH	Inmediatamente peligroso para la vida y la salud (por sus siglas en inglés).
ITRC	Intertstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group.
MSDS	Material Safety Data Sheet.
NALP	Líquidos en fase no acuosa (por sus siglas en inglés).
NIOSH	National Institute for Ocupational Safety and Health.
OMS	Organización Mundial de la Salud.
OSHA	Occupational Safety and Health Administration.
PAHs	Hidrocarburos policíclicos aromáticos (por sus siglas en inglés).
PCBs	Bifenilos policlorados.
PROFEPA	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente.
PST	Partículas suspendidas totales.
PVC	Policloruro de vinilo.
STEL	Límite de exposición a corto plazo (por sus siglas en inglés).
TCE	Tricloroetileno.
TLV	Valor del límite del umbral (por sus siglas en inglés).
TNT	2,4,6, trinitrotolueno.
TWA	Promedio de ponderación en el tiempo (por sus siglas en inglés).

1. Introducción

1.1 Antecedentes

La fitorrestauración es un proceso empleado para descontaminar suelos a través de especies vegetales que remueven sustancias como: petróleo, disolventes, plaguicidas y metales (Crowley *et al.*, 1997). En este proceso se utiliza la actividad microbiana asociada con la zona de la raíz de la planta y en ella participan bacterias, hongos y levaduras. La interacción planta-microorganismos favorece la producción de sustancias químicas que ayudan a la degradación (Medina y McCutcheon, 1996).

El aprovechamiento de la capacidad de las plantas, ya sea flora arbórea, arbustiva o herbácea, para atrapar y retener distintas sustancias químicas del medio ambiente, incluidas algunas de reconocida peligrosidad, no es una idea nueva y se relaciona con el concepto de destrucción de xenobióticos por organismos vivos (Burken y Schnoor, 1996).

En los procesos de desintoxicación que llevan a cabo las plantas interesan mucho dos de los complejos enzimáticos (existentes en las células hepáticas): citocromo P-450 y glutation-S-transferasa, que ejecutan su acción al cambiar la naturaleza y estructura de una sustancia nociva mediante la adición de oxígeno a la molécula. Existe evidencia de que algunas formas muy similares de estas enzimas (isoformas) se encuentran en varias especies de plantas (Muñoz y Molina, 1997).

Uno de los mecanismos de la fitorrestauración, es la fitoextracción, que consiste en la captación y acumulación de metales contaminantes por las raíces de las plantas y su traslocación a tallos y hojas (EPA,1996).

El uso de plantas hiperacumuladoras de metales junto con prácticas agronómicas adecuadas para maximizar su producción es una tecnología económica comparada con la remoción del suelo y su sustitución.

Las plantas emplean diferentes mecanismos para asimilar los metales del suelo. Uno de ellos es la hiperacumulación que incluye el transporte del metal desde el suelo al tejido joven, en concentraciones de 100 mg/kg de Cd, 1000 mg/kg de Ni, ó >10,000 mg/kg de Zn (Chaney *et al.,* 1995). Esta acumulación constituye un nuevo enfoque para la restauración de un suelo donde el cultivo puede ser cosechado, secado al aire e incinerado y los metales que queden en las cenizas, pueden ser recuperados en forma rentable. El costo de la fitoextracción de metales parece prometedor y actualmente se investigan y desarrollan sistemas prácticos con diferentes plantas de máxima producción (Chaney *et al.,* 1999). Como ejemplos se pueden mencionar:

- En Trenton, Nueva Jersey, el empleo de *Brassica juncea* que pertenece a la familia de la mostaza para restaurar suelo contaminado con plomo a poca profundidad. El plomo es removido de una concentración inicial de 700 mg/kg hasta 400 mg/kg en un año (Schnoor, 1997).

- *Thlaspi caerulescens*, que es una especie perenne que acumula grandes cantidades de Zn (> 3%) y Cd en suelo con pH ácido y que es posible usarla en suelos donde se cultiva arroz y tabaco (Chaney *et al.,* 1995, Brown *et al.*, 1995 y Li *et al.,*1997).

- La mostaza India (*Brassica juncea*) que es una planta que puede crecer fácilmente en varias localidades y climas y acumula cantidades significativas de metales pesados (EPA, 1997 y Kumar *et al.,*1995).

- El maíz que asimila y transporta plomo en su tejido vegetal (Wu *et al.*, 1995).

- La lechuga y la acelga por la alta acumulación de Cd en su tejido vegetal y que se emplean como cultivos indicadores, es decir, se toman como referencia y a partir de éstos, se determina cuanto Cd asimilan otras especies vegetales (Brown *et al.,* 1996).

- Otras especies usadas como indicadoras de asimilación de metales pesados son *Silene vulgaris* (Colleja) (que es usada en gastronomía), y la lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) (Chaney *et al.,* 1995).

- La avena (*Avena sativa*) y la cebada (*Hordeum vulgare*) han sido identificadas como efectivas para la fitoextracción de metales pesados y son tolerantes a concentraciones altas de cobre, zinc y cadmio, que acumulan principalmente en los tallos (Ebbs y Kochian, 1998).

- Los retoños de la alfalfa (*Medicago sativa*) que acumulan Zn, además de otros metales pesados (Gardea-Torresdey *et al.,* 1998).

1.2 Justificación

La limpieza de suelos contaminados por la actividad industrial requiere cuantiosas inversiones y la fitorrestauración es una alternativa viable en algunos casos. En este proceso se concentran compuestos y elementos contaminantes en la especie vegetal, se metabolizan y transforman en otros compuestos. Este mecanismo natural puede tomar un mayor tiempo que otros procesos, pero reduce impactos ambientales y costos, al tiempo que mantiene la apariencia natural de la zona afectada (EPA, 1997). Ejemplos de dos contaminantes de origen industrial que afectan el suelo son el Cd y el Zn.

El Cd se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre con una concentración promedio de 0.1 mg/kg. Por su abundancia, se obtiene como subproducto del refinado de los minerales de zinc, plomo o cobre, de hecho la minería genera aproximadamente el 65% de los residuos industriales en México (SEDESOL, 1993). Otras fuentes de contaminación son el empleo de combustibles fósiles, la incineración de residuos (Albert, 1997), el uso de fertilizantes fosfatados, los desechos de la fabricación de cementos, la disposición de residuos sólidos, el depósito de lodos y las aguas residuales industriales (Galvao y Corey, 1987).

Los suelos contaminados pueden contener niveles de concentración de Cd superiores a 57 mg/kg y se llegan a encontrar niveles con 160 mg/kg en los alrededores de las industrias procesadoras de metales (Albert, 1997).

En cuanto al Zn, su contenido en la corteza varía de 17 a 125 mg/kg, los valores más altos se encuentran en suelos aluviales mientras que los más bajos en suelos orgánicos (histosoles). El valor promedio es de 64 mg Zn/kg.

Con respecto a la contaminación de suelos, las fuentes antropogénicas de Zn se relacionan con la industria de metales no ferrosos así como con prácticas agrícolas que involucran la utilización inapropiada de fertilizantes y biosólidos. Un problema adicional

con el Zn son los cambios en su especiación, por ejemplo, un suelo labrable con pH de 6.1 y 1.25 % de materia orgánica, acondicionado con biosólidos enriquecidos con Zn, incrementa las especies disponibles de este elemento de 3% a 21% y las intercambiables de 21% a 34% (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

El uso de plantas en el proceso de fitoextracción, son una alternativa para la restauración de suelos contaminados con estos metales ya que tiene ventajas competitivas en cuanto a costos (aún cuando no se incluye la incineración en éstos), comparada con otras alternativas, como se muestra en la tabla 1.1; además de que hay ventajas estéticas y aplicabilidad a largo plazo. (EPA, 1997).

Tabla 1.1 Costos de la fitoextracción de metales en comparación con otras técnicas (Schnoor, 1997).

Tipo de tratamiento	**Dólares/m^3**	**Tiempo requerido (meses)**	**Gastos adicionales**	**Problemas de seguridad**
Solidificación	90-200	6-9	Transporte, excavación y monitoreo a largo plazo	Lixiviados
Relleno sanitario	100-400	6-9	Monitoreo a largo plazo	Lixiviados
Extracción química	250-500	8-12	Reciclaje de sustancias químicas	Disposición de residuos
Fitoextracción	15-40	18-60	Tiempo, confinamiento del lugar e incineración.	Disposición de residuos

2. Objetivos

2.1 Objetivo general del proyecto

Evaluar la capacidad de asimilación y concentración de cadmio y zinc por especies vegetales comestibles para su uso en fitoextracción de suelos contaminados con estos metales.

2.2 Objetivos específicos

1. Definir las especies vegetales comestibles para su aplicación en la fitoextracción en suelos contaminados con cadmio y cadmio-zinc.

2. Evaluar el crecimiento de las especies vegetales de interés en sustratos selectos controlando parámetros como humedad del suelo, temperatura y humedad relativa.

3. Evaluar la capacidad de bioconcentración y bioasimilación de los contaminantes estudiados en las especies vegetales cultivadas.

2.3 Hipótesis

En especies vegetales comestibles tales como la lechuga (*Lactuca sativa*), el calabacín (*Cucurbita moschata*) y el girasol (*Helianthus annus*) se llevan a cabo los procesos de bioconcentración y bioasimilación de cadmio y zinc, en cantidades suficientes para poder ser consideradas en procesos de fitoextracción de sitios contaminados.

3. Revisión del estado del arte

3.1 Fitorrestauración

La fitorrestauración es el uso de vegetación para el tratamiento *in situ* de compuestos orgánicos, nutrientes y contaminantes metálicos de suelos contaminados, sedimentos y agua y su mejor aplicación es en lugares con contaminación poco profunda (menos de 3 m, en función de la profundidad de la raíz).

El proceso se lleva a cabo mediante cinco mecanismos:

a) fitotransformación
b) biodegradación en la rizósfera
c) fitoestabilización
d) fitoextracción
e) rizofiltración.

La fitorrestauración es adecuada donde otros métodos de restauración no aplican por su costo (como se muestra en la tabla 3.1), así como en lugares donde existe una baja concentración de contaminantes o se requiere únicamente un “tratamiento superficial” y se dispone de periodos largos (de 6 meses a 3 años para su limpieza). Aunada a otras tecnologías, la fitorrestauración sirve además, para que la vegetación sea usada como una capa final, evitando erosión en el lugar. Existen algunas limitaciones para esta tecnología que deben ser consideradas antes de su selección, éstas incluyen los límites regulatorios requeridos, el tiempo en que se deben cumplir, la contaminación potencial de la vegetación, la posible introducción a la cadena alimenticia y la dificultad para establecer y mantener la vegetación en sitios contaminados con desechos tóxicos (Schnoor, 1997).

Tabla 3.1 Ventajas de costo de la fitorrestauración (biorestauración en la rizósfera) donde se usan pastos, en comparación con otras técnicas (Schnoor, 1997).

Tipo de tratamiento	**Intervalo de costos dólares/ton**
Fitorrestauración	10-35
Biorremediación *in situ*	50-150
Venteo de suelo	20-220
Térmico indirecto	120-300
Lavado de suelo	80-200
Solidificación/estabilización	240-340
Extracción por solventes	360-440
Incineración	200-1500

Algunas plantas han demostrado su capacidad para asimilar compuestos químicos orgánicos sin efectos tóxicos, que incluso en algunos casos pueden tomar y convertir en metabolitos menos peligrosos. Además, estimulan la degradación de compuestos químicos orgánicos en la rizósfera por la liberación de exudados y enzimas de la raíz, lo que favorece el proceso de descontaminación.

Las plantas asimilan y recuperan metales contaminantes (plomo, mercurio, cromo, cadmio y zinc) a través del crecimiento de biomasa, con la presencia de plantas se pueden filtrar los metales del agua en la raíz (rizofiltración), estabilizar sitios, controlar la erosión y evapotranspirar grandes cantidades de agua (fitoestabilización) (EPA, 1998).

La fitorrestauración se ha aplicado con éxito para remover: a) hidrocarburos como el benceno, tolueno, etilbenceno, xileno (BTEX), hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHs, por sus siglas en inglés), pentaclorofenol, bifenilos policlorados (PCBs, por sus siglas en inglés), tricloroetileno, tetracloroetileno y 1,1,2,2-tetracloroetano; b) 2,4,6 trinitrotolueno (TNT) y RDX; c) metales como plomo, cadmio, zinc, arsénico, cromo, selenio; d) plaguicidas como atrazina, cianazina, alaclor; e) radionúcleos: uranio, cesio 137, estroncio 90, y f) nutrientes: fosfatos, nitratos y amoníaco (Schnoor, 1997).

En las tablas 3.2, 3.3 y 3.4 se presentan aplicaciones de campo de la fitorrestauración, se muestra el uso de diferentes especies de plantas, dependiendo del medio donde crecen y el contaminante a tratar, tales como: *Salix* spp. (álamo híbrido, álamo de Virginia y sauce), pastos (centeno, pasto de Bermuda, sorgo, junco, espadaña), legumbres (trébol, alfalfa), plantas acuáticas (pluma de papagayo, maleza de estanque, arrurruz, junco, lenteja de agua) e hiperacumuladores de metales (girasoles, mostaza de la India y *Thlaspi* spp.) (EPA, 1997).

Tabla 3.2 Fitorrestauración. Aplicaciones y demostraciones de campo.(Adaptada de Schnoor, 1997).

Localización	**Aplicación**	**Plantas**	**Contaminantes**	**Función**
Chernobyl, Ukrania	Rizofiltración, estanque cercano al desastre nuclear	Girasol, *Helianthus annus*	^{137}Cs, ^{90}Sr	Reducción a un 90% en 2 semanas.
Ashtabula, Ohio	Rizofiltración, residuos en la producción de energía	Girasol, *Helianthus annus*	U	95% de remoción en 24 horas de 350 ppb a < 5 ppb.
Trenton, Nueva Jersey	Fitoextracción	Mostaza India *Brassica juncea*	Pb	Programa de limpieza de Pb a niveles bajos en una cosecha.
Rocky Flats, Colorado (1997)	Rizofiltración, lixiviados de un relleno sanitario	Girasoles y mostaza	U y nitratos	Programa de limpieza (comenzando).
Dearing, Kansas	Fitoestabilización suelo estéril de una fundidora abandonada	Álamo *Populus spp.*	Pb, Zn, Cd Concentraciones >20,000 ppm para Pb y Zn.	50 % de sobrevivencia después de 3 años. El sitio ha sido replantado sucesivamente.
Whitewood, Dakota del Sur	Fitoestabilización suelo con residuos de minas	Álamo *Populus spp.*	As, Cd	95% de árboles murieron por inclemencias del tiempo, venados en la zona y fitotoxicidad.
Pennsylvania (1995)	Fitoextracción suelo con residuos de mina	*Thlaspi caerulescens*	Zn, Cd	Absorción rápida, dificultad para descontaminar el suelo.
San Francisco, California	Fitovolatilización, suelos con petroquímicos y suelos con mal manejo agrícola	*Brassica sp.*	Se	El Se es absorbido y volatilizado en baja proporción por lo que se presenta dificultad para descontaminar el suelo.

Tabla 3.2 Fitorrestauración. Aplicaciones y demostraciones de campo.(Adaptada de Schnoor, 1997). (Continuación).

Localización	**Aplicación**	**Plantas**	**Contaminantes**	**Función**
Aberdeen, Maryland	Fitotransformación, agua subterránea	Álamos híbridos *Populus spp.*	TCE, PCA (1,1,2,2-tetracloroetano)	Evaluación del proyecto al segundo año.
Forth Worth, Texas	Fitotransformación, agua subterránea	Álamos híbridos *Populus spp*	TCE	Evaluación del proyecto al segundo año.
Milan, Tennessee	Fitotransformación, humedal de una planta de armas del ejército	Elodia Junco Pasto	TNT, RDX	>90% de remoción e incremento del pH de 3 a 7.
Middletown, Iowa	Fitotransformación, humedal y suelo que lo rodea	Álamos híbridos, arrurruz, maleza de estanque	TNT,RDX	Comenzando.
Ogden, Utah	Fitotransformación, agua subterránea y suelo con residuos petroquímicos	Álamos híbridos	BTEX, TPHs	Evaluación del programa al segundo año.
Portland, Oregon	Fitotransformación, residuos de preservativos de madera	Álamos híbridos	Pentaclorofenol, PAHs	Evaluación del programa al segundo año.
Martell, Clarence y Amana, Iowa (1992)	Fitotransformación, escurrimientos en cooperativas agrícolas.	Álamos Híbridos	Atrazina, nitratos	90 % de reducción en agua subterránea de NO_3 y atrazina.

Tabla 3.3 Ejemplos de sitios donde se están probando técnicas de fitorrestauración* (EPA,1996)

Lugar	**Tratamiento**	**Contaminantes**	**Medio**	**Planta**
Ogden (Utah)	Fitoextracción	Hidrocarburos (petróleo)	Suelo y agua subterránea	Alfalfa, álamos, enebro, festuca
Portsmouth (Virginia)	Rizofiltración y fitotransformación.	Petróleo	Suelo	Pastos y trébol
Milán (Tennessee)	Fitotransformación	Desechos de explosivos	Sedimentos	Lenteja de agua y pluma de papagayo
Aberdeen (Maryland)	Fitovolatilización (bombeo orgánico) y rizofiltración	Tricloroetileno y tricloroetano	Agua	Variedades de álamos

**No todos los tipos de desechos y no todas las condiciones de los sitios son comparables. Es necesario investigar cada sitio y someterlo a pruebas por separado, ya que lo que se presenta son ejemplos no generalizados pues es necesario demostrar como prerrequisito en campo, su aplicación.*

Tabla 3.4 Plantas típicas usadas en varias aplicaciones de fitorrestauración.(Schnoor, 1997)

Aplicación	Medio	Contaminante	Plantas típicas)
1. Fitotransformación	Suelo, agua subterránea, lixiviados de rellenos sanitarios, terrenos donde se descarga agua residual	• Herbicidas (atrazina, alaclor) • Aromáticos (BTEX) • Alifáticos clorados (TCE) • Nutrientes (NO_3^-, NH_4^+,PO_4^{3-}) • Residuos de explosivos (TNT,RDX)	• Árboles freatofitos (álamo, sauce, álamo de Virginia, álamo temblón) • Pastos (centeno, bermuda, sorgo) • Legumbres (trébol, alfalfa).
2. Biodegradación en la rizósfera	Suelo, sedimentos, terrenos donde se descarga agua residual	• Contaminantes orgánicos (pesticidas, aromáticos, hidrocarburos aromáticos polinucleares (PAH's)	• Liberadores fenólicos (mora, manzana, naranja) • Pastos con raíz fibrosa para contaminantes de 0-3 ft de profundidad (centeno, bermuda)
3. Fitoestabilización	Suelos y sedimentos	• Metales (Pb, Cd, Zn,Cu, Cr) • Se, U y As. • Orgánicos hidrofóbicos (PAH's, PCB's, dioxinas, furanos, pentaclorofenol, DDT y dieldrín)	• Árboles freatofitos de gran transpiración de agua para control hidráulico. • Pastos con raíces fibrosas para estabilizar la erosión del suelo. • Sistemas de raíz densas para atrapar contaminantes.
4. Fitoextracción	Suelos y sedimentos	Metales (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Se) con adición de EDTA para incrementar la disponibilidad del Pb.	• Girasoles, mostaza India • Cebada, lúpulo • Crucíferas • Ortiga, diente de león
5. Rizofltración	Agua subterránea, agua residual y agua de lagunas de tratamiento y humedales.	• Metales (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni) • Radionúcleos (^{137}Cs, ^{90}Sr, U) • Orgánicos hidrofóbicos	• Plantas acuáticas emergentes (junco, anea o espadaña, arrurruz,maleza de estanque) • Acuáticas sumergibles (Pluma de papagayo, hidrilla)

3.1.1 Fitotransformación

La fitotransformación se refiere a la asimilación de contaminantes orgánicos, nutrientes del suelo y agua subterránea y su subsecuente transformación por plantas (EPA, 1998). Depende de la absorción directa de contaminantes desde la humedad del suelo, su transformación y acumulación en metabolitos que no sean tóxicos (Fernández *et al.,* 1999).

La figura 3.1 esquematiza el flujo de masa (oxígeno, agua y carbón) a través de árboles tolerantes a inundaciones (Burken y Schnoor, 1998). Los mecanismos de transporte pueden variar según la especie. Las plantas suministran oxígeno a la rizósfera del suelo pero, también las raíces lo demandan para la respiración. En laboratorio se ha demostrado que la cantidad de oxígeno que se puede transportar a las raíces es considerable (0.5 mol O_2 por m^2 de superficie de suelo por día) (Schnoor, 1997). La cantidad de raíz es un parámetro clave que incrementa el carbón orgánico al perfil del suelo y por ello las plantas son capaces de absorber los contaminantes orgánicos vía cometabolismo en la rizósfera.

La asimilación directa de compuestos orgánicos por plantas es un mecanismo de remoción eficiente para sitios contaminados de poca profundidad, cuando son moderadamente hidrofóbicos (con coeficentes de partición octanol- agua, log K_{ow}, de 1 a 3.5). Esto incluye a compuestos químicos como BTEX, disolventes clorados y químicos alifáticos de cadena corta.

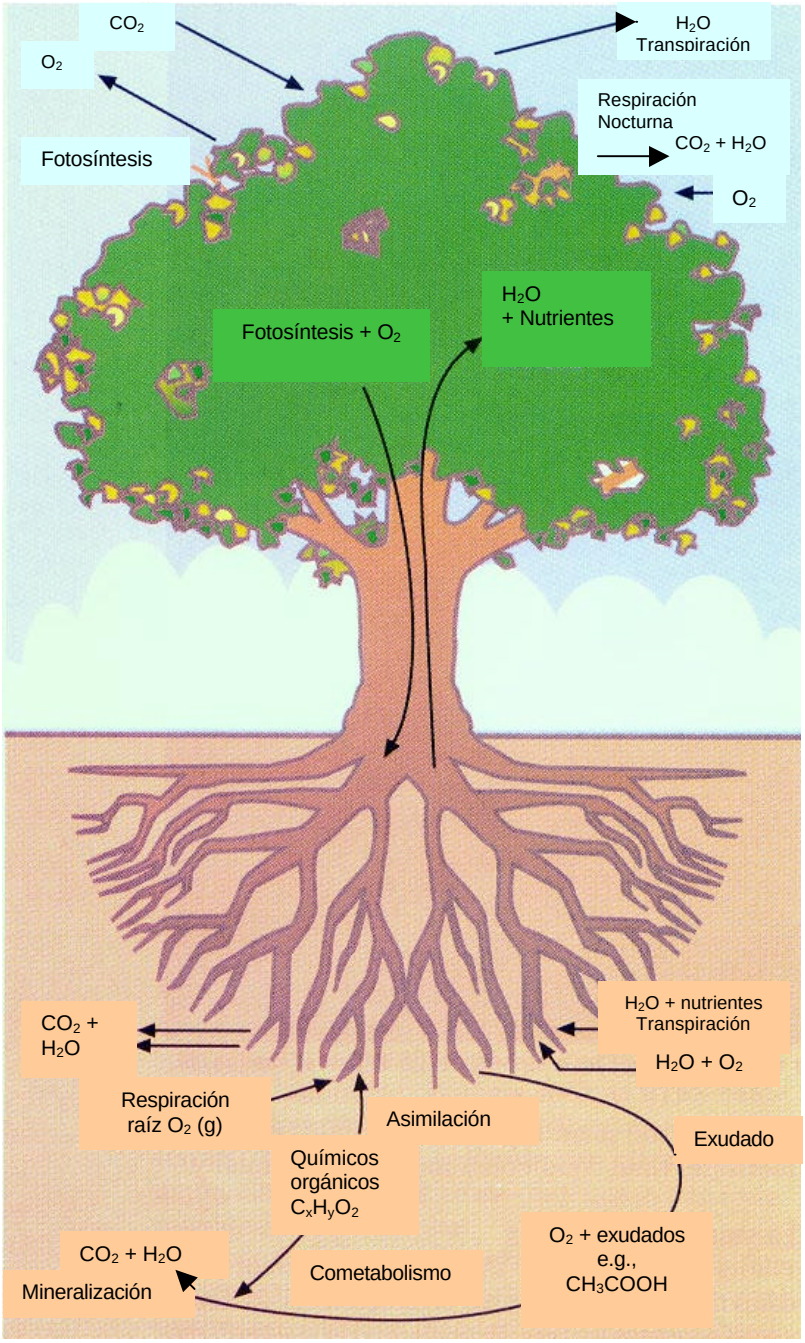


Figura 3.1 Flujo esquemático de oxígeno, agua y contaminantes a través de un árbol (Burken y Schnoor, 1998).

Los compuestos químicos hidrofóbicos (log K_{ow} > 3.5) están unidos fuertemente a la superficie de las raíces y suelo y no pueden traslocarse o cambiarse de lugar fácilmente dentro de la planta. En cambio, los compuestos químicos que son totalmente solubles en agua (log K_{ow} < 1) no son suficientemente absorbidos por la raíz ni tampoco activamente transportados a través de la membranas de la planta. Los compuestos químicos muy hidrofóbicos (log K_{ow} > 3.5) son candidatos para fitoestabilización y/o biodegradación en la rizósfera (Schnoor, 1997).

La asimilación directa de los compuestos químicos dentro de la planta a través de la raíz depende de la eficiencia de absorción, la tasa de transpiración y la concentración de las sustancias químicas en el agua del suelo (Burken y Schnoor, 1996). La eficiencia de absorción, a su vez, depende de las propiedades físicas y químicas, la especiación química y la misma planta. La transpiración es una variable clave que determina el porcentaje de asimilación del compuesto químico para un diseño de fitorrestauración, éste depende del tipo de planta, del área de las hojas, los nutrientes, la humedad del suelo, la temperatura, las condiciones de viento y la humedad relativa (Schnabel *et al.,* 1997).

Una vez que el compuesto químico orgánico es traslocado, la planta puede almacenar el compuesto y lo fragmenta dentro de una estructura nueva en la planta vía lignificación (enlaces covalentes del compuesto o sus fragmentos en la lignina de la planta); puede volatilizar, metabolizar o mineralizar el compuesto completamente a bióxido de carbono y agua. Tanto los compuestos alifáticos clorados como el tricloroetileno (TCE) son mineralizados a bióxido de carbono y metabolitos aerobios de baja toxicidad como el tricloroetanol, el ácido tricloroacético y el ácido dicloroacético (Newman *et al.,* 1997). Estos productos son similares a algunos encontrados en el hígado humano al destruir TCE por citocromo P450, que es una enzima abundante tanto en plantas como en humanos. De esta manera las plantas son algunas veces vistas como " hígados verdes" (Schnabel *et al.,*1996).

Como un ejemplo se puede mencionar que existe un proceso patentado que utiliza zanahorias para absorber diclorobifeniltricloroetano. Las zanahorias son cosechadas, secadas al sol e incineradas (McMullin,1993).

Otra forma de fitotransportación es la fitovolatilización, según la cual compuestos químicos volátiles o sus productos metabólicos son liberados a la atmósfera a través de la transpiración de la planta, pero muchos compuestos químicos orgánicos al salir reaccionan rápidamente en la atmósfera con radicales libres y forman componentes del smog fotoquímico. Esta transferencia, no es deseable como proceso *in situ* de tratamiento, pero es preferible a casos de exposición prolongada a suelo y agua subterránea contaminada por el riesgo que pueda representar (Schnoor, 1997).

Las enzimas nitrorreductasa y lacasa en plantas pueden degradar restos de explosivos de TNT (2,4,6, trinitrotolueno), y éstos pueden incorporarse al material de la planta o formar detritos orgánicos que llegan a ser parte de sedimentos orgánicos. El entendimiento de las rutas y productos finales del proceso enzimático simplificaría la investigación sobre la toxicidad en la fitorrestauración *in situ.*

3.1.2 Biodegradación en la rizósfera

La biodegradación en la rizósfera es además conocida como “fitoestimulación” o “biodegradación asistida por plantas”. La rizósfera, descrita por primera vez por Lorenz Hiltmer en 1904, ha sido el foco de las investigaciones agrícolas durante muchos años por su importancia para la productividad de cultivos. La rizósfera es una zona donde se presenta un incremento de biomasa y actividad microbiana en la interfase raíz-suelo, llamado "efecto rizosférico" y que se expresa frecuentemente de manera cuantitativa como la relación R/S, donde R es el número de microorganismos en suelo rizosférico y S el número de microorganismos en suelo no rizosférico, comúnmente esta relación tiene un valor entre 5 y 20, pero puede incrementarse hasta por arriba de 100 (Anderson *et al.*, 1993).

Como producto del proceso de biodegradación en la rizósfera, se incrementa la población microbiana ya que las sustancias naturales liberadas por las raíces de las plantas (azúcar, alcohol, ácidos orgánicos de cadena corta, compuestos fenólicos y de alto peso molecular como enzimas y proteínas) contienen carbón orgánico, del cual se alimentan y los nutrientes del suelo intensifican su actividad. Además las plantas aflojan la tierra y transportan agua al lugar, facilitando la biodegradación (Schnoor, 1997).

Anderson *et al.* (1993) demostraron la importancia de la degradación en la rizósfera:

- Los hongos asociados con raíces de plantas metabolizan los contaminantes orgánicos.
- Los exudados de las plantas estimulan las transformaciones bacterianas (por inducción enzimática).
- El incremento de carbón orgánico aumenta el índice de mineralización microbiana (aumento de sustrato).
- Las plantas proveen de hábitat a poblaciones microbianas aumentadas y sus actividades.
- El oxígeno resultante de transformaciones aeróbicas es bombeado a las raíces.

Los hongos que crecen en asociación simbiótica con la planta, tienen de manera única rutas enzimáticas que ayudan a degradar compuestos orgánicos que no se transformarían con bacterias.

Las poblaciones microbianas son abundantes en la rizósfera, las comunidades típicas comprenden $5x10^6$ colonias de bacterias/gramo de suelo seco, $9x10^5$ colonias de actinomicetos/gramo de suelo seco y $2x10^3$ colonias de hongos/gramo de suelo seco; las bacterias viven en colonias que cubren del 4-10 % del área de la superficie de la raíz (Foth, 1990).

Los árboles pueden realizar una acción de "bombeo orgánico" cuando sus raíces bajan hacia la capa freática, formando una masa densa de raíces que absorbe una gran cantidad de agua. Los álamos, por ejemplo, absorben 113 litros de agua por día, y hay una variedad de ellos (*Populus deltoides*) que absorbe hasta 1325 litros por día (EPA, 1998).

Esta acción de bombeo disminuye la tendencia de los contaminantes a descender hacia el agua subterránea (fuente de agua potable). En zonas agrícolas, los álamos plantados a lo largo de cursos de agua reducen el excedente de fertilizantes y herbicidas que van a parar a éstos y al agua subterránea. Por ello, en Iowa se plantaron álamos en campos de maíz. Cuando los árboles cumplieron tres años, se hizo un análisis del agua subterránea en los límites del maizal y se observó que aún cuando la concentración original de NO_3 era 150 mg/L, el agua subterránea entre los álamos contenía solamente 3 mg NO_3/L, mucho menos que el límite establecido por la EPA de 45 mg NO_3/L para el agua potable (EPA, 1996).

Asimismo, árboles plantados en rellenos sanitarios como sustitutos orgánicos de la tradicional capa final de arcilla o de plástico, absorben el agua de lluvia que, de lo contrario, se filtraría y llegaría al fondo del relleno en forma de lixiviado contaminado (EPA, 1996).

Las enzimas son activas en el suelo rizosférico próximo a la raíz (1 mm) y ayudan a transformar los contaminantes orgánicos, lo que no ocurriría en ausencia de la planta y por ello se crea una ecología en el suelo que es conveniente para la biorrestauración. Cuando crecen las plantas en suelos o sedimentos, el pH es amortiguado, los metales son bioabsorbidos o quelados y las enzimas permanecen protegidas en el interior de la planta o adheridas a la superficie (Anderson *et al.,* 1993).

La existencia de un incremento en bacterias desnitrificantes como *Pseudomonas spp.,* organismos degradadores de BTEX y heterótrofos en general, aunado a la liberación de exudados de la planta en el suelo ayuda a promover la degradación de sustancias orgánicas por sistemas de inducción enzimática de las poblaciones de bacterias existentes, estimulando el crecimiento de nuevas especies que son capaces de degradar residuos, y/o incrementar las concentraciones de sustrato soluble para todos los microorganismos (Schnoor , 1997).

Se han examinado cinco sistemas enzimáticos de plantas en sedimentos y suelo en los laboratorios de la Agencia de Protección Ambiental de E.U.A. (EPA, por sus siglas en inglés) en Athens, Georgia, éstos son: dehalogenasa, nitrorreductasa, peroxidasa, lacasa y nitrilasa. La primera es importante en las reacciones de descloración de hidrocarburos clorados y la segunda interviene en la primera etapa de la degradación de nitroaromáticos. En cuanto a la enzima lacasa sirve para romper las estructuras de anillos aromáticos en contaminantes orgánicos, mientras que la peroxidasa y la nitrilasa son importantes en reacciones de oxidación (Schnoor, 1997).

Como un ejemplo se puede mencionar que se han estudiado los tiempos de vida media de sistemas enzimáticos (nitrorreductasa, dehalogenasa y lacasa) en algunas plantas como malezas de estanque, algas, álamos, entre otras y se ha observado su capacidad para degradar compuestos nitroaromáticos (como el TNT), hidrocarburos halogenados (como solventes clorados y plaguicidas) y anilinas (McCutcheon *et al.,* 1995).

3.1.3 Fitoestabilización

En la fitoestabilización se usan las plantas para inmovilizar contaminantes *in situ* por disminución de la erosión del suelo y la reducción de la migración vertical de contaminantes al agua subterránea por transpiración (control hidráulico).

La fitoestabilización se aplica especialmente en sitios con contaminantes metálicos donde la mejor alternativa es "almacenarlos" en el lugar. Los metales no son degradados, sino capturados *in situ* en lugares con bajos niveles de contaminación (umbral de bajo riesgo) o altamente contaminados, donde las acciones de remoción a gran escala u otras alternativas de restauración no son factibles (Schnoor, 1997). Se emplean plantas de gran crecimiento para la inmovilización en el sitio al igual que para el control hdraúlico. Éstas no deben morir o ser removidas durante la fitoestabilización. También se pueden emplear para fijar radionúclidos (EPA, 1997).

3.1.4 Fitoextracción

La fitoextracción se refiere al uso de plantas acumuladoras de metales que los transportan y concentran desde el suelo en las raíces y partes aéreas. Esta alternativa también se aplica para la extracción de radionúcleos en lugares con mezclas de residuos (Schnoor, 1997).

3.1.5 Rizofiltración

La rizofiltración se refiere al uso de raíces de plantas para asimilar, concentrar y precipitar metales contaminantes de la superficie o del agua subterránea (EPA,1998).

Esta tecnología es destinada para metales contaminantes o mezclas, pero funciona también para residuos de explosivos y algunos compuestos orgánicos. El 2,4,6-trinitrotolueno (TNT) es un ejemplo ya que es asimilado por las raíces sin ser transportado en grado apreciable a otra parte de la planta. Se han empleado humedales (tabla 3.2) en Milan, Tennessee así como en Iowa para tratar aguas con residuos de explosivos en campos militares (Schnoor, 1997). Además, los humedales se han usado por muchos años para remover nutrientes, metales y compuestos orgánicos del agua (Lee y Banks, 1993).

Los sistemas de raíces y sedimentos en los humedales son facultativos (aerobios y anaerobios) y facilitan la asimilación y precipitación de metales tóxicos. La utilización de humedales con largos tiempos de retención produce condiciones sulfato reductoras que dan por resultado un incremento del pH y un decremento de la concentración de metales tóxicos, condición contraria a los tratamientos de extracción ácida (Schnoor, 1997).

Un ejemplo de aplicación en Berlín ha sido orientada a la remoción de plomo, cadmio, níquel y zinc en aguas residuales industriales y comerciales con 25 especies de algas (Klimmek y Stan, 1998).

3.1.6 Limitaciones

De manera general se puede establecer que la captación de un compuesto a través de las raíces depende de la eficiencia de asimilación de la planta, la tasa de transpiración, así como de la concentración del compuesto químico en el agua del suelo. En consecuencia, la eficiencia depende de las propiedades físicas y químicas del contaminante y de la planta. En particular, la transpiración es una variable que determina la tasa de asimilación del compuesto pero que a su vez depende del tipo de planta, el área de la hoja, los nutrientes, las características del suelo, y de las condiciones ambientales (McCutcheon *et al*., 1995).

Las limitaciones prácticas de la fitorrestauración son:

- La dificultad para tratar residuos que se encuentran a más de 3 metros de profundidad.
- La posibilidad de asimilar contaminantes en hojas que son reincorporadas al suelo, durante la caída de éstas en el otoño.
- La incapacidad para lograr una limpieza por debajo de ciertos niveles (dependiendo del contaminante) en un corto periodo.
- La dificultad para establecer la vegetación debido a la toxicidad en el lugar.
- La posibilidad de que algunos contaminantes migren fuera del lugar por los exudados solubles de las plantas (Schnoor, 1997).

Los contaminantes que se encuentran en niveles profundos como en el agua subterránea o en los lixiviados de rellenos sanitarios pueden ser tratados por irrigación y "bombeo hidraúlico" en plantaciones de árboles (EPA,1996).

En el caso de la degradación de compuestos orgánicos, una de las limitantes más importantes, es la transferencia de masa desde las partículas del suelo, por lo que la fitorrestauración puede requerir más tiempo para lograr el objetivo de limpieza en

comparación con otras alternativas más costosas como la excavación y tratamiento o disposición. Ello ocurre especialmente para compuestos hidrofóbicos que se encuentran fuertemente ligados a las partículas del suelo (McMullin, 1993).

En algunos lugares, el invierno puede representar problemas para la fitorrestauración, ya que la vegetación pierde hojas, y por las condiciones climatológicas, la asimilación y transformación cesa o disminuye.

La figura 3.2 es un árbol de decisión que sirve como guía para la aplicación de la fitorrestauración, en éste se consideran factores como:

- La tolerancia de la planta a las condiciones climatológicas de la zona y a las concentraciones del contaminante.
- La degradación por parte de los microorganismos.
- El coeficiente de partición octanol-agua.
- Si la planta acumula, transpira o degrada los contaminantes y en que cantidades.
- Los niveles aceptables para el sitio.
- Si lo hace factible el control de entradas y salidas de los contaminantes.
- La disposición final de la planta o de los productos metabólicos.

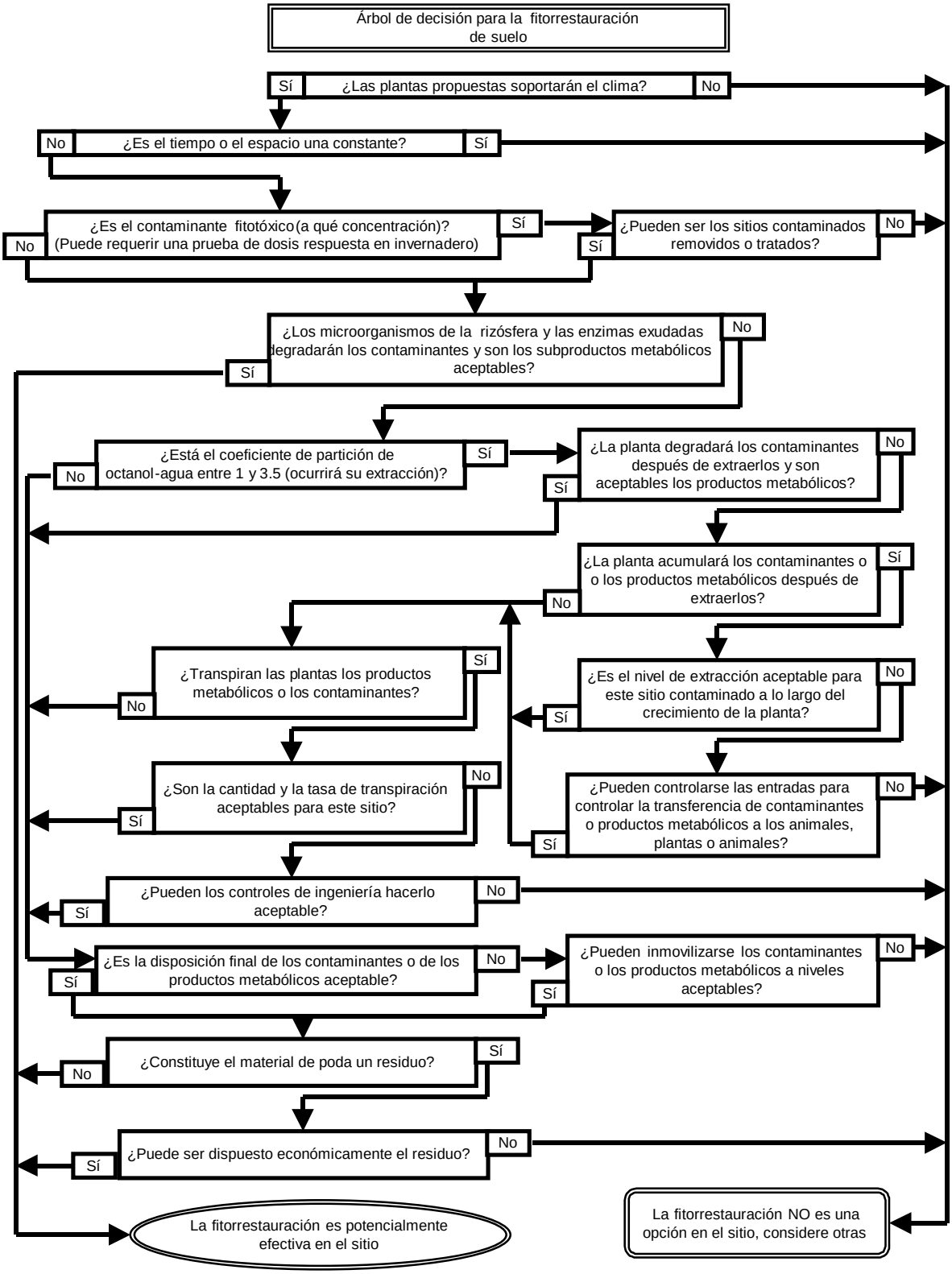


Figura 3.2 Guía para la aplicación de la fitorrestauración (ITRC, 1999).

3.2 Fitoextracción

La fitoextracción, conocida también como fitoacumulación, es la captación de metales contaminantes que llevan a cabo las raíces de las plantas y su acumulación en raíces, tallos y hojas (figura 3.3) (EPA,1996).

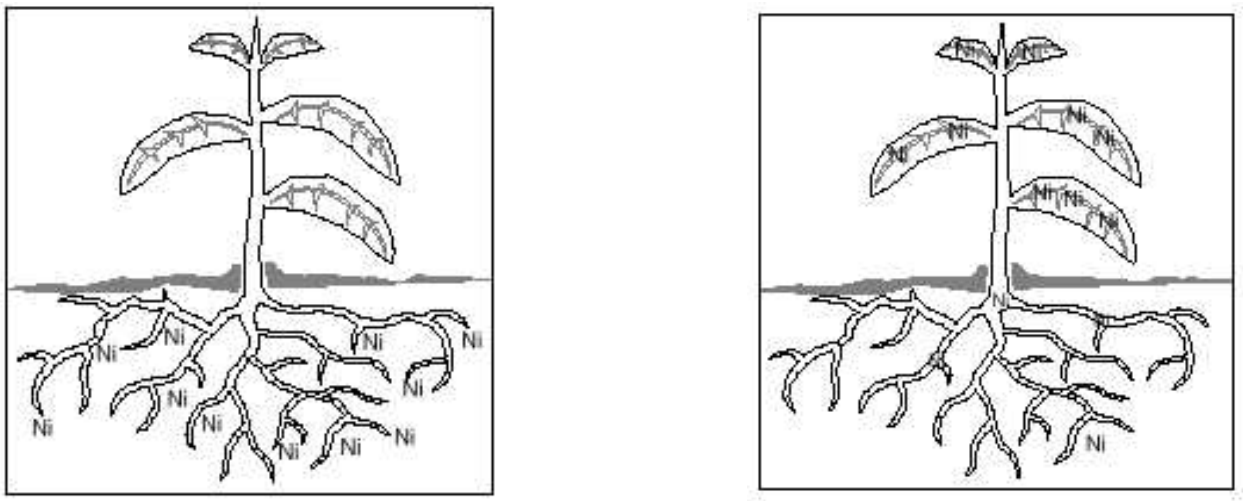


Figura 3.3 Captación de metales (níquel) por fitoextracción (EPA,1996).

Algunas plantas absorben mayores cantidades de metales en comparación con otras. Se selecciona un tipo de planta, según los metales presentes y las características del lugar y se plantan. Después de un tiempo, se cortan y se incineran o se deja que se transformen en abono vegetal para reciclar metales. Este procedimiento se puede repetir el número de veces que sea necesario para reducir la concentración de contaminantes del suelo a límites aceptables. Si se incineran las plantas, los residuos deben colocarse en un confinamiento controlado, pero la cantidad de ceniza será sólo alrededor del 10 % del volumen de los residuos que habría que eliminar si se excavara el suelo contaminado para tratarlo.

Los mejores candidatos para la fitoextracción son el níquel, el zinc y el cobre porque son preferidos por 400 plantas, aproximadamente, que se sabe que absorben cantidades altas de metales (EPA, 1996).

3.2.1 Alcances de la fitoextracción

Un punto importante en la fitoextracción, es si los metales pueden ser recuperados económicamente del tejido de la planta o si se requiere la disposición de los residuos. Algunas consideraciones de diseño incluyen el "factor de acumulación" (relación del metal en el tejido de la planta con respecto al metal en el suelo) y la productividad de la planta (kg de masa seca que es cosechable cada estación).

Para que el tratamiento sea eficiente, se requiere una planta de crecimiento intensivo (> 3 toneladas de masa seca /ha año) que pueda ser recolectada fácilmente y que acumule grandes concentraciones del metal en la porción cosechable (> 1000 mg/kg de masa seca). Para lograr una limpieza entre 3 a 5 años, la planta debe acumular niveles de metal 10 veces mayores a los niveles en el suelo. Por ejemplo, si el suelo tiene una concentración de 500 mg de metal por kg, entonces la concentración en la planta debe ser aproximadamente 5000 mg/kg en masa seca (Schnoor,1997).

Como regla general, los metales como el cadmio, el níquel, el zinc, el arsénico, el selenio y el cobre están relativamente más biodisponibles para las plantas que el cobalto, el manganeso y el hierro. El plomo, el cromo y el uranio son los menos biodisponibles, pero pueden ser removidos vía rizofiltración por plantas con una masa densa de raíces. El plomo se puede hacer más biodisponible si se añade EDTA al suelo (0.5-10 μg EDTA/kg de suelo), sin embargo, esto incrementa la solubilidad del plomo y la probabilidad de su migración al agua subterránea (Wu *et al.*, 1995).

3.2.2 Plantas acumuladoras de metales

Las plantas emplean diferentes mecanismos para asimilar los metales del suelo. Uno de ellos, la hiperacumulación, incluye el transporte del metal desde el suelo al tejido joven, en concentraciones de 100 mg/kg de Cd, 1000 mg/kg de Ni, ó >10,000 mg/kg de Zn (Chaney *et al.,* 1995).

La acumulación de metales puede beneficiar a las plantas en su capacidad de reproducción ya que reduce las mordidas de insectos y de organismos dañinos. La tabla 3.5 lista algunas especies hiperacumuladoras de metales pesados, las cuales alcanzan a concentrar más del 1% del metal en el tejido joven cuando crecen en suelos contaminados (Chaney *et al.*, 1999).

Tabla 3.5 Ejemplos de especies de plantas que hiperacumulan Zn, Ni, Se, Cu, Co, o Mn en más del 1% del metal en el tejido joven (en peso seco), en muestras colectadas en campos (aproximadamente 100 veces más altos que los niveles tolerados por cultivos normales) (Chaney *et al.*, 1999).

Elemento	**Especie de planta**	**mg metal/kg tejido seco (hojas)**	**Lugar**
Zn	**Thlaspi calaminare**	39,600	Alemania
Cd	Thlaspi caerulescens	1,800	Pennsylvania
Cu	*Aeollanthus biformifolius*	13,700	Zaire
Ni	*Phyllanthus serpentinus*	36,100	Nueva Caledonia
Co	*Haumaniastrum robertii*	10,200	Zaire
Se	*Astragalus racemosus*	14,900	Wyoming
Mn	*Alyxia rubricaulis*	11,500	Nueva Caledonia

La tabla 3.6 ilustra cómo algunas especies son hiperacumuladoras e hipertolerantes a los metales en un promedio anual de éstos en el suelo. Las especies normales como el maíz (*Zea mays* L.) no remueven cantidades apreciables de metales y se observa el

problema de la fitotoxicidad. *Thlaspi caerulescens*, por otro lado, tiene rendimientos tan bajos como los del maíz, pero puede hiperacumular 2.5 % de Zn en pruebas de campo.

La acumulación de Zn y Cd en pruebas de campo, en diferentes especies, muestra una variación sustancial en la hiperacumulación de Cd en presencia de cantidades de Zn en relación de 1g de Cd: 100 g de Zn, todas las cepas acumularon altos niveles de Zn pero difirieron en la hiperacumulación del Cd (Chaney *et al.,* 1999).

Thlaspi caerulescens acumula grandes cantidades de Zn y Cd si el pH del suelo es bajo, situación que se presenta debido a prácticas agrícolas y ésta podría ser usada en limpieza de suelos donde se cultiva arroz y tabaco, para minimizar probables efectos a la salud humana (Chaney *et al.,* 1995).

La ingeniería genética ha empezado a desarrollar nuevas plantas para ser usadas en la fitorrestauración. Un ejemplo es la transferencia de genes microbianos reductores de mercurio hacia plantas superiores, los cuales permiten reducir el ión mercurio del suelo a mercurio metálico que puede ser evaporado, disminuyendo riesgos. El mercurio metilado es la forma más peligrosa del Hg, éste es lipofílico y especialmente biomagnificado en la cadena alimenticia de los ambientes acuosos, para su reducción existen plantas con las enzimas hidrolasa metil mercúrica y reductasa ión mercúrica (Chaney *et al.*, 1999).

Con respecto al plomo, las plantas naturales no acumulan cantidades importantes para llevar a cabo una fitoextracción. Wu *et al.* (1995) han aplicado quelantes como el EDTA, para hacer soluble al plomo del suelo y que las membranas de las raíces asimilen el Pb-EDTA por el movimiento del agua a la raíz, sin embargo, algunas plantas no toleran altos niveles de Pb en su tejido y suspenden su crecimiento. Esta tecnología requiere un revestimiento de plástico para evitar que los lixiviados lleguen a las subcapas del suelo.

Tabla 3.6 Estimación de la remoción de Zn y Cd en la biomasa de cosechas de cultivo forrajero (maíz), comparadas con hiperacumuladores de Cd+Zn o con cultivos acondicionados para la fitoextracción. El suelo contenía 5,000 mg Zn/kg y 50 mg Cd/kg de suelo (en peso seco) (Adaptada de Chaney *et al.*, 2000).

Cultivo	**Generación de biomasa (ton/ha)**	**Zn en tejido joven (mg/kg)**
Maíz, normal	20	25
Maíz, tóxico	10	500
Thlaspi	5	25000
Cultivo acondicionado	20	25000
Cultivo	**Generación de biomasa (ton/ha)**	**Cd en tejido joven (mg/kg)**
Maíz, normal	20	0.5
Maíz tóxico	10	5
Thlaspi	5	250
Hiperacumulador Cd *Thlaspi*	5	2500
Cultivo acondicionado	20	250
Hiperacumulador Cd Cultivo acondicionado	20	2500

Hay especies vegetales comestibles que han sido identificadas no solamente por acumular metales en grandes cantidades en la estructura de la raíz de la planta, sino también por transportarlos desde la raíz a los tallos y hojas (Baker *et al .,* 1994).

Otros estudios han sido orientados a la evaluación de las concentraciones fitotóxicas (que reducen el crecimiento de la planta) y de algunas variables que pueden afectar la asimilación de metales pesados por la planta, según se muestra en la tabla 3.7.

Tabla 3.7 Estudio de variables que afectan la asimilación de metales pesados por la planta.

Fuente de contaminación	**Planta**	**Tipo de estudio**	**Resultados**	**Fuente**
Suelo con residuos de mina	Lechuga (*Lactuca sativa* var. *Paris white*) Rábano (*Raphanus sativa*) Trigo (*Triticum aestivum* var. *Timmo)*	Efectos del pH y la adición de cal.	Se encuentran relaciones de asimilación de metales pesados a ciertos pH, según la adición de cal.	U.S. Army, 1988.
Aplicación de biosólidos en suelos por largos periodos de tiempo	Trigo (*Triticum aestivum* L. *Vona*)	Medición de concentraciones promedio de metales pesados en el tejido vegetal total de la planta.	Se encontraron concentraciones de : 787 mg Cu/kg 1280 mg Zn/kg 83 mg Ni/kg 213 mg Pb/kg 10 mg Cd/kg 27 mg Mo/kg.	Barbarick *et al*., 1998.
Aplicación de biosólidos en suelos por largos periodos de tiempo	Maíz (*Zea mays)* *Avena (Avena sativa*) Alfalfa (*Medicago sativa*) Frijol de soya (*Glycine max*)	Medición de concentraciones promedio de metales pesados en el tejido vegetal total de la planta.	No se encontraron concentraciones fuera de las consideradas como normales en la planta.	Sloan *et al*., 1998.
Suelo contaminado con cadmio y zinc	Arroz (*Oriza sativa*)	Medición de la concentración en los granos de arroz que crecieron en suelos con 50-150 mg Cd/kg.	Se encontraron concentraciones de 2-10 mg Cd/kg y 100-1200 mg Zn/kg.	Ryan *et al*., 1999.
Suelos contaminados o acondicionados con biosólidos	Forraje para ganado	Determinación de concentraciones fitotóxicas de Co para la planta.	Se presenta fitotoxicidad a 25 mg Co/kg.	Chaney *et al*., 1999.
Suelos contaminados cercanos a fundidoras o minas	Follaje de plantas varias	Determinación de concentraciones fitotóxicas de Cd y Zn para la planta.	Se presenta toxicidad en intervalos de 500-1500 mg Zn/kg y de 5-700 mg Cd/kg.	Chaney *et al*., 2000.

Tabla 3.7 Estudio de variables que afectan la asimilación de metales pesados por la planta. (Continuación)

Riego en suelos agrícolas con aguas residuales por más de 80 años	Alfalfa Calabaza Chile Frijol Maíz	Medición de concentraciones de metales pesados en toda la planta.	Se encontraron intervalos de:12.7-43.9 mg Pb/kg, 9.5-15.1 mg Cd/kg y 2.0-23.1 mg Cr/kg.	García Zúñiga, 1989.
Riego en suelos agrícolas con aguas residuales por más de 80 años	Maíz (grano)	Medición de concentraciones de metales pesados en la planta.	Se encontraron concentraciones consideradas como normales: 0.033 mg Pb/kg 0.033mg Cd/kg 1.44 mg Cu/kg 32.5 mg Zn/kg.	Siebe, 1994.
Suelos cercanos a lugares donde se ocuparon residuos de fundidoras para pavimentar.	Hojas de: Pastos Arbustos Árboles	Medición de concentraciones de metales pesados en la planta.	Se encontraron intervalos de: 111-1195 mg Zn/kg 2-66.9 mg Cu/kg 10-255 mg Pb/kg 0.8-12.4 mg Cd/kg 147-2156 mg Fe/kg 44-359 mg Mn/kg.	Dueck,*et al.*, 1987.
Suelos ácidos de producción de girasoles	Girasoles	Efectos del pH y la adición de cal.	La aplicación de cal no reduce la asimilación de cadmio ni su transferencia a los granos del girasol, en contraste con otras especies estudiadas.	Li *et al.*, 1996.
Suelos contaminados con Cd	Fresa (*Fragaria x ananassa Duch.*)	Efectos del pH (5.1-6.8) y adición de diferentes concentraciones de Cd (0, 15, 30 y 60 mg Cd/kg de suelo seco).	La máxima acumulación se da en la raíz (505.7mg Cd/kg), en las hojas se registran concentraciones de 10.2 mg Cd/kg y en los frutos no se excede de 700 μg Cd/kg de peso húmedo y un pH de 5.1. El crecimiento de la planta decrece cuando aumenta la concentración de Cd en el suelo.	Cieslinski *et al.*, 1996.

En el aspecto bioquímico, la característica más importante es la fuerte afinidad del cadmio por los grupos sulfhidrilo, cadenas de proteínas y grupos fosfato de muchos compuestos. En efecto el cadmio tiende a ser concentrado en las fracciones protéicas de las plantas, lo cual representa un problema en la producción de alimentos (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

El cadmio es considerado un elemento tóxico para la planta ya que causa disturbios en las actividades enzimáticas, inhibe la formación de antocianina y clorofila. Los síntomas son retardo en el crecimiento, daño a las raíces, clorosis de las hojas y coloración café-rojiza en los bordes de las hojas. La clorosis en hojas se atribuye a la reducción en el número de cloroplastos por célula y a los cambios en el tamaño de la célula pues el cadmio interfiere en la duplicación de cloroplastos, en la división celular y altera las propiedades del aparato fotosintético (Baryla *et al.*, 2001).

En concentraciones fitotóxicas (5-20 mg Cd/kg de tejido vegetal, en peso seco), el Cd muestra efectos inhibitorios en la fotosíntesis, problemas en la transpiración y fijación de CO_2 y altera la permeabilidad en las membranas celulares. Inhibe, además, la transformación de ADN en microorganismos e interfiere en la simbiosis entre microorganismos y plantas, así como en el incremento a la disposición a invasiones por hongos en la planta (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Lagriffoul *et al.* (1998) estudiaron los efectos tóxicos por la asimilación de Cd en plantas de maíz (*Zea mays* L.), encontraron una inhibición del crecimiento y de la generación de biomasa, la disminución de clorofila y cambios en las actividades enzimáticas.

Ouzounidou *et al.* (1997) determinaron que la presencia del cadmio en el tejido vegetal del trigo (*Triticum aestivum* L.) disminuye de clorofila, el contenido de nutrientes esenciales y provoca cambios estructurales en los cloroplastos y membranas.

3.3 El cadmio y el zinc

En el apéndice A se encuentran las características del Cd, las fuentes ambientales, la absorción y poblaciones expuestas, así como las características fisicoquímicas del Zn y sus aplicaciones. En este apartado se mencionan aspectos relevantes de sus propiedades para este estudio.

3.3.1 El cadmio en suelos

Las fuentes de Cd para el suelo incluyen los fertilizantes, los desechos de la fabricación de cementos, la disposición de residuos sólidos y las aguas residuales industriales.

En suelos no contaminados existe alrededor de 1 mg/kg de Cd (1ppm) mientras que en los lugares contaminados se ha encontrado por arriba de 16 mg/kg de Cd (Galvao y Corey, 1987). Algunos suelos pueden contener niveles de concentración de Cd superiores a 57 mg/kg, como resultado del depósito de lodos en suelos, y a 160 mg/kg en los alrededores de las industrias procesadoras de metales (Albert, 1997).

En lugares que han sido regados con aguas residuales, por varias décadas, las concentraciones medias más altas de Cd, se encuentran en la parte superficial del suelo. Por ejemplo, en Hidalgo, México, se han encontrado concentraciones de entre 4.8 y 7.9 mg/kg de Cd (con concentraciones de fondo de entre 1.9 y 2.4 mg/kg) en profundidades de entre 0 y 33 cm del perfil del suelo, en zonas que han sido regadas por más de 40 años con aguas residuales (Flores *et al.,* 1992).

El contenido de Cd en los fertilizantes es muy variable y depende de su origen. Se calcula que los procedentes de África occidental contienen entre 160 y 225 g de Cd por tonelada de pentóxido de fósforo, en tanto que la concentración, en los procedentes del sureste de los Estados Unidos es de 36 g/ton. Su aplicación, en consecuencia, significa un aumento del 1% en el nivel de Cd del suelo superficial en Estados Unidos, y a pesar

de que la tasa de incremento es relativamente pequeña, se ha demostrado que la aplicación continua de fertilizantes causa un aumento notable del Cd en suelos, de donde se puede transportar a las plantas e incorporarse a la cadena trófica como ocurrió en Japón en el caso del "Itai- Itai" (Albert, 1997).

La concentración de Cd en la superficie de suelos cercanos a minas de Pb y Zn puede ser muy alta, así como en fundidoras, según se muestra en la tabla 3.8

Tabla 3.8 Contenido de cadmio en la superficie de suelos contaminados en mg Cd/kg de suelo (ppm, en peso seco) (Adaptada de Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Sitio y fuente de contaminación	**Intervalo de contenido**	**País**
Área minera	0.6-168	Gran Bretaña
	2.0-336	Gran Bretaña
	2.0-144	Bélgica
Industrias procesadoras de metal	3.2-1781	Bélgica
	2.0-5	Bulgaria
	2.0-36	Canadá
	9.0-33	Holanda
	1.8-88	Japón
	6.0-270	Polonia
	12	Rumania
	26-1500	Estados Unidos
	0.6-46	Zambia
Jardines urbanos	1.0-17	Gran Bretaña
	0.03-61	Polonia
	0.02-13.6	Estados Unidos
	10-100	Estados Unidos
	3.9	Alemania del Oeste
Tierra fertilizada y acondicionada con biosólidos	7.3-8.1	Canadá
	1.5-167	Gran Bretaña
	15-57	Holanda
	2.5-5.6	Hungría
	2.2-7.5	Japón
	0.4-107	Polonia
	3.6-8.3	Estados Unidos
	1.0-10	Estados Unidos

México se ha caracterizado por ser una potencia minera. Se encuentra en los primeros lugares del mundo en la producción de arsénico, plomo, mercurio, fluorita, bario, cadmio, entre otros. La minería es una actividad de importancia en estados como: Guanajuato, Sonora, Chihuahua, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí e Hidalgo. En un sitio minero, dos son las principales fuentes de contaminación: el proceso primario de tratamiento, y la generación de residuos mineros (jales) (INEGI, 1996).

La minería genera aproximadamente el 65% de los residuos industriales en México, en estos sitios, las rutas de exposición pueden ser del material particulado o del suelo contaminado (por el polvo generado desde la mina, el material proveniente de los jales o por la deposición de las partículas del aire) (SEDESOL, 1993).

Los polvos de las orillas de carreteras cercanas a industrias fundidoras, en Torreón, Coahuila, reportan concentraciones de Cd de entre 62 y 289 mg/kg, en Chihuahua de entre 3 y 70 mg/kg y en Monterrey de entre 1 y 3 mg/kg (Benin *et al.,* 1999).

Díaz-Barriga *et al*. (1997) reportaron concentraciones de Cd en la superficie del suelo y polvo casero, de entre 2 y 16 mg/kg en la comunidad de Anapra, Ciudad Juárez, Chihuahua, a distancias de entre 600 y 1800 m de la fundidora de El Paso Texas.

3.3.2 Absorción y transporte de cadmio en plantas

El Cd no es considerado como un elemento esencial para los procesos metabólicos, sin embargo es absorbido por sistemas de raíces y hojas, y acumulado en cantidades apreciables en organismos del suelo, como se muestra en la tabla 3.9. En cada caso de estudio se comprueba una relación lineal entre el cadmio en la planta y el presente en el medio de crecimiento.

El pH es considerado como el principal factor que controla la asimilación total y relativa del cadmio, como se muestra en la figura 3.4. Sin embargo, hay resultados contradictorios que indican que el Cd llega a ser más móvil en suelos alcalinos; debido a la formación de complejos o quelatos metálicos, donde la asimilación del cadmio por la planta llega a ser independiente del pH (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Li *et al.* (1996) observaron que existe una excepción con los girasoles (*Helianthus annus*), cuando el pH del suelo se incrementa (pH 6.5-7) no se reduce la asimilación de Cd ni su transferencia a las hojas y a los granos.

Además del pH, las características del suelo también pueden causar diferencias en la asimilación. En suelos ácidos, la materia orgánica puede controlar fuertemente la solubilidad del cadmio, cuando ésta se incrementa, las formas intercambiables de cadmio también lo hacen. Las especies solubles son las más disponibles para la planta, el cadmio y otros metales pesados se transportan fácilmente dentro de ella en forma de complejos metalorgánicos, aparentemente con los mismos mecanismos que traslocan al Zn. El transporte está restringido por sitios de intercambio de compuestos activos, localizados en las paredes celulares, una gran proporción se acumula en el tejido de las raíces y en menor cantidad en la parte alta de la planta (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Tabla 3.9 Contenido de cadmio en superficie de suelo y gusanos de tierra, en mg Cd/kg (ppm en peso seco) (Adaptada de Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Metal	Suelo	Gusanos de tierra	gusanos/suelo
Cd	2	15	7.5
	4	4	1
	1.6	11.1	6.9
	0.9	14.4	16
	1.1	18	16
	0.6	12	20
	0.1	2.7	27
	4.1	10.3[a]	27.6
	0.16	6[b]	37.2

Nota: Los organismos analizados fueron *Lumbricus rubellus* o *L. terrestris.*

[a] Otro invertebrado

[b] En base húmeda

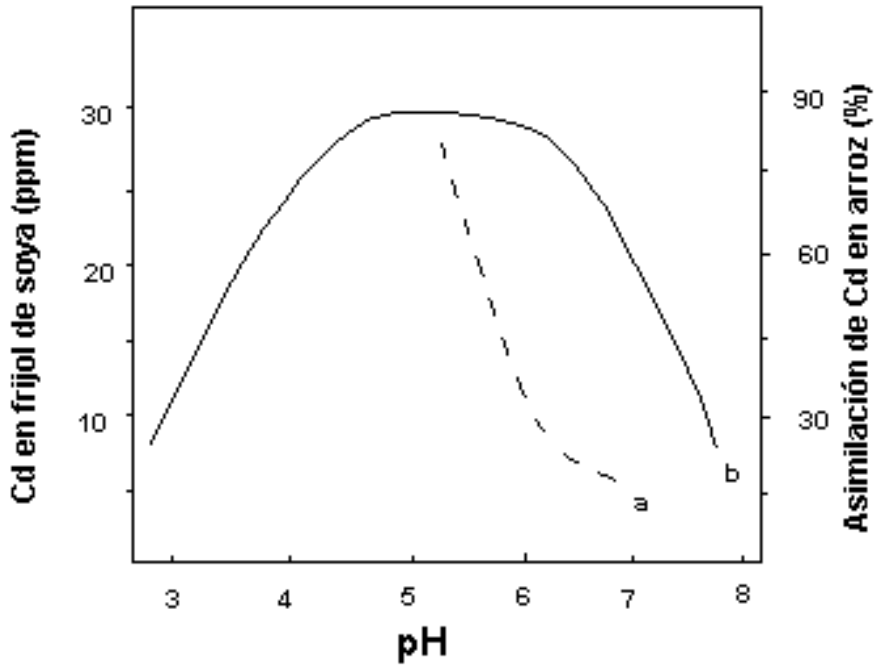


Figura 3.4 (a)Efecto del pH del suelo sobre el contenido de cadmio en hojas de frijol de soya y (b) efecto del pH de la solución sobre la absorción relativa de cadmio en arroz. (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

La interacción con otros elementos, puede afectar también la asimilación del cadmio. Por ejemplo, la interacción de Cd-Zn, en la mayoría de los casos reduce la asimilación en los sistemas de raíz y foliares. La relación Cd-Ca, relacionada con la variación del pH en el suelo, inhibe la absorción del cadmio por un exceso de iones de Ca^{+2}, aunque puede haber excepciones (Chaney *et al.*, 1999).

Se han recolectado datos de algunos países, que por su industria y prácticas agrícolas, reportan concentraciones significativas de Cd en las plantas (tabla 3.10).

Tabla 3.10 Niveles de cadmio en plantas que crecen en lugares contaminados, en mg Cd/kg de tejido vegetal (ppm en peso seco) (Adaptada de Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Lugar y fuente de contaminación	**Parte de la planta**	**Intervalo en contenido o media de Cd**	**País**
Área antigua de mina	Pasto	1.0-1.6	Bélgica
	Líquenes	11-22	Bélgica
	Col de Bruselas	0.10-1.77	Gran Bretaña
	Pasto	1.1-2.0	Gran Bretaña
	Tréboles	4.9	Gran Bretaña
Industria procesadora de metales.	Hojas de lechuga	45	Australia
	Hojas de remolacha	0.04-0.49 (base húmeda)	Australia
	Hojas de nabo	0.5	Alemania del Este
	Pasto	8.2	Gran bretaña
	Arroz	0.72-4.17	Japón
	Hojas de lechuga	5.2-14.1	Polonia
	Zanahoria	1.7-3.7	Polonia
	Hojas de espinaca	6.4	Zambia
	Champiñones	3-56	Finlandia
Generadora eléctrica a base ce carbón lignítico	Pasto	1.1	Checoslovaquia
Huertos urbanos	Col de Bruselas	1.2-1.7	Gran bretaña
	Col	1.1-3.8	Gran Bretaña
	Hojas de lechuga	0.9-7.0	Estados Unidos
Tierra de cultivo acondicionada con biosólidos o fertilizada	Granos de cereal	0.1-1.1	Finlandia
	Arroz	5.2	Japón
	Pastura	0.3-2.9	Hungría
	Hojas de lechuga	70	Estados Unidos
	Hojas de lechuga	8-37	Alemania del Oeste
	Hojas de maíz	35	Estados Unidos
	Hojas de lechuga	0.5-22.8	Estados Unidos
	Zanahorias	0.2-3.3	Estados Unidos
	Semillas de frijol de soya	2.3	Estados Unidos
	Hojas de col	130	Rusia
	Granos de trigo	5.5-14.2[a]	Rusia
	Hojas de trigo	19-47[a]	Rusia
	Raíz de trigo	397-898[a]	Rusia
Contaminación por transporte aéreo (deposición)	Hojas de lechuga	5.2	Dinamarca
	Hojas de espinaca	3.9	Dinamarca
	Zanahorias	3.5	Dinamarca

[a] Experimento en macetas

3.3.3 Límites permisibles y de exposición al cadmio en el ambiente

Los límites establecidos para la exposición al cadmio toman en cuenta las diferentes rutas de exposición que contribuyen efectivamente a la cantidad final que ingresa y es absorbida por el organismo (Galvao y Corey, 1987).

En cuanto a los límites ocupacionales para Cd en aire, éstos se establecen para proteger a los trabajadores expuestos (Galvao y Corey, 1987). En la tabla 3.11 se encuentran los valores límite, según diferentes referencias. En relación con esta tabla el valor del límite del umbral, TLV (por sus siglas en inglés), es un término usado por la Conferencia Americana de Higienistas Industriales, ACGIH (por sus siglas en inglés) que representa la concentración en el aire de un material al que casi todos los trabajadores pueden estar expuestos día tras día sin efectos adversos. Los "trabajadores" significa individuos sanos; las personas jóvenes, enfermas o susceptibles naturalmente tendrán menores tolerancias y necesitarán tomar precauciones adicionales (MSDS, 1990).

La ACGIH expresa los TLV de tres maneras: a) máxima concentración que no debe excederse en momento alguno, b) **TLV-TWA**, la concentración del promedio de ponderación en el tiempo para un día laboral normal de 8 horas o una semana de 40 horas; c) **TLV-STEL**, el límite de exposición a corto plazo o concentración máxima para un periodo de exposición continuo de 15 minutos (con un máximo de cuatro periodos al día, con un mínimo de 60 minutos entre periodos de exposición, y siempre que el **TLV-TWA** diario no se exceda (MSDS, 1990).

El TWA (por sus siglas en inglés) es el promedio de ponderación en el tiempo y el STEL (por sus siglas en inglés), es el límite de exposición a corto plazo. El IDLH (por sus sigas en inglés) representa lo que es inmediatamente peligroso para la vida y la salud, la máxima concentración a la que un ser humano podría escapar en 30 minutos sin algún síntoma de menoscabo o efectos irreversibles de la salud (MSDS, 1990).

Tabla 3.11 Valores límite de cadmio para el aire de los ambientes de trabajo.

Término	**Valor límite (mg/m^3)**	**Referencia**
TWA	0.01 (para polvos y humos)	OMS (Galvao y Corey, 1987)
TLV	0.05 (para polvos y humos de cadmio y de óxido de cadmio)	ACGIH (1993)
TWA	0.2 (polvos) - 0.1(humos)	OSHA (Galvao y Corey, 1987)
STEL	0.2	ACGIH (1993)
IDLH	50	NIOSH (1990)

El establecimiento de los límites ambientales recomendados está de acuerdo con las concentraciones que se han verificado en varias partes del mundo y en donde no se han detectado efectos adversos en la salud de la población expuesta. A diferencia de los límites ocupacionales, los límites ambientales todavia necesitan ser evaluados, por lo que con el tiempo, estos límites podrán sufrir modificaciones importantes debido a nuevos hallazgos o a cambios en las condiciones en que hoy se presenta el cadmio.

En general se acepta (Galvao y Corey, 1987):

- aire rural: 0.001-0.005 $\mu g/m^3$
- aire urbano: 0.01-0.05 $\mu g/ m^3$
- suelo: 1 mg/kg
- agua dulce 1 $\mu g/L$

Otros valores límite establecidos para el cadmio en ambiente general son los siguientes:

- agua potable: 5 $\mu g/L$ (OMS)
- alimentos: 500 μg/persona/semana (Ingesta semanal tolerable) (FAO/OMS)

La EPA determinó que el límite máximo permisible para cadmio en agua potable es de 5 ng/L (ppb) y la FDA limita la concentración de cadmio en colorantes para alimentos a 15 mg/kg (ppm).

La OSHA limita la concentración en aire a 1 00 mg/m^3 y, en el caso de humos y polvos de cadmio a 200 mg/m^3. Esta dependencia ha sugerido limitar la exposición a todos los compuestos de cadmio entre 1 y 5 mg/m^3. El NIOSH recomienda que los trabajadores manipulen lo menos posible este elemento (Albert, 1997).

En México, para el caso del cadmio, la legislación laboral establece que las concentraciones límite en ambiente laboral, como polvo y sales o como óxidos y humo de cadmio, no deben rebasar los 0.05 mg/m^3 (Albert, 1997).

En México, existe la necesidad de tomar acciones para controlar y eliminar contaminantes, para lo cual se han desarrollado técnicas para la restauración de suelos, pero cada lugar dañado constituye una problemática particular y se establecen entonces criterios generales. El Grupo de Trabajo de Restauración de Suelos Contaminados de la PROFEPA estableció límites de concentración de compuestos inorgánicos tóxicos en suelos, según su uso, como se muestra en la tabla 3.12.

En Estados Unidos la EPA establece la concentración de cadmio basada en riesgo por ingestión. En suelo residencial la concentración permisible es de 39 a 78 mg/kg y para suelo industrial de 1000 a 2000 mg/kg (EPA, 1999).

En Canadá , para el caso del cadmio, cuando existe agua subterránea potable o no potable (hasta 1.50 m de profundidad), el límite permisible para uso de suelo residencial e industrial comercial es de 12 mg/kg y para uso de suelo agrícola es de 3 mg/kg (solo en el caso de que exista agua subterránea potable); para profundidades mayores de 1.50 m, el límite para uso de suelo residencial es de 2500 mg/kg y para suelo industrial comercial de 5000 mg/kg (MEE, 1994).

Tabla 3.12 Criterios interinos de restauración de suelos contaminados con inorgánicos tóxicos (metales pesados) y otros (PROFEPA-SEMARNAP, 2000).

Contaminante	**Uso residencial mg/kg (ppm)**	**Uso agrícola mg/kg (ppm)**	**Uso industrial mg/kg (ppm)**	**Método analítico (EPA)**
Plomo total	200	100	1500	7420
Arsénico total	20	20	40	7061
Bario total	750	150	1500	7080
Cadmio total	20	20	100	7130
Mercurio total	20	20	100	7471
Níquel total	150	75	200	7520
Selenio total	20	20	100	7741
Zinc total	800	300	1500	7950
Cromo total	375	75	750	7190
Cianuro	50	5	500	9010 A
Acrilamida	0.2	0.2	2.4	8260 C
Acrilonitrilo	1.4	0.2	4.8	8260 C
Plomo orgánico	0.5	0.1	1	Pendiente
Hidrocarburos monoaromáticos totales (arominas + otros disolventes) Xileno	40	40	100	8260 C

Estos criterios son referencias genéricas. Cada propuesta de restauración se resuelve caso por caso.

3.3.4 El zinc en los suelos

El zinc parece estar distribuido uniformemente en rocas magmáticas, se incrementa en rocas máficas (80-120 mg/kg) y disminuye en rocas ácidas (40-60 mg/kg). La concentración de Zn en sedimentos arcillosos varía entre 80 y 120 mg/kg, mientras que en la arenisca y rocas carboníferas va de 10 a 30 mg/kg; casi siempre aparece como ZnS y es sustituto del Mg^{+2} en silicatos.

La solubilización de minerales de Zn durante la intemperización, produce Zn^{+2} móvil en ambientes ácidos y oxidantes. Éste es fácilmente adsorbido por los componentes orgánicos y minerales, por lo que se acumula en horizontes superficiales del suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

El contenido medio de Zn en la superficie del suelo en diferentes países va de 17 a 125 mg/kg, los valores más altos se ubican en suelos aluviales y los más bajos en suelos orgánicos (histosoles). El promedio mundial de Zn es de 64 mg/kg.

La especie más móvil de Zn, se cree que es el Zn^{+2}. La adsorción y retención en arcillas y materia orgánica del suelo es muy fuerte, con dos posibles mecanismos: uno en medio ácido asociado con sitios de intercambio catiónico y el otro en medio alcalino considerado como una quimisorción y altamente influido por ligandos orgánicos. La nucleación del hidróxido de zinc en superficies arcillosas puede producir una retención de Zn, que es fuertemente dependiente del pH. La adsorción de Zn^{+2} puede reducirse a $pH<7$ al competir con otros cationes, a pH ligeramente ácidos hay una movilización y lixiviación de Zn, a valores mayores se incrementan los compuestos orgánicos en la solución del suelo y los complejos orgánicos de Zn, que también son importantes en la disponibilidad del metal (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Los minerales arcillosos, los óxidos hidrosos y el pH son los factores más importantes que controlan la solubilidad del Zn en suelos, aunado a lo anterior, se conoce también que la materia orgánica es capaz de enlazar al zinc en formas estables por lo que se observa una acumulación de zinc en horizontes de suelos orgánicos. La adición de biosólidos en suelos minerales incrementa significativamente dos especies de zinc, las solubles y las intercambiables.

El Zn es considerado uno de los metales más solubles, su concentración en la solución del suelo va de 4 a 270 μg/L, dependiendo del tipo de suelo y de las técnicas usadas para obtener la solución. Sin embargo, en suelos naturales pero muy ácidos (pH <4), se observan concentraciones cercanas a 7000 μg/L y en suelos contaminados se han encontrado hasta 17000 μg/L de Zn. La movilización del zinc es muy activa en suelos ácidos y minerales y las fracciones de Zn asociadas con óxidos de Fe y Mn tienden a ser las más disponibles para las plantas (Knight *et al.*, 1997).

La solubilidad y disponibilidad del Zn están correlacionadas de manera negativa con la saturación de compuestos de Ca y P del suelo, las relaciones con estos elementos tienen que ver con procesos de adsorción y precipitación. Los complejos orgánicos de Zn solubles y las formas aniónicas acomplejadas, cuentan para la solubilidad relativa y disponibilidad en el suelo a pH altos.

La inmovilización del Zn en suelos ricos en Ca y P, en suelos bien aireados con compuestos de S y en suelos que contienen altas cantidades de minerales saturados con Ca y óxidos hidrosos, tiene un impacto significativo en la deficiencia de Zn en las plantas (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

En cuanto a la contaminación de suelos (tabla 3.13), las fuentes antropogénicas del Zn están relacionadas con la industria de metales no ferrosos y con prácticas de agricultura. Un problema adicional lo representan los cambios en la especiación del metal, por ejemplo, un suelo labrable (pH 6.1, 1.25 % de materia orgánica),

acondicionado con biosólidos ricos en Zn, incrementa las especies de Zn disponibles de 3% a 21%, las especies de Zn intercambiables de 21% a 34% (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Tabla 3.13 Contaminación de zinc en superficie de suelo, mg/kg (ppm en peso seco) (Adaptada de Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Lugar y fuente de contaminación	**País**	**Media o intervalo de contenido**
Antiguas áreas de mina	Gran Bretaña Gran Bretaña	220-66,400 455-810
Minas de metales no férricos	Gran Bretaña Estados Unidos Rusia	185-4,500 500-80,000 400-4245
Industria procesadora de metales	Canadá Bélgica Holanda Grecia Japón Polonia Estados Unidos Rumania Zambia	185-1,397 66-180,000 915-3,626 550-16,000 132-5,400 1,665-13,800 155-12,400 3,000 180-3,500
Huertos y jardines urbanos	Canadá Gran Bretaña Polonia Estados Unidos	30-117 250-1,800 15-99 20-1,200
Tierra de labrantía acondicionada con biosólidos	Gran Bretaña Gran Bretaña Hungría Alemania del Oeste Holanda Suecia Estados Unidos	217-525 1,097-7,474 100-360 190-1,485 234-757[a] 369 345-764

[a] 6 a 16 toneladas de biosólidos en masa seca/ha/año, por 5 años.

3.3.5 Absorción y transporte de zinc en plantas

Las formas solubles de Zn son muy disponibles para la planta, la asimilación es lineal (o con esta tendencia) con respecto a la concentración en la solución de nutrientes en el suelo (figura 3.5).

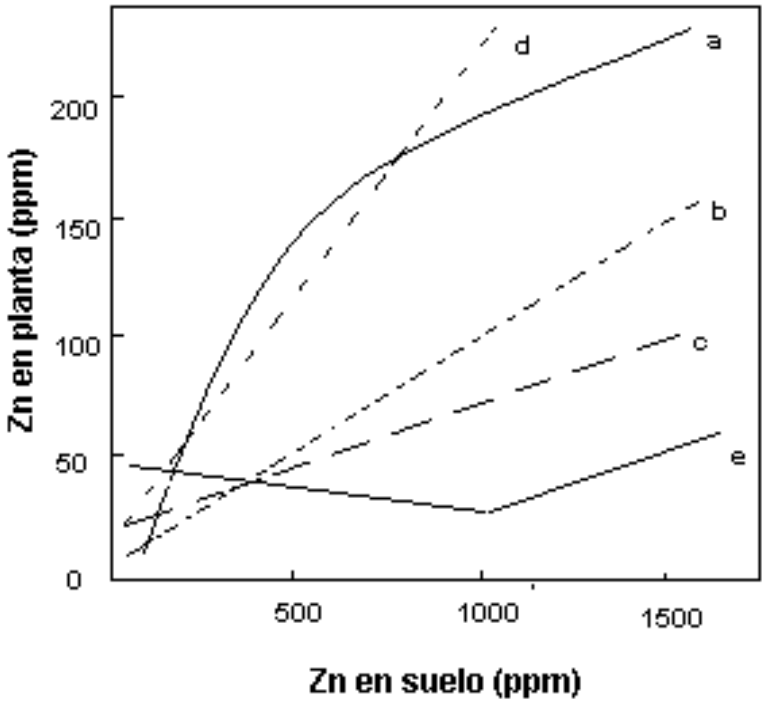


Figura 3.5 Asimilación de Zn por plantas en suelos contaminados con este metal, en mg/kg (ppm):
(a) hierba de pastura, (b) paja de trigo, (c) granos de trigo, (d) tallos de papa, (e) tubérculos de papas.
(Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

La tasa de absorción difiere mucho entre las especies de plantas y el medio de crecimiento, así como la composición de la solución de nutrientes, en particular por la presencia de Ca. No se ha precisado la forma en que el Zn es asimilado, pero se ha visto que la tendencia es hacia Zn^{+2} y Zn hidratado. Los análisis de especiación del metal en soluciones de suelo no rizosférico muestran que está presente como Zn^{+2}, lo que no sucede en soluciones de suelo rizosférico donde es baja la proporción de iones libres, debido al incremento de carbón orgánico disuelto durante el crecimiento de la planta. El Zn generalmente es enlazado por proteínas solubles de bajo peso molecular y es muy móvil en la planta, por el enlace de fracciones de Zn en compuestos orgánicos de los fluidos del xilema y en extractos de otros tejidos de la planta (Lorenz *et al.*, 1997).

Algunos autores sugieren que el Zn es muy móvil, mientras que otros lo consideran de movilidad intermedia. Cuando se cuenta con grandes cantidades de Zn, las plantas lo transportan de las hojas viejas hacia órganos generativos; pero, cuando hay deficiencias la movilización es escasa (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Las raíces contienen regularmente mucho más Zn que los tallos, si las plantas crecen en medios ricos en este metal. Con niveles excesivos hay una traslocación de las raíces y es acumulado por los tallos. Se ha encontrado este metal en cloroplastos, acumulado en los fluidos de las vacuolas y en membranas (Knight *et al.*, 1997).

La mostaza India (*Brassica juncea*), la avena (*Avena sativa*) y la cebada (*Hordeum vulgare*) han sido identificadas como tolerantes a altas concentraciones de Zn y efectivas para la fitoextracción, también son tolerantes a altas concentraciones de cobre y cadmio, que acumulan principalmente en los tallos (Ebbs y Kochian, 1998).

Las especies de *Brassica* y los retoños de alfalfa (*Medicago sativa*) acumulan zinc (Ebbs y Kochian, 1997, Gardea-Torresdey *et al.,* 1998).

El contenido de Zn está dentro de un intervalo amplio en plantas, reflejo de los diferentes factores de ecosistemas y genotipos. Sin embargo el contenido de Zn en alimentos no varía sustancialmente en diferentes países como se muestra en tabla 3.14.

Los valores medios para Zn en trigo, se encuentran en el intervalo de 22 a 33 mg/kg en peso seco y no se aprecia una clara diferencia según el país de origen, como se muestra en la tabla 3.15.

El contenido de Zn en pasto y tréboles en el mundo, es también relativamente estable, los niveles medios en pasto fluctúan entre 12 y 47 mg/kg en peso seco de Zn y para tréboles en el intervalo de 24 a 45 mg/kg en peso seco de Zn (tabla 3.16).

Tabla 3.14 Contenido medio de zinc en plantas comestibles, mg/kg (ppm en peso seco) (Adaptada de Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Planta	**Tejido muestreado**	**Estados Unidos**	**Canadá**	**Polonia**
Maíz	Granos	25	36	-
Frijol	Vainas	38	32	-
Col	Hojas	24	26	31
Lechuga	Hojas	73	44	-
Zanahoria	Raíces	21	24	27
Remolacha	Raíces	-	28	46
Cebolla	Bulbos	22	22	32
Papa	Tubérculos	14	10	26
Tomate	Frutos	26	17	-
Manzana	Frutos	1.2	-	-
Naranja	Frutos	5.0	-	-
Té	Hojas	34[a]	32[a]	32[a]

[a] Té de Japón, India y China, respectivamente.

Tabla 3.15 Contenido de Zn en granos de cereal de diferentes países, mg/kg (ppm en peso seco) (Adaptada de Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

País	**Cereal**	**Intervalo**	**Media**
Afganistán	Cebada	-	20
	Trigo	-	25
Australia	Trigo	16-35	22
Canadá	Avena	-	37
Egipto	Trigo	19-29	25
Alemania del Este	Trigo	6-40	23
Finlandia	Trigo	25-47	37
	Trigo	27-35	32
Gran Bretaña	Cebada	16-49	30
Japón	Trigo	-	5
	Arroz café	19-28	23
	Arroz	-	21
Noruega	Cebada	15-51	29
	Trigo	21-67	33
Polonia	Trigo	23-38	27
	Centeno	14-73	31
	Avena	12-75	29
Suecia	Trigo	20-40	34
Estados Unidos	Cebada	20-23	22
	Trigo ligero	-	5
	Trigo pesado	20-47	28
	Centeno	-	34
	Arroz	7.2-21	14
Rusia	Centeno	-	19

Las concentraciones a las que se considera que una planta tiene deficiencias de Zn, son de 10 a 20 mg Zn/kg de tejido en peso seco como se muestra en la tabla 3.17, estos valores pueden variar para cada genotipo y por los efectos de las interacciones del Zn con otros elementos.

Tabla 3.16 Intervalos y niveles medios de Zn en pasto y trébol de diferentes países, mg/kg (ppm, en peso seco) (Adaptada de Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

País	**Pastos Intervalo**	**Pastos Media**	**Tréboles Intervalo**	**Tréboles Media**
Bulgaria	24-50	34	-	-
Checoslovaquia	15-35	25	-	-
Alemania del Este	15-80	47	20-50	24[a]
Alemania del Oeste	27-67	31	-	-
Finlandia	28-39	32	-	-
Gran Bretaña	22-54	33	-	-
Hungría	21-36	27	30-126	39
Japón	18-38	28	23-55	34
Nueva Zelanda	16-45	28	20-49	27
Polonia	12-72	30[b]	16-86	37[c]
Rusia	-	-	-	45
Yugoslavia	6-11	8	48-94	62

[a] Alfalfa

[b] Pasto de huerto

[c] Mezcla de pasto de centeno perenne y trébol

La contaminación en el ambiente por Zn, influye en la concentración de este metal en plantas, como se muestra en la tabla 3.18. Las plantas acumulan gran proporción de este metal en las raíces y los tallos.

Tabla 3.17 Concentración aproximada de trazas de elementos en tejidos de hojas maduras generalizada para varias especies, en mg/kg (ppm, en peso seco) (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Elemento	**Deficiencia de elementos esenciales**	**Suficiente o normal**	**Excesivo o tóxico**	**Tolerable en cultivos agronómicos**
Ag	-	0.5	5-10	-
As	-	1-17	5-20	-
B	5-30	10-100	50-200	100
Ba	-	-	500	-
Be	-	<1-7	10-50	-
Cd	-	0.05-0.2	5-30	3
Co	-	0.02-1	15-50	5
Cr	-	0.1-0.5	5-30	2
Cu	2-5	5-30	20-100	50
F	-	5-30	50-500	-
Hg	-	-	1-3	-
Li	-	3	5-50	-
Mn	10-30	30-300	400-1000	300
Mo	0.1-0.3	0.2-5	10-50	-
Ni	-	0.1-5	10-100	50
Pb	-	5-10	30-300	10
Se	-	0.01-2	5-30	-
Sn	-	-	60	-
Sb	-	7-50	150	-
Ti	-	-	50-200	-
Tl	-	-	20	-
V	-	0.2-1.5	5-10	-
Zn	10-20	27-150	100-400	300
Zr	-	-	15	-

Nota: Los valores no se tomaron de especies de plantas muy sensibles ni muy tolerantes

Tabla 3.18 Niveles excesivos de Zn en plantas que crecen en sitios contaminados, mg/kg (ppm, en peso seco) (Adaptada de Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Lugar y fuente de contaminación	**Planta**	**Media o rango de contenido**	**País**
Antigua área de mina	Pasto	65-350	Gran Bretaña
	Trébol	450	Gran Bretaña
Minas de metales no férricos	Bulbos de cebolla	39-710	Gran Bretaña
	Hojas de lechuga	55-530	Gran Bretaña
Industria de metal	Hojas de lechuga	316	Australia
	Hojas de col China	1300	Japón
	Granos de avena	132-194	Polonia
	Tubérculos de papa	74-80	Polonia
	Hojas de lechuga	213-393	Polonia
	Zanahorias	201-458	Polonia
	Tallos de arándano	130-680	Polonia
Huertos urbanos	Rábanos	27-708	Gran Bretaña
	Hojas de vegetales	35-470	Estados Unidos
Tierra de cultivo acondicionada con biosólidos o fertilizada	Pasto	126-280	Holanda
	Pasto	66-250	Hungría
	Granos de arroz	21	Japón
	Raíz de arroz	4510	Japón
	Granos de avena	27-85	Estados Unidos
	Hojas de frijol de soya	156	Estados Unidos
	Semillas de frijol de soya	114	Estados Unidos
	Artemisa	2600	Estados Unidos
	Tubérculos de papa	36	Alemania del Este

3.3.6 Funciones bioquímicas del zinc

El Zn participa en roles metabólicos esenciales de las plantas, de los cuales el más significativo es su actividad como componente de enzimas, como la deshidrogenasa, la proteinasa, la peptidasa y la fosfohidrolasa. También, ayuda al metabolismo de carbohidratos, proteínas y fosfatos y a la síntesis de RNA y ribosomas. El Zn tiene influencia en la permeabilidad de membranas ya que estabiliza los componentes celulares, estimula la resistencia de plantas a la sequedad y el calor y a enfermedades por bacterias y hongos (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Las plantas difieren ampliamente en su susceptibilidad a las deficiencias de Zn, los síntomas generales son: retardo de crecimiento, necrosis en hojas, clorosis en hojas nuevas y daños en las raíces. Las causas de las principales deficiencias son:

1) bajo contenido de zinc en el suelo
2) suelos calcáreos con pH arriba de 7
3) suelos bajos en materia orgánica
4) inactivación microbiana de Zn en el suelo
5) limitaciones en la asimilación de Zn por las raíces debido a restricciones en la zona de la raíz y temporadas frías del año
6) diferentes respuestas en genotipos y especies de la planta
7) efectos antagónicos.

Algunas especies de plantas y genotipos tienen gran tolerancia al Zn y una absorción selectiva del mismo. Algunos genotipos que crecen en suelos ricos en Zn o en lugares contaminados por este metal, pueden acumular cantidades extremadamente grandes de Zn (0.1-1% de Zn en peso seco), sin mostrar toxicidad. Las especies tolerantes pueden reducir los efectos de concentraciones excesivas de Zn, por adaptación metabólica, limitando la presencia del metal en zonas celulares o inmovilizándolo en tejidos de almacenamiento (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

El Zn no es considerado altamente fitotóxico, la fitotoxicidad se presenta de manera continua principalmente en suelos ácidos. La fisiología y bioquímica de los efectos tóxicos es muy similar a la de otros metales pesados. Los límites de toxicidad dependen de la especie de la planta y su etapa de crecimiento; una concentración de 300 mg/kg de Zn es tóxica en cebada joven, mientras que 400 mg/kg de Zn son tóxicos en avena al inicio del cultivo. Las plantas sensibles presentan retardo en su crecimiento y daño en tejidos con 150 a 200 mg/kg de Zn. De manera general, el intervalo de toxicidad varía de 100 a 500 mg/kg de Zn (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). Pero, para Chaney

et al. (1999), el intervalo en el cual puede ocurrir fitotoxicidad está entre 400 y 600 mg de Zn/kg de tejido vegetal seco.

Con respecto a la interacción del Zn con otros compuestos, se tiene que la de Zn-Cd es controversial, ya que presentan tanto antagonismo como sinergia en los procesos de asimilación y transporte. El sinergismo se explica por la competencia del Zn con el Cd, resultando un incremento en la solubilidad del cadmio y su traslocación de la raíz al tallo. Se ha demostrado que cuando hay una alta acumulación de cadmio en raíces de plantas, existe un alto nivel de Zn, a un bajo pH del suelo. En contraste, el antagonismo se presenta entre los cationes de Zn y Cd, en el proceso de asimilación-transporte, la relación Cd/Zn controla la ocurrencia del antagonismo o del sinergismo. (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Chaney *et al*., 1999).

Welch *et al.* (1999) realizaron un estudio con trigo (*Triticum turgidum* L. var. *durum*), donde sus resultados muestran el potencial del Zn para inhibir la asimilación del Cd del suelo a la planta, lo que sugiere que proporcionando niveles adecuados de Zn, se limita la asimilación del Cd por la planta y su traslocación hacia los granos.

En la relación a la presencia de Zn/Cu en el suelo, Ebbs y Kochian (1997) demostraron que en especies de *Brassica* se tiene una mejor asimilación de Zn que de Cu, cuando aparecen en el suelo de manera independiente y cuando se tiene la presencia de ambos se reduce tanto la asimilación de Zn como de Cu por la planta.

3.3.7 Límites permisibles de zinc en el ambiente

En cuanto a límites ocupacionales (tabla 3.19), el valor límite para el aire debe considerarse como guía para proteger a los trabajadores expuestos (Galvao y Corey, 1987).

Tabla 3.19 Valores límite de zinc (como óxido de zinc) para el aire de los ambientes de trabajo.

Término	**Valor límite (mg/m^3) como óxido de zinc**	**Referencia**
TWA	10 (para polvos) 5 (humos)	ACGIH (1993)
STEL	10 (humos)	ACGIH (1993)
IDLH	No existe	NIOSH (1990)

El Grupo de Trabajo de Restauración de Suelos Contaminados de la PROFEPA, estableció límites de concentración de compuestos inorgánicos tóxicos en suelos, según su uso, como se muestra en la tabla 3.12 (descrita en la sección 3.3.3).

Tabla 3.12 Criterios internos de restauración de suelos contaminados con inorgánicos tóxicos (metales pesados) y otros (PROFEPA-SEMARNAP, 2000).

Contaminante	Uso residencial mg/kg (ppm)	Uso agrícola mg/kg (ppm)	Uso industrial mg/kg (ppm)	Método analítico (EPA)
Zinc total	800	300	1500	7950

En Estados Unidos la EPA establece las concentraciones de metales pesados, basadas en riesgo por ingestión. Para el zinc, la concentración permisible en suelo residencial es de 23,000 mg/kg y para suelo industrial de 610,000 mg/kg (EPA, 1999).

En Canadá, se tienen criterios de limpieza para diferentes usos de suelo. Para el caso del zinc, cuando existe agua subterránea no potable (hasta 1.50 m de profundidad), el límite permisible para uso de suelo residencial, industrial comercial y agrícola es de 600 mg/kg. Cuando existe agua subterránea potable o no potable (para profundidades mayores de 1.50 m), es de 2500 mg/kg de Zn para uso de suelo residencial y 5000 mg/kg para uso de suelo industrial (MEE, 1994).

3.4 Especies vegetales empleadas

3.4.1 El calabacín

El calabacín (C*ucurbita pepo L*) pertenece a la familia botánica de las cucurbitáceas y al género Cucurbita. Forman parte de la misma familia otras importantes especies de cultivo como el pepino (*Cucumis sativus*), el melón (*Cucumis melo)* y la sandía (*Citrullus vulgaris*). El género Cucurbita comprende también las denominadas calabazas de invierno, *Cucurbita maxima Dusch* y *Cucurbita moscata Dusch.*

Las diversas calabazas y el calabacín, aunque a menudo parezcan muy similares por algunos aspectos morfológicos, pertenecen a especies muy distintas y separadas. Respecto a su origen geográfico exacto, se basa en distintos descubrimientos arqueológicos de semillas y peladuras (datados del 7000 al 1500 a.C.) en las localidades de México y de la costa suroccidental de los Estados Unidos, tal hipótesis se ha confirmado por la presencia de varias formas espontáneas en estas regiones. La segunda hipótesis, sin embargo, considera como centro de difusión el Asia meridional, y en particular, la cuenca del Oceáno Índico. Los mayores productores según la FAO de 1982, son: China que cuenta con más del 18% de la producción mundial, Egipto (9.5%), Rumania (7.5%), Turquía y Argentina (6.8%) e Italia (6.6%) (Introzzi, 1986).

El calabacín es una especie que tiene un ciclo de cultivo anual. Dispone de un aparato radical profundo y extenso: la raíz principal, puede llegar hasta más de un metro de profundidad, pero la mayor parte de la raíz está formada por unas raicillas laterales que se desarrollan principalmente en la superficie y exploran una notable masa de terreno. El tallo es herbáceo, consistente y anguloso, formado por entrenudos alargados según las variedades de la planta y, en algunas de ellas, es muy

ramificado. En las hojas, el limbo, de grandes dimensiones, más bien rígido, poblado de pelos duros (casi espinosos) está formado generalmente por cinco
fusionados entre sí, tienen un largo pecíolo, consistente, hueco, del que surgen unas costillas longitudinales y de pelos rígidos en la superficie externa.

El calabacín es una especie *monoica,* es decir, que presenta los órganos masculinos y femeninos separados en flores distintas pero situadas en la misma planta. Las flores, son de entre 10-12 cm aproximadamente, más grandes las masculinas que las femeninas y surgen de forma aislada en la axila de las hojas. Son acampanadas con la corola de color amarillo anaranjado, cáliz y corola están formados por cinco lóbulos o pétalos acabados en punta. Las flores masculinas están sujetas a un pedúnculo largo, las anteras muy ricas de polen, se juntan para formar un pequeño cuerpo alargado y en forma de espiral, las femeninas presentan un pedúnculo corto y grueso, y están construidas (además por el cáliz y la corola) por un ovario alargado y amplio (el que se transformará en fruto) situado debajo del cáliz y con un pistilo, provisto de tres estigmas (Introzzi, 1986).

Figura 3.6 Flores de calabacín

Las flores masculinas aparecen primero, durante el crecimiento de la planta, le sigue la formación de flores de los dos sexos, en una proporción variable, pero que se desplaza progresivamente a favor de las femeninas. La apertura de flores se produce generalmente, por la mañana, a ello sigue la polinización y la fecundación de las flores femeninas. La polinización es entomófila (es decir, debida a la acción de los insectos) y es llevada a cabo generalmente por las abejas y las avispas, aunque algunas moscas pueden contribuir a ello, en algunos casos incluso, los frutos se pueden desarrollar sin que se verifique la fecundación, por el fenómeno de la partenocarpia, en el cual, las flores no se abren, se conservan frescas y unidas al fruto.

El fruto, botánicamente, es una baya carnosa, denominada *peponide*, está sujeto a un pedúnculo grueso, de sección uniforme y provisto de pelos punzantes. En cuanto a su forma se distinguen: frutos cilíndricos, claviformes (que se ensanchan progresivamente), ovalados, redondeados y aplanados, de color verde intenso a verde claro (casi blanco), su longitud entre 8-25 cm y de diámetro entre 4-8 cm. Las matas son de 80-90 cm de diámetro y su recolección se efectúa aproximadamente a los 60-90 días después de la siembra.

Crecen bien en climas templado-cálidos, con temperaturas de 18 ºC a 25 ºC con máximas de 32 ºC, requiere mucho sol y suficiente humedad, son susceptibles a las heladas, se tiene necesidad de un sustrato muy fértil y rico en sustancias orgánicas, con terrenos subácidos a neutros (pH 5.5-7), la relación de nutrientes requerida no debe alejarse de la siguiente fórmula:1.5 N: P_2O_5 : 1.5 K_2O (Introzzi,1986).

3.4.2 La lechuga

La lechuga es una planta que se cita con frecuencia en la antigua mitología. Afrodita colocó a Adonis, muerto por el jabalí, sobre un lecho de lechugas (no en el sentido culinario). Tiene cualidades soporíferas y con su jugo se curaban las nauseas, en

medicina es apreciada por sus propiedades anestésicas para ciertas neuralgias como la ciática, como inductora del sueño, para el tratamiento del reumatismo y enfermedades cutáneas crónicas (Holt, 1992).

Respecto de su origen, unos lo sitúan en el Mediterráneo y otros en Siberia, la llamada escarola silvestre está distribuida por toda Europa y se ha naturalizado en el noreste de Estados Unidos, los botánicos consideran que esta especie es el origen de las variedades cultivadas de lechuga (Seddon y Radecka, 1981).

La lechuga, es el nombre común de las plantas de un género de herbáceas de la familia de las Compuestas (*Compositae)*, la escarola silvestre europea es *Lactuca serriola*; la lechuga cultivada de cogollo, que forma una cabeza parecida a la de la col, es *Lactuca sativa* variedad *capitata*; la de hoja rizada, que produce hojas separadas, es *Lactuca sativa* variedad *crispa*; la romana, que forma un cogollo largo de 20-30 cm de longitud, es *Lactuca sativa* variedad *longifolia*; y la de tallo, donde el tallo es comestible y las hojas tienen sabor desagradable, es *Lactuca sativa* variedad *asparagina* (Mondoñedo, 1987).

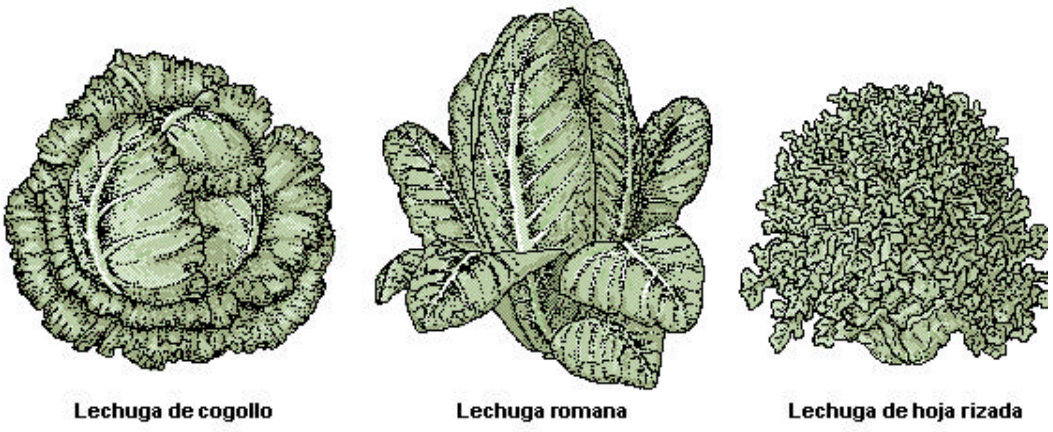


Figura 3.7 Diferentes variedades de lechuga

La lechuga se cultiva en suelos de tipo franco arcilloso y franco limoso, ricos en materia orgánica, su desarrollo óptimo se da a un pH del suelo de entre 6.0-7.0 (Porta *et al.*, 1999), es típica de climas fríos pero muy adaptable, se considera óptima para su desarrollo una temperatura entre 15-18 ºC, tolerando máximas de 24ºC y mínimas de 7ºC, la relación de nutrientes requerida sigue la siguiente fórmula: $N : P_2O_5 : 2K_2O$ (Hanna, 1999).

La lechuga tiene hojas grandes, radicales y blandas, sus flores presentan lígulas amarillentas, el fruto es seco, gris y contiene una única semilla. La recolección se hace entre 75-90 días después de la siembra, cortando al ras del suelo.

3.4.3 El girasol

Girasol, es el nombre común de las hierbas anuales (florean en verano y otoño) y vivaces que forman el género *Helianthus,* de la familia de las Compuestas (*Compositae*). El género, que tiene unas 67 especies, se considera nativo de Norteamérica, México y Sudamérica, aunque ahora los girasoles son de distribución casi universal. Las formas más altas miden hasta 3 m, pero las hay enanas de 1 m. Las hojas son alternas, acorazonadas, ásperas y peludas. La orientación hacia el sol se debe al crecimiento diferencial del tallo; cuando la iluminación es desigual, en el lado sombreado de la planta se acumula auxina, un regulador del crecimiento vegetal; esta acumulación hace que la parte sombreada crezca más rápidamente que la soleada, y el tallo se inclina hacia el sol, sus flores son de color amarillo y rojo vino, con diámetros de hasta 30 cm (Moody *et al.,* 1994).

En la antigüedad, la planta se cultivaba como ornamental, sin embargo desde el siglo pasado ha adquirido valor comercial por las semillas. El aceite refinado de girasol es comestible y algunos lo consideran equiparable por su calidad al de oliva. Sin

refinar, se utiliza en la fabricación de jabones y velas. Con el residuo sólido que queda después de extraer el aceite de las semillas se preparan unas tortas usadas como forraje para el ganado. Las semillas crudas se usan en mezclas de alimentación de aves y, tostadas, se destinan también al consumo humano. Se utiliza en muchos países como remedio casero para muchas enfermedades, así, se usan las hojas y flores de la planta contra enfermedades de garganta y pulmonares. En Sudamérica se añade el extracto de flores y semillas al vino blanco como remedio contra enfermedades y para eliminar los cálculos renales y vesiculares. Las raíces de una de las especies, llamada pataca, *Helianthus tuberosus,* son comestibles, y se consumen hervidas, estofadas y horneadas (Holt, 1992).

Crecen bien en climas cálidos, con temperaturas de 18 ºC a 25 ºC con máximas de 35 ºC, requieren mucho sol, son susceptibles a las heladas, con un pH del suelo de 6-7 (Porta *et al*., 1999), la relación de nutrientes requerida no debe alejarse de la siguiente fórmula: 2.5 N : P_2O_5 : 2.5 K_2O (Hanna, 1999).

Figura 3.8 Flor de girasol

4. Metodología

En este capítulo se presenta la metodología, descrita en cuatro partes:

1) Descripción y caracterización del invernadero. El crecimiento vegetal se llevó a cabo en el invernadero del departamento de Energía de la UAM-A, éste se acondicionó y se caracterizaron la temperatura y la humedad relativa.

2) Preparación y caracterización del suelo. Las especies vegetales seleccionadas fueron cultivadas en sustratos (suelo) de masa conocida. El suelo se preparó con aproximadamente 150 mg Cd/kg de suelo seco (para el sustrato contaminado con Cd) y con aproximadamente 150 mg Cd/kg y 350 mg Zn/kg de suelo seco (para el sustrato contaminado con Cd+Zn) y se le determinó el pH; de acuerdo con éste, fueron seleccionados los sustratos para cada especie de tal forma que fueran óptimos para el crecimiento vegetal (según los intervalos de pH). Se tuvieron entonces tres condiciones para cada especie: el sustrato “testigo”, el sustrato contaminado con Cd y el sustrato contaminado con Cd+Zn.

   Las concentraciones de Cd y Zn se definieron con base en los criterios interinos de restauración de metales pesados de la PROFEPA-SEMARNAP (2000), para uso industrial y agrícola, con un excedente para que la cantidad biodisponible total fuera cercana a la ahí descrita.

   A estos suelos se les determinó el pH (consecuente), la porosidad, los nutrientes, la materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico, la textura, la humedad, las concentraciones de metales “de fondo” y las de los metales contaminantes Cd y Zn.

3) Caracterización de las especies vegetales. Las especies vegetales seleccionadas (lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*), lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa),* calabacín (*Cucurbita moschata*) y girasol (*Helianthus annus*)), se sembraron para su germinación y crecimiento en el invernadero, en los sustratos antes mencionados. Posteriormente, en periodos establecidos se cortaron para registrar la generación de biomasa y determinar la concentración de metales pesados (Cd y Zn) en cada una de las partes de la planta.

4) Metodología estadística. En esta parte se describe la prueba de hipótesis que valida estadísticamente la metodología experimental.

4.1 Descripción y caracterización del invernadero

El invernadero consiste en una estructura metálica con vidrios de sílice transparentes techo de dos aguas, con salidas de aire inducidas por ventiladores eléctricos de baja potencia, irrigación por aspersión superior continua (figura 4.1).

Figura 4.1 Vista exterior del invernadero de la UAM-A

4.1.1 La temperatura interior

Debido a la inclinación de sus techos, la orientación de las paredes y la del propio invernadero, éste recibe insolación la mayor parte del día, por lo que fue necesario

cubrir en algún momento el invernadero una vez que la temperatura se acercaba a los 40 ºC, valor recomendado para invernaderos (Serrano, 1979).

El material del techo, vidrio de sílice, permite que la luz visible y el infrarrojo corto pase entre el 80 y el 90% del total recibido hacia el seno del invernadero, debido a que las paredes se comportan como un cuerpo negro; la energía de la atmósfera es transformada en calor por absorción por parte del techo y es emitida a su vez por irradiación. La mitad de esta energía irá al exterior, la otra mitad se conservará y transformará en el interior (Alpi y Tognoni, 1991).

El registro de la temperatura de estabilización en función del tiempo se presenta en las figuras 4.3, 4.4, 4.5 y 4.6. En un caso se midió la temperatura promedio diaria y se calculó su línea de tendencia y en otro caso se graficó la temperatura máxima y mínima. Por último, se muestra comparativamente la temperatura exterior ambiental y la interior del invernadero. Estas mediciones se realizaron con un termómetro Taylor modelo 5458 (intervalo de –40 a +50 ºC y precisión de ± 1 ºC) (figura 4.2).

Figura 4.2 Termómetro Taylor 5458

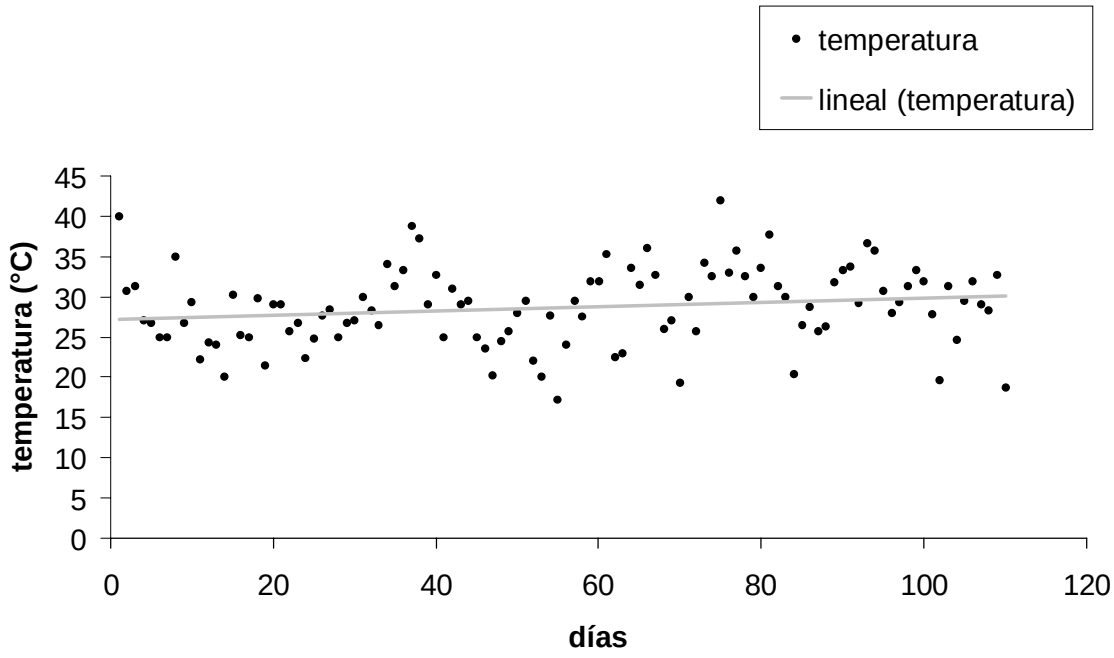


Figura 4.3 Variación de temperatura promedio diaria y línea de tendencia

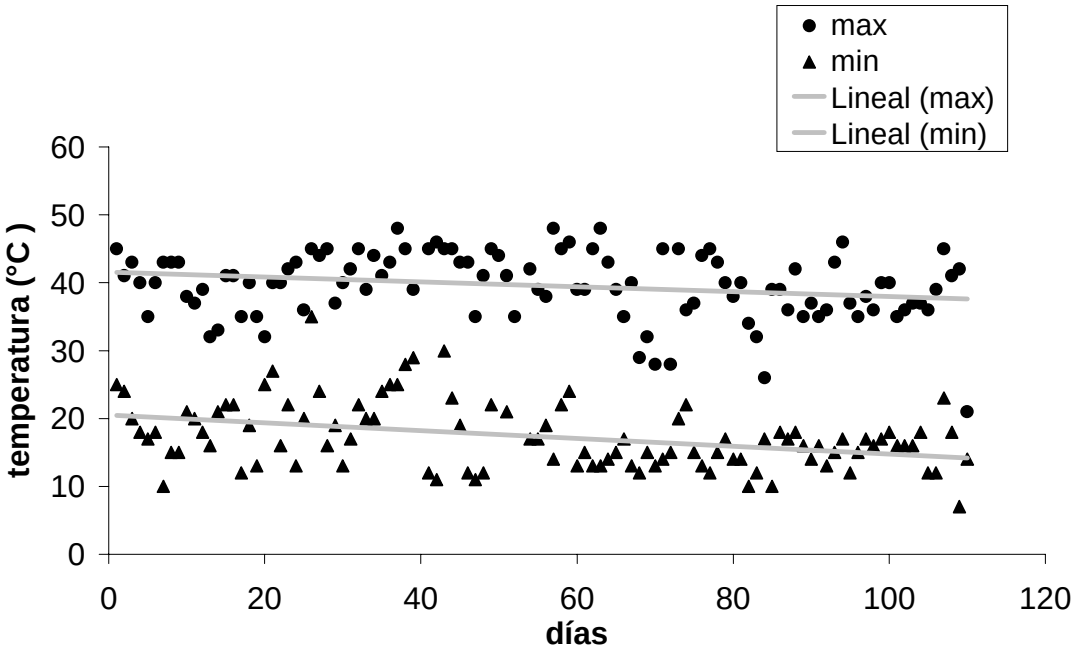


Figura 4.4 Variación de la temperatura diaria mínima y máxima y línea de tendencia

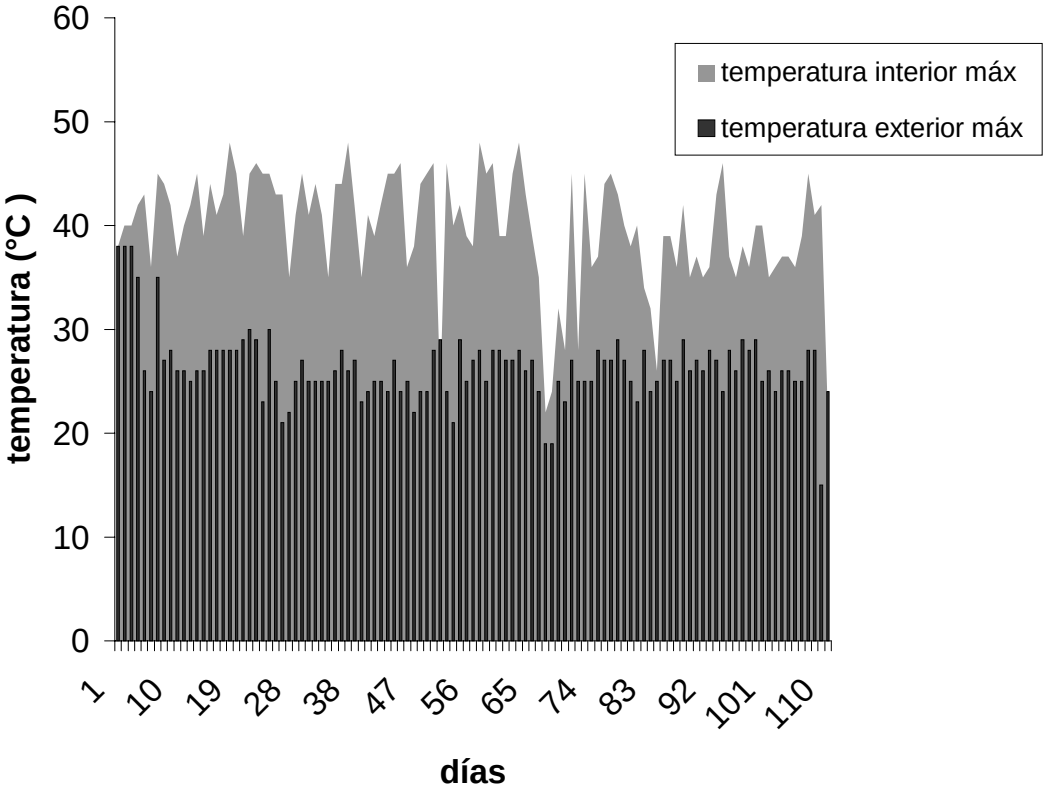


Figura 4.5 Comparación de las temperaturas máximas diarias interior y exterior

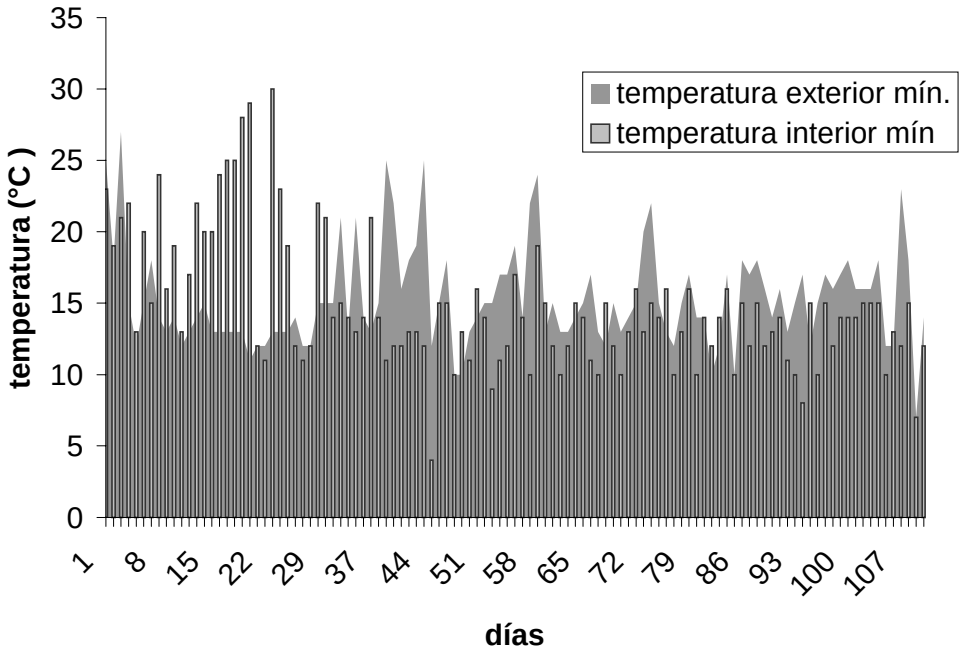


Figura 4.6 Comparación de las temperaturas mínimas diarias exterior e interior

4.1.2 Luz

La cantidad de luz determina las posibilidades bioagronómicas. El fotoperiodo considerado en el invernadero experimental es óptimo ya que el tipo de techo de dos aguas tiene una eficiencia de iluminación superior al 80% y como el material es vidrio silícico no existen interferencias considerables de luz (Serrano, 1979). Particularmente este invernadero recibe luz la mayor parte del día, incluso en días nublados.

4.1.3 Humedad relativa

La humedad relativa (H. R.) expresada como la relación porcentual entre presión de vapor a una determinada temperatura (*e*) y a la presión de vapor del aire saturado (*es*) a esa temperatura (Serrano, 1979), se expresa como:

$$H.R. = 100\frac{e}{es}$$

La medición que se realizó en el invernadero se llevó a cabo en un higrómetro de carátula marca TFA (intervalo de 5 a 95 % H.R. y precisión $\pm$ 2 % H.R.). Los datos de humedad se sintetizan en la figura 4.7.

Tomando como temperatura máxima promedio la de 27.7ºC, la humedad relativa máxima promedio de 59.4 y consultando el diagrama de Mollier, el calor total promedio de 1 kg de aire seco expresado en joules fue de 14 (Alpi y Tognoni, 1991).

Las figuras 4.7 y 4.8 muestran las tendencias tanto de la humedad promedio como la comparación de los datos de humedad interior y exterior tomados a la misma hora.

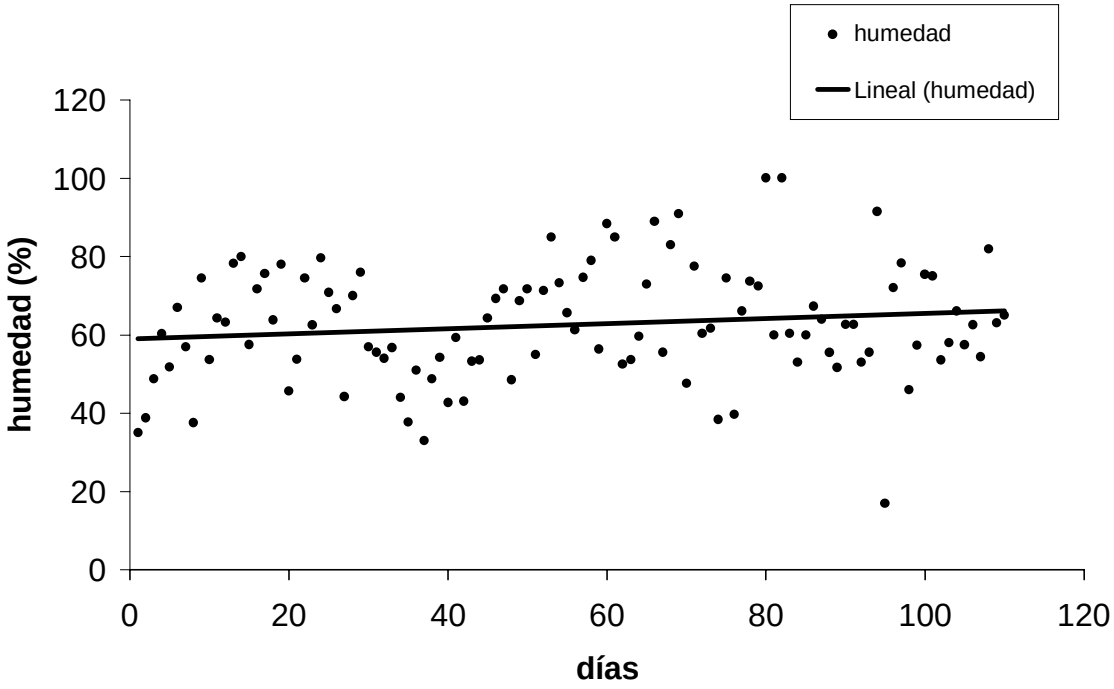
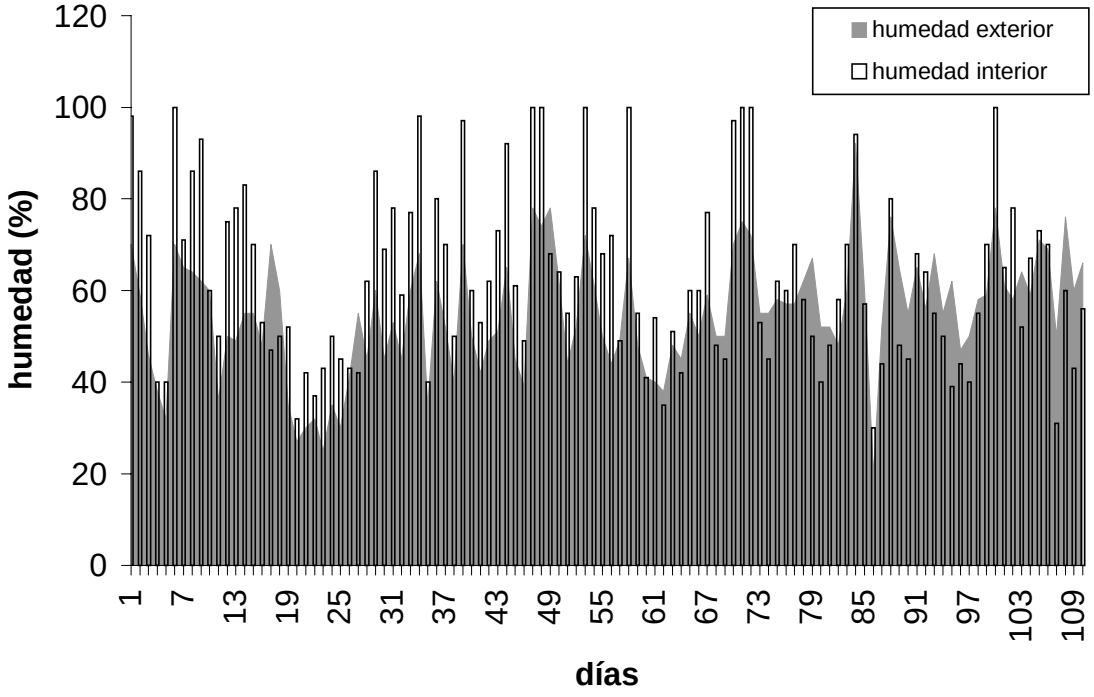


Figura 4.7 Variación de la humedad promedio diaria y línea de tendencia



Figua 4.8 Comparación de la humedad diaria exterior e interior tomadas a la misma hora

4.2 Métodos experimentales

4.2.1 Preparación y caracterización del suelo

Se llevó a cabo la caracterización de un suelo que previamente se preparó y se contaminó con cadmio y zinc. El suelo contenía 50% en masa de tierra de hoja y 50% de tierra negra, en tres condiciones, para generar tres muestras experimentales para cada especie vegetal, como se muestra en la tabla 4.1: la primera fue sustrato "testigo", sin contaminar, usado como control de las otras dos; la segunda, fue un sustrato contaminado con aproximadamente 150 mg Cd/kg de suelo seco; la tercera, fue un sustrato contaminado con una mezcla de aproximadamente 150 mg Cd/kg y 350 mg Zn/kg de suelo seco. Como se recordará, las concentraciones de Cd y Zn se tomaron de los criterios interinos de restauración de metales pesados de la PROFEPA-SEMARNAP (2000), para uso industrial y agrícola, con un excedente para que la cantidad biodisponible total fuera cercana a la ahí descrita.

Tabla 4.1 Muestras experimentales

Sustrato	**Lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*)**	**Lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa*)**	**Calabacín (*Cucurbita moschata*)**	**Girasol (*Helianthus annus*)**
Suelo "testigo"	Testigo-vegetal 1	Testigo-vegetal 2	Testigo-vegetal 3	Testigo-vegetal 4
Suelo contaminado con aproximadamente 150 mg Cd/kg de suelo en peso seco	Muestra "a"-vegetal 1	Muestra "a"-vegetal 2	Muestra "a"-vegetal 3	Muestra "a"-vegetal 4
Suelo contaminado con aproximadamente 150 mg Cd/kg y 350 mg Zn/kg de suelo en peso seco	Muestra "b"-vegetal 1	Muestra "b"-vegetal 2	Muestra "b"-vegetal 3	Muestra "b"-vegetal 4

Cabe señalar que inicialmente (antes de contaminarlos y de la siembra de semillas de cada especie) se les midió el pH a los sustratos y según el valor obtenido, fueron seleccionados de tal forma que se encontraran en los intervalos idóneos para el crecimiento óptimo de cada especie vegetal (la lechuga y el girasol pH 6.0-7.0 y el calabacín pH 5.5-7.0).

El suelo se contaminó con cristales de nitrato de cadmio $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$ y cloruro de zinc $ZnCl_2$, los cuales se disolvieron previamente en agua. El suelo y la solución de cristales se sometieron a agitación durante 48 horas a 30 rpm, en un agitador rotatorio marca Millipore, con capacidad de 30 ± 2 rpm para homogeneizar la mezcla, posteriormente se colocaron 5 o 10 kg de suelo en cada caja, para finalmente sembrar las especies vegetales seleccionadas.

A todos los sustratos se les determinó el pH (consecuente), la porosidad, los nutrientes, la materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico, la textura, la humedad, las concentraciones de metales “de fondo” y las de los metales contaminantes Cd y Zn.

4.2.1.1 Determinación de pH

Para la determinación del pH se utilizó el método EPA 9045C (EPA,1995) y la lectura se realizó con un potenciómetro ORION modelo 520A, con precisión de ± 0.05 unidades a 25 ºC. Las mediciones se llevaron a cabo por duplicado, cada semana y para cada una de las especies vegetales seleccionadas.

4.2.1.2 Espacio poroso

Para obtener el porcentaje de porosidad se requieren los valores de la densidad aparente (DA) y de la densidad real o de las partículas (DP) del suelo (Reyes, 1996), sustituyendo los valores de la siguiente relación:

$$Espacio \cdot poroso \cdot (\%EP) = 100 - \left(\frac{DA}{DP}\right) \times 100$$

Como primer paso, se determinó la densidad aparente (DA), que es la masa por unidad de volumen (g/cm^3) del suelo en su estado natural y comprende tanto las partículas como los espacios entre ellas. Para ello, en una probeta de vidrio de 100 mL (la cual se pesó con anterioridad) se introdujo boca abajo a una profundidad de 20 cm aproximadamente en las cajas, extrayendo una muestra de suelo y tapando la boca de la probeta. Se midió el volumen y después se pesó, por diferencia de peso y con el volumen registrado se obtuvo la densidad.

Como segundo paso, se determinó la densidad real (DP) del suelo por medio del picnómetro (Reyes, 1996), en esta densidad se consideran únicamente las partículas del suelo. Los picnómetros secos, se pesaron, en su interior se colocó una muestra de suelo de aproximadamente 5 g y se pesaron nuevamente, la diferencia entre los dos pesos proporcionó el valor ***S***. Se llenaron con agua destilada hasta un tercio de su volumen y se desalojó el aire de la suspensión agua-suelo con movimientos suaves de rotación, posteriormente se llenó hasta el capilar del tapón, se volvió a pesar, con lo cual se obtuvo el peso del suelo más el del agua (***S+a***). Se desechó el contenido del picnómetro, se enjuagó, se llenó con agua y se pesó nuevamente (***A***), la densidad real se obtuvo de la siguiente relación:

$$DP = \frac{S}{S + A - (S + a)}$$

donde

DP: densidad real, g/cm^3

S : peso de la muestra de suelo, g

A : peso del agua sin el picnómetro, g

S+a : peso del suelo + peso del agua (sin el peso del picnómetro)

Finalmente, se determinó la porosidad.

4.2.1.3 Determinación de nutrientes

Para la determinación de nutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio), se utilizaron dos métodos, el primero cuantitativo y el segundo cualitativo. En ambos casos se corrieron "testigos" para determinar la cantidad de fondo.

1) Métodos cuantitativos:

   a) La determinación de nitrógeno (orgánico) total en suelos se llevó a cabo por el método Kjeldahl modificado (Reyes,1996), para incluir a los nitratos. El nitrógeno orgánico y de nitratos se convirtió en sulfato de amonio, el cual se destiló en ácido bórico y se tituló con ácido clorhídrico (0.1N), utilizando como indicador verde de bromocresol-rojo de metilo. El porcentaje de nitrógeno total orgánico, se obtuvo de la siguiente relación:

$$\%N = \frac{mL \cdot de \cdot HCl \cdot muestra - mL \cdot de \cdot HCl \cdot testigo}{\text{gra}\,mos \cdot de \cdot muestra} \times N \cdot de \cdot HCl \times 1.4$$

   b) Determinación de fósforo. El método de Bray-I ha sido usado como un índice de fósforo (P) disponible en suelos ácidos, aunque también da buenos resultados para suelos neutros o ligeramente alcalinos (Reyes, 1996). La extracción con una solución de fluoruro de amonio (NH_4F) ácida (con HCl) y diluida, tuvo como finalidad remover las formas de P fácilmente solubles en medio ácido, así como gran parte de los fosfatos de calcio y una porción de los fosfatos de aluminio y de hierro (se disuelven debido a la formación de un ion complejo con estos iones metálicos cuando se encuentran en solución ácida). Las mediciones se llevaron a cabo en el espectrofotómetro UV-visible Cary 50 Probe marca Varian empleando una longitud de onda de 690 nm.

   c) Para la determinación de potasio (K) en el suelo, se utilizaron las mismas muestras digeridas que se usaron para la determinación de metales pesados, el K fue leído con el equipo de espectrofotometría de absorción

atómica marca Varian Spectra AA-200, con base en el método EPA 7610 (EPA, 1986).

2) Método cualitativo. Se llevó a cabo con una prueba colorimétrica, en un “kit” Hanna Soiltest H3896 marca Hanna Instruments, donde el color fue desarrollado por la adición de reactivos y comparados con una carta de colores, el nitrógeno se determinó como NO_3, el fósforo como P_2O_5 y el potasio como K_2O, los resultados se reportaron como: altos, medios, bajos o trazas (Hanna, 1999).

4.2.1.4 Determinación de materia orgánica

Esta determinación se llevó a cabo mediante el método de Walkley-Black, que se refiere a la materia oxidable mediante el ácido crómico con H_2SO_4, es un procedimiento indirecto del cual se determinó el carbono (C) de la materia orgánica, por ser un elemento relativamente constante en ella (Jackson, 1976).

4.2.1.5 Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

La determinación de la capacidad de intercambio de cationes supone el medir la cantidad total de cargas negativas por unidad de peso de material. Su determinación se lleva a cabo reemplazando los cationes intercambiables del complejo por medio de una sal, donde la concentración del catión adsorbido se determina con los medios apropiados. Cuanto más alto sea el contenido de arcilla y de humus en el suelo, mayor será la CIC. (Jackson, 1976).

Para determinarla se tomó una muestra de suelo de 1 g, se agregó 100 mL de una solución de cloruro de amonio 1M y se agitó durante 24 horas en un agitador orbital L.E.D. marca Lab-Line Instruments. Posteriormente, se lavó la muestra tres veces con agua destilada. Al suelo recuperado con amonio se le agregó una solución de NaCl de 5000 ppm y se agitó 24 horas. Una vez saturado de sodio se filtró y posteriormente se midió el Na remanente en un equipo de espectrofotometría de absorción atómica marca Varian Spectra AA-200.

4.2.1.6 Determinación de textura

La composición mecánica de un suelo, es decir, la distribución de los tamaños de las partículas que los constituyen, se denomina textura. Esta característica se puede determinar a través de la “prueba al tacto” (Siebe *et al*., 1996).

Para realizar la prueba se humedeció una pequeña muestra de la fracción fina del suelo (<2 mm), cuidando que no se presentara exceso de humedad en el momento de presionarla, es decir, se usó una muestra a “capacidad de campo”. Posteriormente, al presionarla y palparla se observaron las características de moldeado, consistencia y granulosidad, se formaron esferas y rollos según la guía de la “prueba al tacto”. Después a partir del diagrama de texturas se determinó el porcentaje de arcilla, arena y limo que corresponde a cada clase textural.

4.2.1.7 Determinación de la humedad

Para determinar la humedad del suelo se utilizó el procedimiento siguiente (Reyes, 1996): en un crisol a peso constante se colocó una muestra de 5 g de suelo secado al aire libre y se pesó en una balanza analítica, se metió a la estufa a 105 ºC durante 24 horas, y se dejó enfriar en el desecador; se registró nuevamente su peso. El porcentaje de humedad se determinó como sigue:

$$\%\cdot humedad = \frac{peso\cdot humedo - peso\cdot \sec o}{peso\cdot \sec o}\times 100$$

4.2.1.8 Concentración de metales en el suelo

Se llevó a cabo por un lado, la medición de la concentración de los metales “de fondo” del suelo “testigo” y por otro lado la concentración de metales pesados (Cd y Zn), primero se realizó la digestión ácida del suelo, mediante el método EPA 3050A (EPA,

1992), después las muestras fueron analizadas por espectrofotometría de absorción atómica con un equipo Varian Spectra AA-200. Los límites de detección fueron de 0.02 mg/L para el Cd, 0.2 mg/L para el Pb, 0.03 mg/L para el Cr, 0.0002 mg/L para el Hg, 0.02 mg/L para el Ni, 0.0002 mg/L para el As, 0.02 mg/L para el Fe, 0.02 mg/L para el Cu, 0.01 mg/L para el Mg y 0.2 mg/L para el Zn.

Se emplearon los siguientes métodos EPA: el 7130 para el Cd, el 7420 para el Pb, el 7190 para el Cr, el 7471 para el Hg, el 7520 para el Ni, el 7061 para el As, el 7380 para el Fe, el 7210 para el Cu, el 7450 para el Mg y el 7950 para el zinc (EPA, 1986).

4.2.2 Selección y caracterización de las especies vegetales

Uno de los objetivos del proyecto fue el definir las especies vegetales comestibles más adecuadas para su uso en el proceso de la fitoextracción en suelos contaminados con cadmio y mezcla de cadmio y zinc (Cd+Zn). Fueron seleccionadas tres especies vegetales comestibles, una de ellas en dos variedades, a saber:

1) La lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) y la lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa*), se seleccionaron porque ya se han llevado a cabo estudios en donde han sido usadas como cultivo indicador de asimilación de cadmio, dada la alta acumulación de este metal en su tejido vegetal comparada con otras especies vegetales (Brown *et al.*, 1996). Se usaron dos variedades para estudiar variaciones en su comportamiento en el proceso.

2) El girasol (*Helianthus annus)*, porque ha sido usado en aplicaciones de campo para la extracción de radionúcleos y nitratos (Schnoor, 1997), además se ha sugerido la alta asimilación de cadmio en el girasol, y su traslocación a hojas y flores, en contraste con otras especies, en los estudios preliminares de Li *et al.* (1996).

3) El calabacín (*Cucurbita moschata*), porque no hay algún reporte de estudios efectuados con esta especie vegetal, además su origen es mexicano, lugar donde se produce y consume durante todo el año ya que es de fácil cultivo en varios estados, dadas las características climatológicas y de suelo (Introzzi, 1986).

Después de la selección, se germinaron las semillas, se evaluó su crecimiento en los diferentes sustratos (contaminados y sin contaminar), controlando las variables de humedad del suelo, temperatura y humedad relativa para finalmente determinar si son funcionales en el proceso de fitoextracción.

4.2.2.1 Germinación y crecimiento

Las semillas de cada especie vegetal se germinaron directamente en las cajas con 5 o 10 kg de suelo, a una profundidad de 2.5 cm y respetando el espacio requerido para el desarrollo óptimo de cada especie (para la lechuga se deja una separación de 30 cm entre planta y planta, para el girasol de 25 a 30 cm y para el calabacín de 50 cm a 100 cm). De acuerdo con el ciclo biológico de cada planta, se planeó la toma de muestras según la tabla 4.2, para cada una se realizaron 5 muestreos, cada 20 días para el caso de la lechuga y el calabacín (hasta el día 100) y cada 15 días para el girasol (hasta el día 75).

Tabla 4.2 Planeación de muestreos para cada especie vegetal.

Especie vegetal	**Tiempo de germina-ción (días)**	**Ciclo biológico (días)**	**Muestreo 1 (días)**	**Muestreo 2 (días)**	**Muestreo 3 (días)**	**Muestreo 4 (días)**	**Muestreo 5 (días)**
Lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*)	7	75-90	20	40	60	80	100
Lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa*)	7	75-90	20	40	60	80	100
Calabacín (*Cucurbita moschata*)	6	60-90	20	40	60	80	100
Girasol (*Helianthus annus*)	5	60-75	15	30	45	60	75

De los cinco muestreos realizados, la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*), fue la única especie estudiada por triplicado, todas las demás y las plantas “testigo” fueron por duplicado. Se germinaron semillas en los diferentes sustratos para obtener el número de plantas planeadas por caja y satisfacer la demanda de cada estudio como se muestra en la tabla 4.3 (se sembraron de 2 a 3 semillas por cada planta requerida, para garantizar que al menos una de ellas germinara).

Tabla 4.3 Planeación del número de plantas requeridas.

Especie vegetal	**Nº de plantas planeadas por caja**	**Nº de réplicas**	**Nº de plantas requeridas para los cinco muestreos**	**Nº mínimo de cajas por cada vegetal y por cada sustrato**
Lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*)	4 a 5 [a]	3	15	4
Testigo de lechuga romana	4 a 5 [a]	2	10	3
Lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa*)	4 a 5 [a]	2	10	3
Testigo de lechuga de hoja rizada	4 a 5 [a]	2	10	3
Calabacín (*Cucurbita moschata*)	4 [b]	2	10	3
Testigo de calabacín	4 [b]	2	10	3
Girasol (*Helianthus annus*)	8 [a]	2	10	2
Testigo de girasol	8 [a]	2	10	2

[a] 5 kg
[b] 10 kg

Se registró el peso de las semillas (para garantizar semejanza entre las que fueron sembradas), se plantaron, se regaron y se pusieron a germinar dentro del invernadero, controlando temperatura y humedad relativa. En los días de muestreo se cortaron las plantas, se registraron los pesos de cada parte de la planta, se lavaron y se llevaron a secar en la estufa a 50 ºC durante 2 horas para registrar finalmente el peso seco.

4.2.2.2 Concentración de metales pesados (Cd y Zn) en los tejidos vegetales

En los tiempos de muestreo establecidos, una vez que el tejido vegetal de cada parte de la planta se encontraba seco, se llevaron a digestión ácida según el método EPA 3050A (EPA, 1992) y se determinaron las concentraciones de Cd y Zn empleando los métodos EPA 7130 para el cadmio y el 7950 para el zinc (EPA, 1986). Los muestreos de tierra y lixiviados (agua excedente que escurría de la caja), también se llevaron a cabo en los mismos tiempos de muestreo.

4.3 Metodología estadística

Se llevó a cabo una prueba de hipótesis con una estadística para pruebas de muestras pequeñas referentes a la diferencia entre dos medias, denominada prueba ***t*** de Student.

Se consideraron dos poblaciones con las medias μ_1 y μ_2 y las varianzas σ_1 y σ_2 e interesaba probar la hipótesis nula $\mu_1 - \mu_2 = \delta$, donde δ es una constante especificada, con base en muestras aleatorias independientes de tamaño n_1 y n_2. En forma similar a las pruebas referentes a una media, se consideraron pruebas de esta hipótesis nula contra cada una de las alternativas $\mu_1 - \mu_2 < \delta$, $\mu_1 - \mu_2 > \delta$ y $\mu_1 - \mu_2 \neq \delta$ (Johnson, 1997).

La prueba misma depende de la diferencia entre las medias muestrales $X_1 - X_2$ con S^2_1 y S^2_2 varianzas de las muestras 1 y 2, que puede basarse en la estadística:

$$t = \frac{\left(\overline{X}_1 - \overline{X}_2\right) - \delta}{\sqrt{\left(n_1 - 1\right)S_1^2 + \left(n_2 - 1\right)S_2^2}} \sqrt{\frac{n_1 n_2 \left(n_1 + n_2 - 2\right)}{n_1 + n_2}} \quad \text{.....(1)}$$

la cual es una variable aleatoria con distribución ***t***, con $n_1 + n_2 - 2$ grados de libertad.

La metodología es la siguiente (Johnson, 1997):

1. Planteamiento: se describe lo que representan las mediciones de las muestras 1 y 2 y se identifican, para probar si la diferencia entre las medias de estas dos muestras es significativa.
2. Formulación de hipótesis: se establece la hipótesis nula, que en nuestro caso es: $X_2 - X_1 = 0$, donde X_2 es la media de la concentración de cadmio a cierto periodo de tiempo y X_1 es la media de la concentración de cadmio a un tiempo inicial (significa que el metal pesado (cadmio) permanece constante en el suelo muestreado y en un

periodo de tiempo) y una hipótesis alternativa: $X_2 - X_1 < 0$ (significa que el cadmio disminuye su concentración en el suelo en un periodo de tiempo)

3. Nivel de significancia: es la probabilidad de cometer un error de tipo I (el rechazo de la hipótesis cuando es verdadera), en nuestro caso se usa un nivel de significancia α=0.01, es decir, se restringe la prueba al 1% de probabilidad de rechazar una hipótesis verdadera.
4. Criterio: se rechaza la hipótesis nula si $t < z$, donde z es el valor de $t_{0.01}$ para $n_1 + n_2$ -2 grados de libertad y t está dada por la ecuación 1.
5. Cálculos: se calculan las medias X_2 y X_1, las varianzas S^2_1 y S^2_2, el valor t y la z de $t_{0.01}$.
6. Decisión: se basa en el criterio del punto 4.

Lo que representa la prueba estadística, es que se tiene una probabilidad de 0.99 de que la concentración media de cadmio en un periodo de tiempo (X_2), sea menor a la concentración inicial (X_1), menos el valor de $t_{0.01}$ para $n_1 + n_2$ -2 grados de libertad:

$$P\left(\overline{X}_2 \langle \overline{X}_1 - t_{0.01}\sqrt{\frac{(n_1-1)S_1^2+(n_2-1)S_2^2}{n_1+n_2-2}}\sqrt{\frac{n_1+n_2}{n_1 n_2}}\right) = 0.99 \text{.....(2)}$$

es decir, el término de la ecuación (3), representa los valores del intervalo de confianza de 0.01, unilateral, para la diferencia de las medias muestrales.

$$\overline{X}_2 - \overline{X}_1 \langle t_{0.01}\sqrt{\frac{(n_1-1)S_1^2+(n_2-1)S_2^2}{n_1+n_2-2}}\sqrt{\frac{n_1+n_2}{n_1 n_2}} \text{.....(3)}$$

5. Resultados y discusión

En esta parte se presentan los resultados tanto de la caracterización del suelo, así como del crecimiento vegetal y del proceso de fitoextracción, acompañados con una discusión e interpretación. Se presenta también el tratamiento estadístico y la interpretación de la prueba de hipótesis.

5.1 Resultados de la caracterización del suelo

5.1.1 pH

Se realizaron las mediciones del pH del suelo cada 10 días (por duplicado) hasta completar la etapa final de cada especie. En las figuras 5.1, 5.2 y 5.3 se observa el comportamiento del pH en las diferentes muestras experimentales (en el suelo “testigo”, en el suelo contaminado con Cd y en el suelo contaminado con Cd+Zn) y para cada especie vegetal (la lechuga 1 se refiere a la romana y la lechuga 2 a la de hoja rizada).

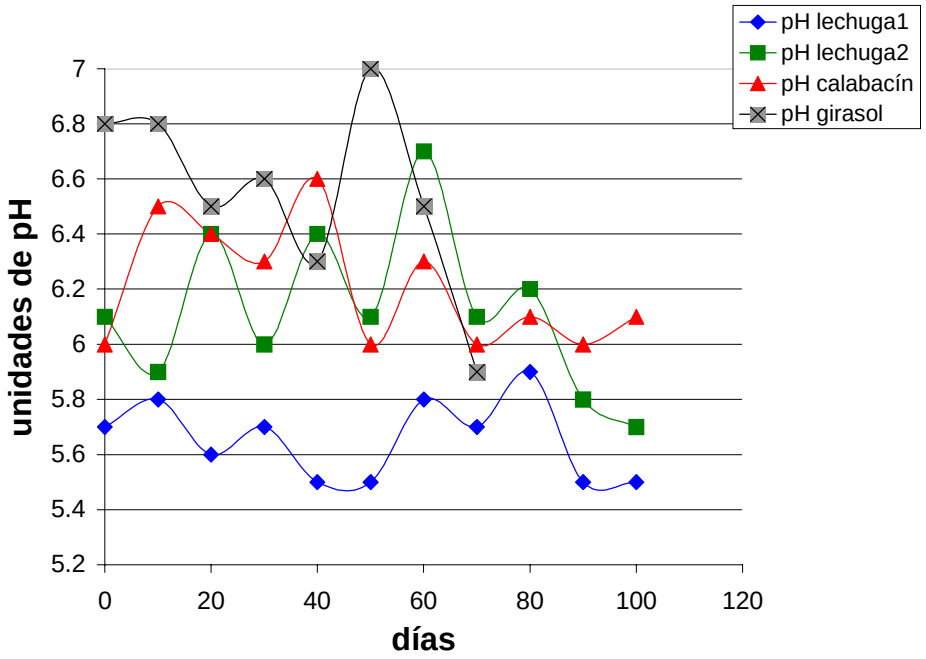


Figura 5.1 Comportamiento del pH en el suelo "testigo"
para las diferentes especies vegetales

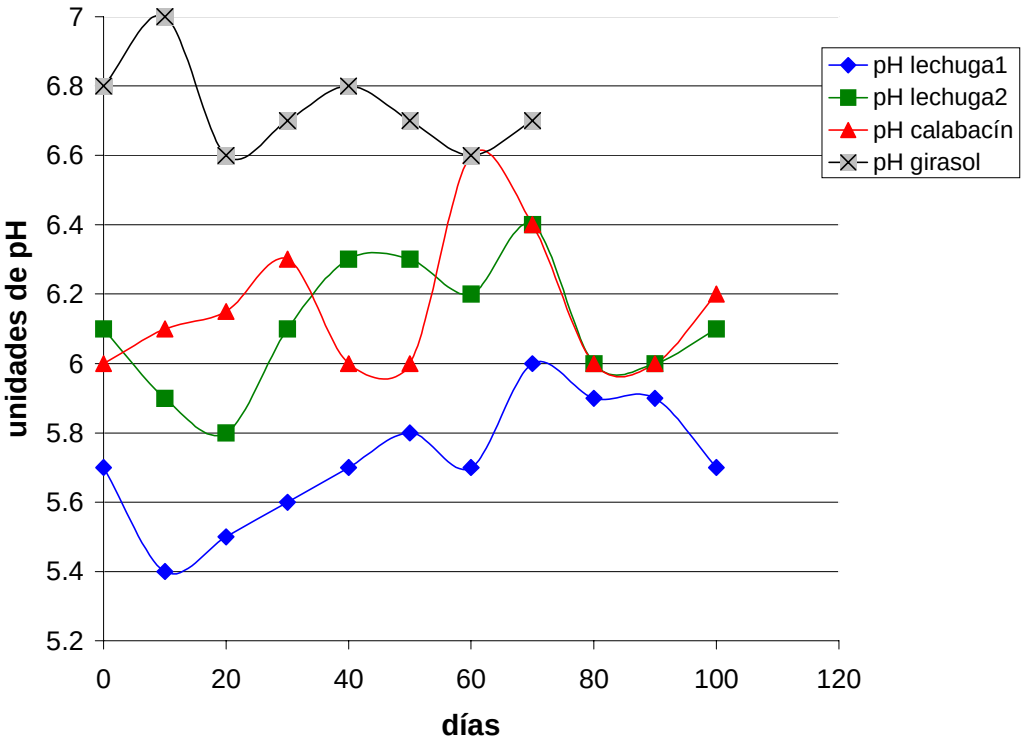


Figura 5.2 Comportamiento del pH en el suelo contaminado con Cd para las diferentes especies vegetales

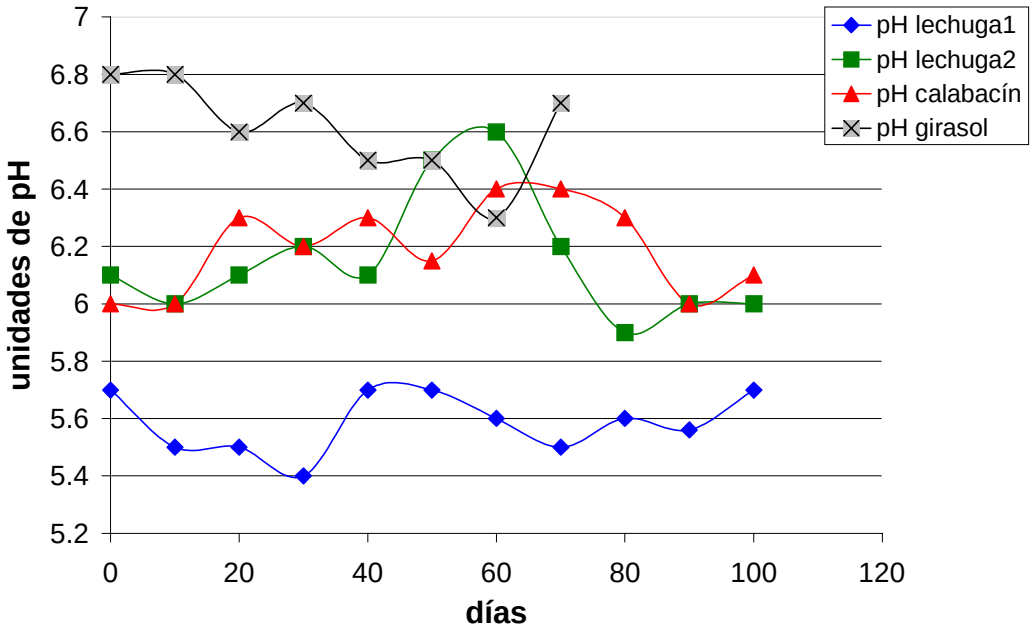


Figura 5.3 Comportamiento del pH en el suelo contaminado con Cd+Zn para las diferentes especies vegetales

El suelo seleccionado para la lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) fue el que en su estado natural tuvo el valor más bajo, en el intervalo de 5.4 a 6.0. Para la lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa*) estuvo entre 5.7 y 6.5, en el caso de el calabacín (*Cucurbita moschata*), el pH se mantuvo entre 6.0 y 6.4, por último el girasol (*Helianthus annus*) con el intervalo de pH de entre 5.9 a 7.0.

En el caso del suelo testigo se tuvo una diferencia máxima de 0.7 entre el valor mínimo y máximo de pH, en el caso del suelo contaminado con Cd hubo una diferencia máxima de 0.6 y en el suelo contaminado con Cd+Zn, de 0.7.

En cuanto a los valores de pH iniciales con respecto a los finales, en el caso del suelo testigo en todas las especies vegetales, el pH al inicio siempre fue mayor que el pH al final, en el suelo con Cd sólo para uno de los vegetales (el girasol) disminuyó (en 0.1 unidades), en todos los demás se mantuvo el valor inicial. Con respecto al pH del suelo con Cd+Zn, en dos especies disminuyó (el girasol y la lechuga de hoja rizada), en otra se mantuvo en el mismo valor (la lechuga romana) y en otra aumentó en 0.1 unidad (el calabacín).

Aunque hubo fluctuaciones en los valores de pH, las diferencias entre los iniciales y finales no variaron más de 0.1 unidades en los sustratos contaminados, la tendencia general fue de mantenerse igual.

Sin embargo, se tuvo en general un suelo que es medianamente ácido (Reyes, 1996), por lo que las condiciones fueron favorables para que las especies vegetales se desarrollaran adecuadamente y con la consecuente asimilación del Cd y Zn (Hanna, 1999 e Introzzi 1986).

Los intervalos de pH observados correspondieron a los pH óptimos para el crecimiento adecuado para cada especie vegetal.

En cuanto a la química de los contaminantes, el estado de valencia más importante del Cd y Zn fue +2 y los factores que controlan su movilidad son el pH y el potencial de oxidación, a pH menores de 4.5 la movilidad de Cd y Zn es alta (Kabata-Pendias y Pendias, 1992), sin embargo el pH observado para todas las especies estuvo en el intervalo de 5.4 a 7.0 y en estos valores se presenta una movilidad media en el suelo.

El efecto del pH del suelo sobre el contenido de cadmio en plantas muestra que en el intervalo de 4.5 a 6.5 se presenta la más alta asimilación (en el frijol de soya) (Kabata-Pendias, 1992), este intervalo coincide con el trabajado, por lo que se espera una alta asimilación de cadmio.

5.1.2 Espacio poroso

La determinación del porcentaje de espacio poroso se realizó al inicio y final de la experimentación, por duplicado (se reporta el valor promedio) y para cada uno de los sustratos utilizados. Los resultados se muestran en la tabla 5.1.

Tabla 5.1 Densidad aparente, densidad real y porosidad de los diferentes sustratos utilizados, al inicio y final de la experimentación.

Sustrato	**Densidad aparente inicial (g/cm^3)**	**Densidad real inicial (g/cm^3)**	**% espacio poroso inicial**	**Densidad aparente final (g/cm^3)**	**Densidad real final (g/cm^3)**	**% espacio poroso final**
Suelo testigo	0.98 ± 0.08	1.82 ± 0.18	46.17 ± 4.15	0.91 ± 0.10	1.92 ± 0.09	52.45 ± 1.52
Suelo con Cd	0.82 ± 0.06	1.47 ± 0.09	44.42 ± 2.66	0.89 ± 0.07	1.58 ± 0.08	43.12 ± 1.33
Suelo con Cd+Zn	0.83 ± 0.08	1.39 ± 0.11	40.25 ± 3.13	0.94 ± 0.06	1.48 ± 0.13	36.92 ± 2.87

La densidad aparente, expresada en g/cm^3, representa la densidad del suelo en su estado natural, comprende tanto las partículas como los espacios del suelo, es por eso

que siempre la densidad aparente es menor que la densidad real, que sólo considera las partículas del suelo (Reyes, 1996).

Los valores bajos de densidad aparente que se obtuvieron (menores a la unidad) pueden deberse a que el suelo utilizado era rico en materia orgánica (de manera general en los suelos, varía de 1.0 a 1.8 g/cm^3).

La densidad real, en la mayoría de los suelos minerales no excede el valor de 2.65 g/cm^3. Cuando se tienen grandes cantidades de minerales pesados el valor puede aumentar y la presencia de materia orgánica, repercute originando valores tan bajos como 1.2 a 1.5 g/cm^3 (Reyes, 1996).

En el caso de estudio se observaron valores entre 1.39 y 1.91 g/cm^3, que se deben a la alta cantidad de materia orgánica presente en los suelos como se describirá en la sección 5.1.4.

Los valores anteriores sirvieron para calcular el porcentaje de espacio poroso, que representa la porción del suelo ocupada por el agua y el aire, el cual es importante por la aireación del suelo y por la absorción activa del agua. Este porcentaje es bajo en suelos compactados y alto en suelos de textura media y ricos en materia orgánica, donde el porcentaje de microporos es mayor y se da el óptimo de humedad para el crecimiento de las plantas; en este último, el porcentaje suele ser de 50% y se encuentra compartido de igual forma tanto por el agua como por el aire (Reyes, 1996). Los valores promedio obtenidos en la experimentación se encontraron entre 37 y 52% y no se percibió un cambio sustancial con el tiempo ni con la presencia de especies vegetales en el suelo. El valor más bajo se tuvo para el suelo contaminado con Cd+Zn, situación que puede ser relacionada con la observación de que al agregar la sal de Zn al suelo ($ZnCl_2$), éste se aglomeraba, sin embargo, dicho valor no afectó a la humedad del suelo ni al crecimiento de las especies vegetales ahí plantadas.

5.1.3 Nutrientes

La determinación de nutrientes se llevó a cabo cualitativamente y cuantitativamente, los resultados se presentan en la tabla 5.2.

Tabla 5. 2 Determinación de nutrientes cuantitativa y cualitativamente al inicio y final de la experimentación

Suelo	Cuantitativo						Cualitativo					
	%N inicio	**%N final**	**P (ppm) inicio**	**P (ppm) final**	**K (ppm) inicio**	**K (ppm) final**	**Nivel de N (NO_3) inicio**	**Nivel de N (NO_3) final**	**Nivel de P (P_2O_5) final**	**Nivel de P (P_2O_5) final**	**Nivel de K (K_2O) final**	**Nivel de K (K_2O) final**
Suelo testigo	0.91 ± 0.09	0.82 ± 0.06	75 ± 3.1	44 ± 1.5	760 ± 33.2	550 ± 39.3	Alto	Alto	Alto	Medio	Alto	Medio
Suelo con Cd	1.20 ± 0.11	0.96 ± 0.07	82 ± 2.7	58 ± 1.8	720 ± 28.4	430 ± 21.0	Alto	Alto	Alto	Alto	Medio	Medio
Suelo con Cd+Zn	0.97 ± 0.09	0.96 ± 0.05	68 ± 2.9	41 ± 1.2	800 ± 40.1	710 ± 36.2	Alto	Alto	Alto	Medio	Alto	Medio

La mayor parte del nitrógeno se encuentra en los suelos en forma orgánica, como compuestos de amonio (NH_4^+) y nitratos (NO_3^-), que son las formas asimilables. El nitrógeno orgánico representa comúnmente entre el 85 y 95% del nitrógeno total, que en los suelos varía de 0.01% a varias unidades porcentuales (Reyes, 1996).

Los resultados muestran un porcentaje alto de nitrógeno (considerado así en valores de entre 0.5 y 1 % y arriba de este como muy alto) (Siebe *et al.*, 1996), por la alta cantidad de materia orgánica, así como la reducción de éste al final de la experimentación, por el crecimiento de los vegetales, sin embargo, siguió considerándose como alto. Los resultados cualitativos no reportaron cambio de niveles en el contenido de nitrógeno (como NO_3) ni al inicio y final de la experimentación. Cabe mencionar que al haber agregado $Cd(NO_3)_2$, esto no representó una modificación importante en el contenido de nitrógeno; el suelo utilizado reportó altos niveles de nitrógeno, por lo que la cantidad agregada de la sal contaminante (150 mg/kg, que representa 0.13 %) no fue significativa para que se llevara a cabo una modificación sustancial en éste, por lo que no se detectó variación durante la experimentación.

El fósforo es un indicador del estado nutricional del suelo, se encuentra en toda célula viva y es esencial en la nutrición, tiene funciones primordiales en las transformaciones energéticas de las plantas, en la síntesis de proteínas y de nucleótidos y en el proceso de reproducción celular. En el suelo, el aprovechamiento de este elemento por las plantas está definido, en alto grado por la forma iónica del elemento, la cual está determinada por el pH, por lo que en suelos ácidos predomina el $H_2PO_4^-$. El máximo aprovechamiento por parte de las plantas se obtiene cuando el pH del suelo se mantiene entre 6 y 7 (Porta *et al.*, 1999).

La determinación cuantitativa de P, indica que el contenido disponible fue alto (>30 ppm, aún en la etapa final de la experimentación, aunque éste disminuyó por el crecimiento vegetal, continuó en un contenido alto de este elemento. Los resultados cualitativos reportaron contenidos medios al final, pero hay que considerar la incertidumbre que arroja esta prueba.

El potasio es uno de los microelementos esenciales, disminuye la transpiración de la planta, por lo que la hace más resistente a la sequía, aumenta la resistencia a las heladas al elevar el contenido de la savia en elementos minerales, favorece el desarrollo de raíces, aumenta la resistencia de los vegetales a enfermedades, interviene en la fotosíntesis, en la síntesis de proteínas y en la estimulación enzimática (Reyes, 1996).

En los resultados cuantitativos, el contenido de K fue alto (>300 ppm), tanto al inicio como al final de la experimentación (aún con el crecimiento vegetal). En los cualitativos, se reportó contenido alto al inicio y medio al final con la excepción del suelo con Cd que se observó como medio al inicio y final; como si no hubiera sufrido cambio, lo cual se puede considerar por el alto error que puede arrojar esta última prueba.

5.1.4 Materia orgánica

Los resultados de materia orgánica se presentan en la tabla 5.3 para cada uno de los sustratos utlizados. Las determinaciones se llevaron a cabo al inicio y al final de la experimentación por duplicado y las cantidades reportadas representan el promedio.

Tabla 5.3 Contenido de materia orgánica en los diferentes sustratos utilizados.

Sustrato	**% de materia orgánica inicio**	**% de materia orgánica final**
Suelo testigo	44.6 ± 1.5	45.3 ± 2.3
Suelo con Cd	43.6 ± 3.1	44.2 ± 1.2
Suelo con Cd+Zn	45.2 ± 1.8	43.5 ± 2.4

La materia orgánica químicamente activa que se encuentra relacionada con la génesis del suelo y su fertilidad, incluye dos tipos de materiales: 1) residuos de plantas, animales y microorganismos, alterados y resistentes denominados humus y humatos, 2) residuos orgánicos poco alterados de vegetales, animales y microorganismos vivos y muertos que sufren descomposiciones bastante rápidas en los suelos (Jackson,1976).

Según Siebe *et al*. (1996), se evalúa el contenido de materia orgánica como extremadamente alto con cantidades mayores a 30 %, en este proyecto todos los sustratos tenían la característica de contener porcentajes superiores (y no se apreció un cambio sustancial entre el inicio y final de la experimentación), debido a que la mezcla de suelos usados fue preparada con altos contenidos de “tierra de hoja” que en realidad es hojarasca (en un 50%) y el resto fue “tierra negra”.

Las cantidades tan altas de materia orgánica como las que se presentaron en esta experimentación, son importantes en el comportamiento del suelo y crecimiento de las plantas y organismos como: 1) en la estructura del suelo, favorece la aireación, circulación de agua, penetración de raíces y resistencia a la erosión, 2) en cuanto a la adsorción e intercambio de iones, evita pérdida de nutrientes por lavado y los almacena bajo formas orgánicas y los libera al mineralizarse, controla la acidez y basicidad del suelo por su poder de amortiguamiento y permite la formación de complejos y quelatos, movilizando metales. Todas estas características son favorables al proceso de fitoextracción (Porta *et al.,* 1999).

5.1.5 Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Se presentan en la tabla 5.4, los promedios de los resultados de la determinación de la CIC (que se realizaron por duplicado) de los diferentes sustratos utilizados, al inicio y final de la experimentación.

Tabla 5.4 Capacidad de intercambio catiónico en los sustratos al inicio y final de la experimentación.

Sustrato	**CIC inicial (meq/100g)**	**CIC final (meq/100g)**
Suelo testigo	93.4 ± 6.5	87.6 ± 3.7
Suelo con Cd	87.5 ± 5.2	90.4 ± 6.3
Suelo con Cd+Zn	96.3 ± 4.9	97.1 ± 2.2

La capacidad de intercambio catiónico del suelo es una propiedad físico-química importante porque es un índice de su fertilidad, ya que los suelos con alta CIC (>25 meq/100g) representan un depósito de nutrimentos que pueden cederse a la solución del suelo a medida que son consumidos por las plantas. En general, la CIC se refiere a: 1) la carga iónica total del complejo de cambio (materia orgánica y arcillas) activo en la adsorción de iones y se puntualiza en la cantidad total de cationes que un suelo puede adsorber por unidad de peso (Reyes, 1996), 2) el número de moles de iones positivos que pueden ser intercambiados por unidad de masa seca de una muestra de suelo (Porta *et al.,* 1999).

Los resultados de la CIC tanto al inicio como al final, fueron muy altos (>40 meq/100g) (Reyes, 1996), dado que esta característica del suelo es propiciada principalmente por sus coloides orgánicos (humus) e inorgánicos (arcillas), se puede relacionar con el alto contenido de materia orgánica presente en los sustratos utilizados en la experimentación y la presencia de otros metales como Cd y Zn adicionados al suelo.

En el suelo testigo disminuyó la CIC al final del experimento y aunque el cambio no fue apreciable, esta situación puede atribuirse a la extracción de nutrimentos por parte de

las plantas. Este efecto no fue claro en el caso de los otros dos sustratos, donde no hubo cambio sustancial de la CIC, quizá por el alto valor que ésta presentó.

5.1.6 Textura

Los resultados mostraron que el tipo de textura de los tres sustratos utilizados fueron **franco-arcillo-arenosa** (clave CRA) (Siebe *et al.,* 1996).

Con el diagrama de texturas se determinó el intervalo de porcentaje de arena, limo y arcilla correspondiente, el resultado fue: 20 a 37% de arcilla, 80 a 63% de arena y 0 a 25% de limo.

5.1.7 Humedad

La humedad que reportaron los diferentes sustratos utilizados en el experimento, se encuentra en el intervalo de entre 37-46 %, ya que ésta se pudo controlar con la frecuencia de riego.

La humedad constituye el principal suministro de agua para las plantas, por su capacidad para almacenarla e ir cediéndola a medida que se requiere. El agua disuelve y transporta elementos nutritivos, sales solubles y contaminantes, y hace posible su absorción por las raíces. La humedad interviene en el suelo en su comportamiento físico, su consistencia, su penetrabilidad, su temperatura, entre otras características (Porta *et al.*, 1999).

5.1.8 Contenido de metales “de fondo” en el sustrato de prueba

Se realizaron las mediciones de metales “de fondo” (en concentraciones naturales) de cada sustrato “testigo” utilizado en la experimentación, por duplicado cada uno y los resultados mostrados en la tabla 5.5, representan los intervalos obtenidos y se comparan con los reportados por la referencia indicada.

Tabla 5.5 Intervalos de las concentraciones de metales “de fondo” del suelo de prueba e intervalos de referencia.

Metales	**Intervalos de las concentraciones en el suelo de prueba (mg de metal/kg de suelo seco)**	**Intervalos de referencia en suelos orgánicos (media mundial en histosoles) [a] (mg de metal/kg de suelo seco)**
Hg	N.D.-0.03	0.04-1.11
Pb	20-46	1.5-176
Cu	7.1-9.1	1-100 [b]
As	0.2-0.4	< 0.1-66.5
Ni	7.1-18.6	0.2-119
Ba	203-245	10-700
Mn	299-341	7-2200
Se	1.4-1.8	0.1-1.5
Cr	N.D.-1.2	1-100
Cd	2.1-4.2	0.19-2.2
Zn	52-82	5-250
Al	1.25-1.56 [c] (12695-15796 mg/kg)	0.45-10 [c]
Fe	5.23-5.76 [d] (55242-61080 mg/kg)	7.97-29.65 [d]
Mg	378-421	113-740 [b]
Ca	1.1-1.2 [f] (10841-12433 mg/kg)	4.2 [f] (Reyes,1996)

[a] Referencia: Kabata-Pendias y Pendias, 1992.
[b] promedio en E. U. A.
[c] % masa en el suelo.
[d] % masa en superficies de suelo ricos en Fe.
[f] % masa en corteza terrestre.
N.D. = no detectado.

Las concentraciones de metales, se encuentran dentro del intervalo de referencia para superficies de suelo, por lo que las cantidades reportadas se consideraron como normales (con excepción del Cd).

En el caso del Cd, se reportó en concentraciones altas (excede el intervalo de referencia), situación que se piensa se debió a que los sustratos se prepararon con tierra de invernadero, la cual es muy probable que estuviera fertilizada y bajo estas circunstancias se incrementa la cantidad de este metal en el suelo.

En lo que se refiere a la asimilación de metales, las interacciones importantes del Cd se presentan con el Ca y el Zn, donde hay controversias en cuanto al sinergismo y al antagonismo con ambos elementos (Chaney *et al*., 1995), con el Cu, el Se, el Ni y el Mn, se presentan efectos antagónicos. En el caso del Zn, el Ca tiene efectos sinérgicos, el Mg, el Fe, el Cu, antagónicos, y un posible antagonismo con el As (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

5.2 Crecimiento vegetal

En esta parte se presenta el crecimiento vegetal, se esquematiza en fotografías, en las figuras 5.4 a 5.7, en las figuras 5.8 a 5.11 se reporta la cantidad de biomasa generada con respecto al tiempo, de cada especie vegetal: lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia* y var. *crispa*), calabacín (*Cucurbita moschata*) y girasol (*Helianthus annus*) y en cada uno de los sustratos utilizados.

En la tabla 5.6 se presentan los intervalos de los porcentajes de humedad de cada una de las partes de la planta, dato que es de utilidad para reportar la concentración de metales en el tejido vegetal (mg de metal/kg de tejido vegetal seco).

Tabla 5.6 Intervalos de humedad en las diferentes partes de la especie vegetal comestible.

Parte de la planta	**% de humedad Lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia* y var. *crispa*)**	**% de humedad Calabacín (*Cucurbita moschata*)**	**% de humedad Girasol (*Helianthus annus*)**
Raíz	82-91	84-93	80-83
Tallo	81-92	84-93	76-78
Hoja	87-89	82-84	61-63
Flor	-	81-86	76-78
Fruto	-	87-89	-

10 días

20 días

30 días

40 días

60 días

100 días

Figura 5.4 Etapas de crecimiento de la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*)

10 días

20 días

30 días

40 días

60 días

100 días

Figura 5.5 Etapas de crecimiento de la lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*)

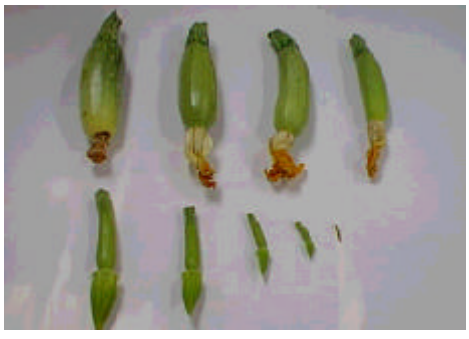
10 días

20 días

50 días

60 días

100 días



Frutos
100 días

Figura 5.6 Etapas de crecimiento del calabacín (*Cucurbita moschata*)

10 días

30 días

45 días

60 días

75 días

a) suelo testigo
b) suelo con Cd
c) suelo con

Figura 5.7 Etapas de crecimiento del girasol (*Helianthus annus*)

Respecto del crecimiento vegetal, en las figuras 5.8, 5.9, 5.10 y 5.11 se aprecia un comportamiento generalizado donde las especies vegetales plantadas en el suelo sin contaminantes (sustrato testigo), fueron las que generaron más biomasa (con excepción del calabacín, aunque con muy poca diferencia), luego le siguieron las que crecieron en el suelo contaminado con Cd y finalmente las que crecieron en el suelo contaminado con Cd+Zn. Otra observación relevante y un punto significativo en estas figuras, es que a partir del día 60 del experimento en todas las especies vegetales hay un incremento de biomasa considerable hasta el día terminal.

La presencia de Cd y Zn inhibió la generación de biomasa. En la tabla 5.7 se observa el porcentaje de inhibición en el crecimiento vegetal por la presencia de Cd y Zn.

Tabla 5.7 Porcentaje de inhibición en la generación de biomasa de las especies vegetales con respecto a la especie vegetal "testigo" en los diferentes sustratos.

Especie vegetal	**% de inhibición (suelo contaminado con Cd)**	**% de inhibición (suelo contaminado con Cd+Zn)**
Lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*)	16.0	42.7
Lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*)	29.7	21.3
Calabacín (*Cucurbita moschata*)	0	73.2
Girasol (*Helianthus annus*)	32.7	40.5

La especie vegetal más tolerante a la presencia de Cd y Zn en las concentraciones especificadas fue la lechuga var. *crispa*, aunque el calabacín toleró y creció de manera normal con la presencia de Cd, no fue así con la presencia de Cd+Zn, donde se presentó el más alto porcentaje de inhibición. En la última fotografía de la figura 5.7 se puede apreciar claramente la inhibición del crecimiento del girasol. El girasol que creció en suelo sin contaminar (vegetal "testigo") fue el de mayor altura y con mayor generación de biomasa, le sigue el girasol que creció en el suelo con Cd y el de menos altura fue el que creció en el suelo con Cd+Zn, aparentemente la inhibición de crecimiento en este último caso fue mayor por la adición de efectos de dos componentes tóxicos (Cd+Zn).

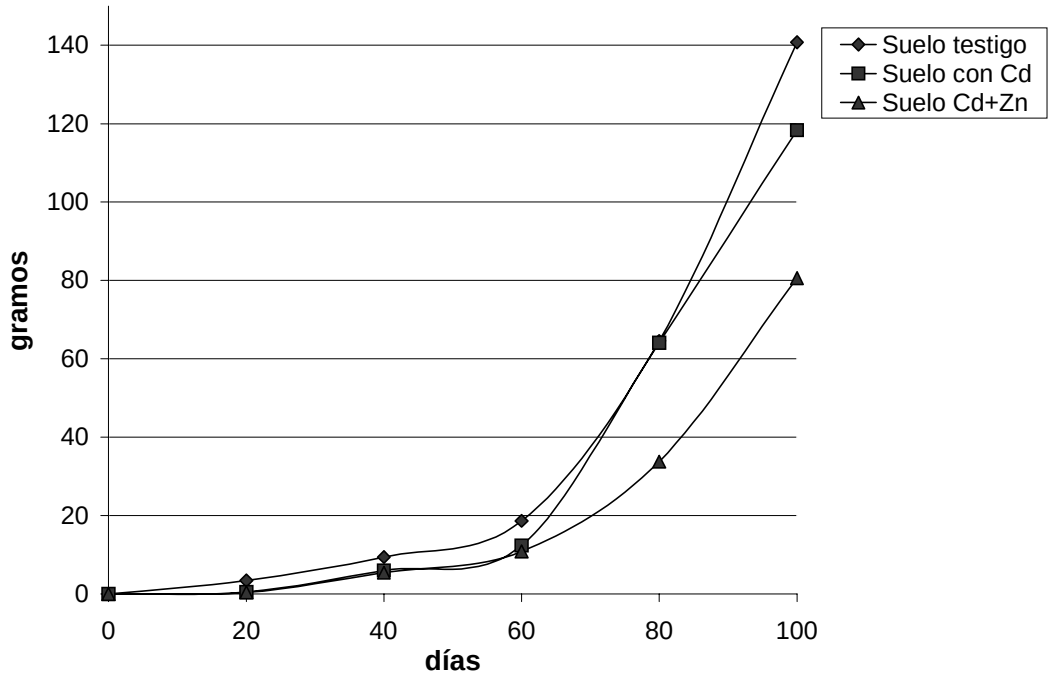


Figura 5.8 Crecimiento vegetal de la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) en los diferentes sustratos

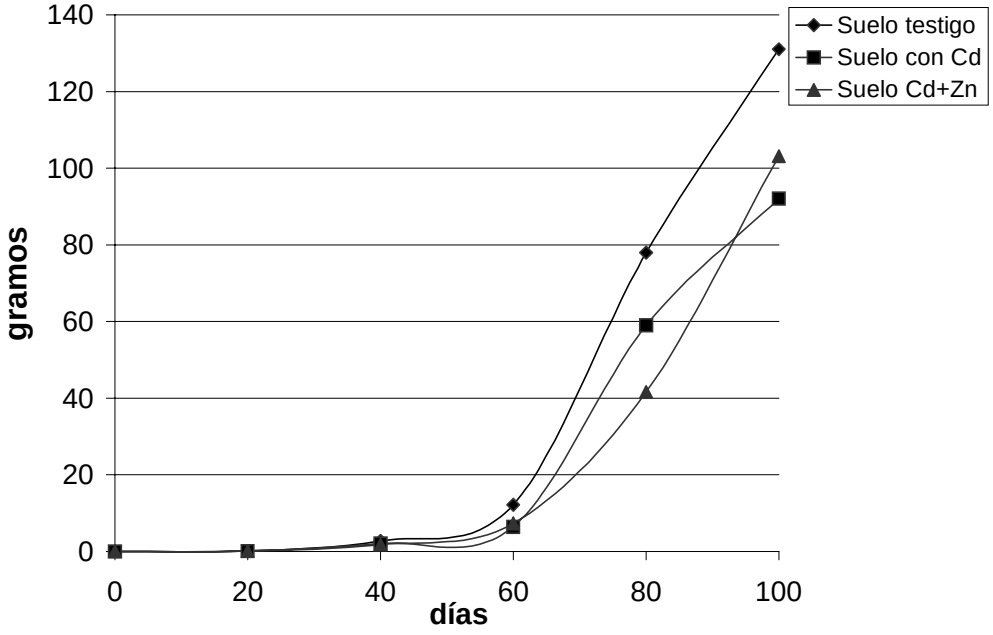


Figura 5.9 Crecimiento vegetal de la lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*) en los diferentes sustratos.

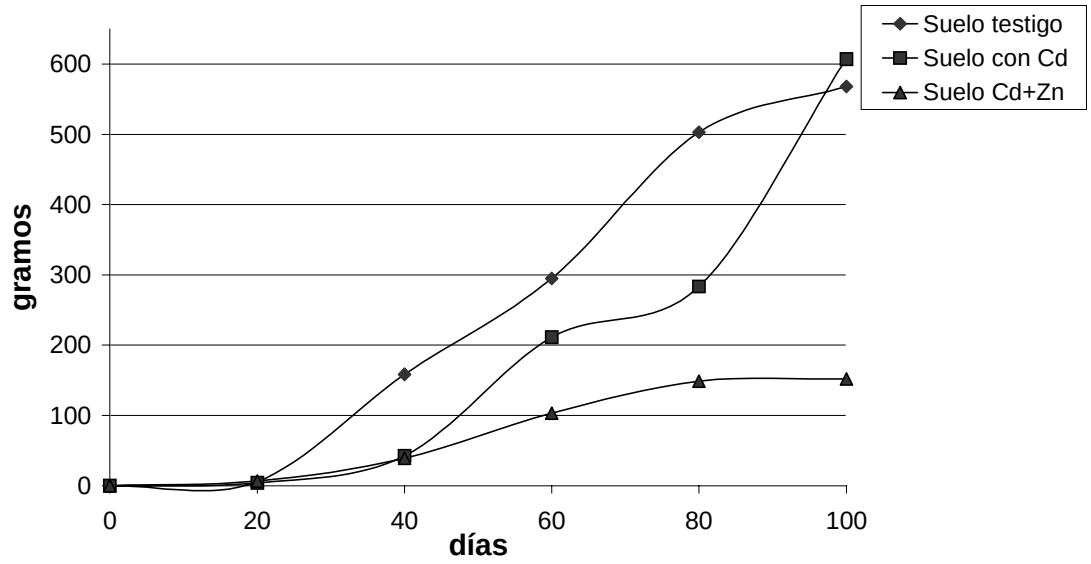


Figura 5.10 Crecimiento vegetal del calabacín (*Cucurbita moschata*) en los diferentes sustratos

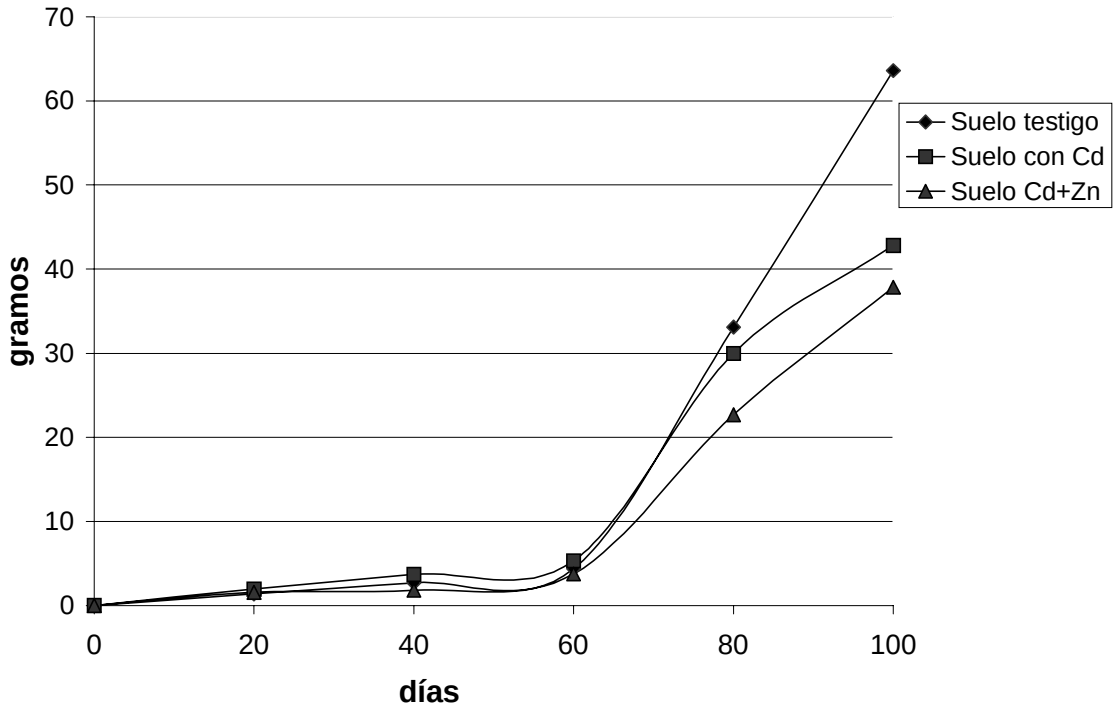


Figura 5.11 Crecimiento vegetal del girasol (*Helianthus annus*) en los diferentes sustratos

5.3 Del proceso de fitoextracción

5.3.1 Tratamiento estadístico

En esta parte se presentan la prueba de hipótesis, la tendencia del comportamiento del cadmio en el proceso de fitoextracción y la acumulación de metales en cada parte de la planta (cadmio y zinc), en mg de metal/kg de tejido vegetal seco, y en periodos de tiempo, para las diferentes especies vegetales seleccionadas: lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*), de la cual las determinaciones de las concentraciones de metales se hicieron por triplicado, todas las demás fueron por duplicado; lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa*), calabacín (C*ucurbita moschata*) y el girasol (*Helianthus annus).*

.

5.3.1.1 Prueba de hipótesis

Para la prueba de hipótesis, se sigue la metodología descrita en la sección 4.3:

1. Planteamiento: las muestras representan las mediciones de la concentración de cadmio en mg de Cd/kg de suelo seco, con dos variantes, a) suelo contaminado con 150 mg Cd/kg de suelo seco y b) suelo contaminado con 150 mg Cd/kg de suelo seco y 350 mg Zn/mg de suelo seco.

   La muestra 1 representa al suelo inicial, a 0 días y sin plantas y la muestra 2 representa al suelo donde se desarrolló alguna de las especies vegetales en 60 o 100 días de crecimiento de la planta.

   De lo anterior se derivan combinaciones de muestras: muestra 1a, 2a, 1b, 2b, para 60 y 100 días de crecimiento y para cada una de las cuatro especies estudiadas.

   Cabe aclarar que se analizan 60 días de crecimiento ya que es un punto importante en la generación de biomasa, como se mencionó en el capítulo 5.2 y 100 por ser el día terminal.

2. Hipótesis nula: $X_2 - X_1 = 0$, donde X_2 es la media de la concentración de cadmio a 60 o 100 días de crecimiento de la planta y X_1 es la media de la concentración de cadmio a un tiempo inicial, 0 días y sin plantas (significa que el metal pesado (cadmio) permaneció constante en el suelo muestreado y en un periodo de tiempo especificado).

   Hipótesis alternativa: $X_2 - X_1 < 0$ (significa que el cadmio disminuyó su concentración en el suelo en un periodo de tiempo).

3. Nivel de significancia: α=0.01.

4. Criterio: se rechaza la hipótesis nula si $t < z$, donde z es el valor de $t_{0.01}$ para $n_1 + n_2 - 2$ grados de libertad y t está dada por la ecuación 1.

5. Cálculos: se calculan las medias X_2 y X_1, las varianzas S^2_1 y S^2_2, el valor t y la z de $t_{0.01}$ como se muestra en la tabla 5.8.

6. Decisión: se basa en el criterio del punto 4.

Tabla 5.8 Datos resultantes de la prueba de hipótesis.

Muestras	n_1 n_2	Grados de libertad	X_1 X_2	S_1^2 S_2^2	$t_{0.01}$	t
Muestra 1a, para todas las especies Muestra 2a, para todas las especies, (60 días)	9 9	16	136.7355 89.1055	119.3914 126.5877	-2.583	-9.111
Muestra 1a, para todas las especies Muestra 2a, para todas las especies, (100 días)	9 9	16	136.7355 77.5660	119.3914 100.2037	-2.583	-11.978
Muestras 1a y 1b juntas para todas las especies Muestra 2a y 2b juntas para todas las especies, (60 días)	18 18	34	136.73 84.697	112.368 112.24	-2.326	-14.729

Tabla 5.8 Datos resultantes de la prueba de hipótesis. (Continuación)

Muestras	n_1 n_2	**Grados de libertad**	$\underline{X_1}$ X_2	$\underline{S_1^2}$ S_2^2	$t_{0.01}$	$\underline{t}$
Muestras 1a y 1b juntas para todas las especies Muestra 2a y 2b juntas para todas las especies, (100 días)	18 18	34	136.73 79.67	112.368 114.898	-2.326	-16.05
Muestra 1b, para todas las especies Muestra 2b, para todas las especies, (60 días)	9 9	16	136.735 80.288	119.391 68.2064	-2.583	-12.363
Muestra 1b, para todas las especies Muestra 2b, para todas las especies, (100 días)	9 9	16	136.735 81.77	119.391 74.289	-2.583	-13.461
Muestra 1a Muestra 2a, para lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) (60 días)	3 3	4	146.766 78.05	221.013 119.268	-3.747	-6.45
Muestra 1b Muestra 2b, para lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) (60 días)	3 3	4	146.766 72.4	221.013 5.009	-3.747	-8.567
Muestra 1a Muestra 2a, para calabacín (*Cucurbita moschata)* (60 días)	2 2	2	130.815 101.4	11.472 18	-6.965	-7.66
Muestra 1b Muestra 2b, para calabacín (*Cucurbita moschata)* (60 días)	2 2	2	130.815 93.2	11.472 5.313	-6.965	-12.81
Muestra 1a Muestra 2a, para lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*) (60 días)	2 2	2	133.53 89.3	27.5282 49.6008	-6.965	-7.12
Muestra 1b Muestra 2b, para lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*) (60 días)	2 2	2	133.53 89.3	27.5282 1.5138	-6.965	-13.97
Muestra 1a Muestra 2a, para girasol (*Helianthus annus*) (60 días)	2 2	2	130.815 93.2	11.472 3.9764	-6.965	-13.547
Muestra 1b Muestra 2b, para girasol (*Helianthus annus*) *(*60 días)	2 2	2	130.815 79.2	11.472 6.3368	-6.965	-17.297
Muestra 1a Muestra 2a, para lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) (100 días)	3 3	4	146.766 72.566	221.013 3.9220	-3.747	-8.56
Muestra 1b Muestra 2b, para lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) (100 días)	3 3	4	146.766 72.8	221.013 27.3247	-3.747	-8.129
Muestra 1a Muestra 2a, para calabacín (*Cucurbita moschata)* (100 días)	2 2	2	130.815 71.2	11.472 15.5282	-6.965	-16.21

Tabla 5.8 Datos resultantes de la prueba de hipótesis. (Continuación)

Muestras	n_1 n_2	Grados de libertad	$\underline{X_1}$ X_2	$\underline{S_1^2}$ S_2^2	$t_{0.01}$	$\underline{t}$
Muestra 1b Muestra 2b, para calabacín (*Cucurbita moschata)* (100 días)	2 2	2	130.815 92.1	11.472 34.1138	-6.965	-8.1
Muestra 1a Muestra 2a, para lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*) (100 días)	2 2	2	133.53 74.3	27.5282 7.9262	-6.965	-14.19
Muestra 1b Muestra 2b, para lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa* (100 días)	2 2	2	133.53 80.5	27.5282 5.2488	-6.965	-13.09
Muestra 1a Muestra 2a, para girasol (*Heliantus annus*) (75 días)	2 2	2	130.815 94.7	11.472 6.4082	-6.965	-12.01
Muestra 1b Muestra 2b, para girasol (*Heliantus annus*) (75 días)	2 2	2	130.815 86.2	11.472 3.0258	-6.965	-16.6
Muestra 1a y 1b juntas Muestra 2a y 2b, para lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) (60 días)	6 6	10	146.766 75.225	176.8106 59.288	-2.764	-10.467
Muestra 1a y 1b juntas Muestra 2a y 2b, para lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) (100 días)	6 6	10	146.766 72.68	176.8106 12.51	-2.764	-13.18
Muestra 1a y 1b juntas Muestra 2a y 2b, para calabacín (*Cucurbita moschata)* (60 días)	4 4	6	130.815 97.3	7.648 23.6971	-3.143	-11.97
Muestra 1a y 1b juntas Muestra 2a y 2b, para calabacín (*Cucurbita moschata)* (100 días)	4 4	6	130.815 81.65	7.648 162.164	-3.143	-7.54
Muestra 1a y 1b juntas Muestra 2a y 2b, para lechuga *(Lactuca sativa* var. *crispa*) (60 días)	4 4	6	133.53 84.8	8.352 44.038	-3.143	-12.34
Muestra 1a y 1b juntas Muestra 2a y 2b, para lechuga *(Lactuca sativa* var.*crispa* (100 días)	4 4	6	133.53 77.4	8.352 16.99	-3.143	-18.9
Muestra 1a y 1b juntas Muestra 2a y 2b, para girasol (*Helianthus annus)* (60 días)	4 4	6	130.815 86.2	7.648 68.771	-3.143	-10.20
Muestra 1a y 1b juntas Muestra 2a y 2b, para girasol (*Helianthus annus)* (75 días)	4 4	6	130.815 86.2	7.648 27.228	-3.143	-13.7

El criterio de la prueba fue el de rechazar la hipótesis nula si $t < t_{0.01}$ y como se muestra en la tabla 5.8, el valor t siempre fue menor que el valor $t_{0.01}$.

Decisiones generadas de la prueba:

1. La hipótesis nula debe ser rechazada en el nivel α=0.01. Se concluye que la hipótesis alternativa es aceptada, lo que significa que la concentración de cadmio en el suelo disminuyó en los siguientes casos:

   a) Al día 60 de crecimiento de cualquier especie vegetal comestible, en suelo con o sin el contaminante Zn.

   b) Al día 100 de crecimiento de cualquier especie vegetal comestible, en suelo con o sin el contaminante Zn.

   c) Sin embargo, de manera general, las concentraciones de Cd fueron aún menores al día 100 o 75 (según el caso) de crecimiento, que fue la etapa final, que al día 60 de crecimiento de la especie vegetal.

2. Tanto en el suelo contaminado con Cd como en el que está contaminado con Cd+Zn, la especie que más disminuyó la concentración de Cd en el suelo en los diferentes tiempos analizados fue la lechuga, en sus dos variedades, compitiendo con el calabacín (en el suelo con Cd) y por último el girasol y el calabacín (en el suelo con Cd+Zn).

3. De las dos variedades de lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) y (*Lactuca sativa* var. *crispa*), la variedad que más sustrae el Cd del suelo (tanto contaminado con Cd como con Cd+Zn), fue la variedad *longifolia* en ambos periodos analizados (60 y 100 días de crecimiento).

4. En forma general, para todas las especies vegetales, en el día 60 de crecimiento, fue menor la concentración remanente de Cd en el suelo contaminado con Cd+Zn, comparada con el suelo que no estaba contaminado con Zn, en la misma etapa de crecimiento (60 días).

5. Para todas las especies vegetales, en el suelo contaminado con Cd+Zn, la concentración remanente de Cd fue menor en el día 60 de crecimiento, que en el día 100 (o 75, según el caso), sin embargo la diferencia fue pequeña, lo cual puede atribuirse a posibles errores en la experimentación o a variables inherentes al equilibrio del suelo. Considerando una diferencia pequeña, se puede decir lo siguiente: la disminución importante en la concentración de Cd en este tipo de suelo (con Cd+Zn), se dió hasta el día 60 de crecimiento de la especie vegetal; después de este día ya no se llevó a cabo el proceso de fitoextracción en forma significativa, es decir, la concentración de Cd en el suelo tendió a permanecer constante.

6. Para todas las especies vegetales, en el día terminal (75 o 100 días), la concentración residual de Cd fue menor en el suelo que sólo estaba contaminado con Cd, que en el que contenía Cd+Zn, es decir, en esta etapa se puede concluir que el Zn interfirió en la asimilación de cadmio por los vegetales; aunque en este suelo (con Cd+Zn) la captación importante del metal Cd se llevó a cabo en menos tiempo (60 días).

7. En el suelo que sólo estaba contaminado con Cd, el proceso de fitoextracción continuó hasta el día de cosecha (75 o 100), en todas las especies vegetales, es decir, que la concentración de Cd seguía disminuyendo.

5.3.1.2 Comportamiento del cadmio en el suelo

En esta parte se presenta la tendencia del comportamiento del cadmio en el suelo en el proceso de la fitoextracción y se analizan las medias de la concentración para las diferentes combinaciones de muestras que se tienen y para las diferentes especies vegetales seleccionadas: lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia* y var. *crispa*), calabacín (C*ucurbita moschata*) y el girasol (*Helianthus annus).*

Las figuras 5.12, 5.13, 5.14 y 5.15 incluyen para cada especie vegetal, la tendencia del comportamiento del suelo que contenía Cd y Cd+Zn, así como la tendencia que tuvo el suelo "testigo" en cuanto a las concentraciones "naturales" (de fondo) de Cd y Zn. En todos los casos se muestra la gráfica con una curva de tendencia polinomial, su ecuación y el coeficiente de correlación respectivo.

Los puntos de la gráfica, que representan las concentraciones de Cd y Zn promedio, en mg del metal/kg de suelo seco, en los diferentes periodos de muestreo, tuvieron los más altos coeficientes de correlación (r^2), cuando se realizó un ajuste de tipo polinomial, y absolutamente en todos lo casos, los coeficientes de correlación siempre fueron mayores a los del ajuste lineal y exponencial.

En la tabla 5.9 se muestran las ecuaciones del ajuste polinomial, lineal y exponencial, con sus coeficientes de correlación, sólo para el caso donde las plantas crecieron en el suelo con Cd, aunque en el otro sustrato y en los suelos "testigo" se presentó el mismo comportamiento, es decir, la reducción de Cd y de Zn en el suelo en las concentraciones especificadas y con las especies vegetales seleccionadas tuvieron un comportamiento que se ajustó a una ecuación polinomial de tipo cuadrática, aún cuando el coeficiente del término x^2 de la ecuación fue muy pequeño, el coeficiente de correlación siempre fue mejor que el lineal.

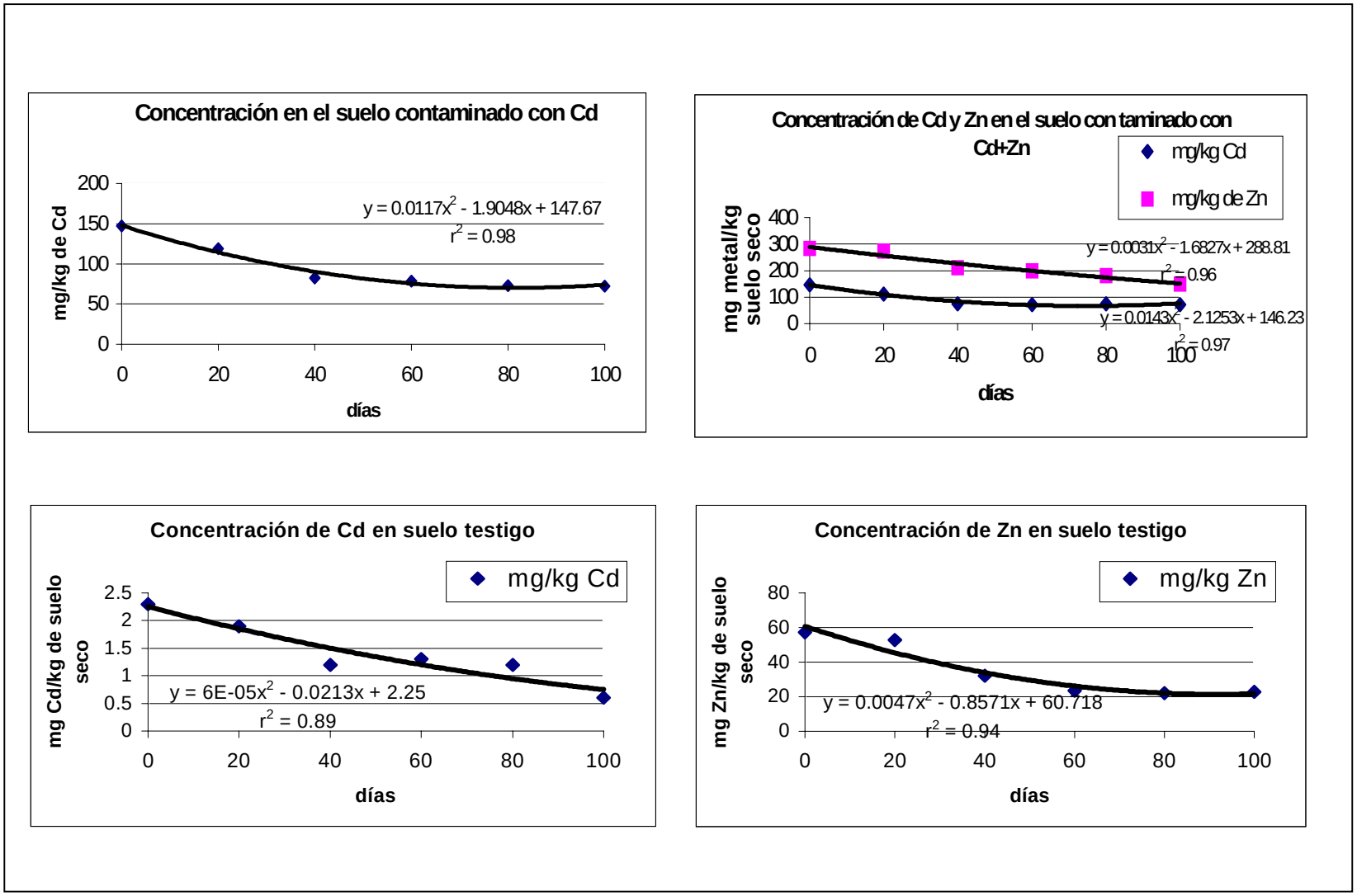


Figura 5.12 Tendencia del comportamiento del Cd y Zn en los diferentes sustratos donde creció la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*).

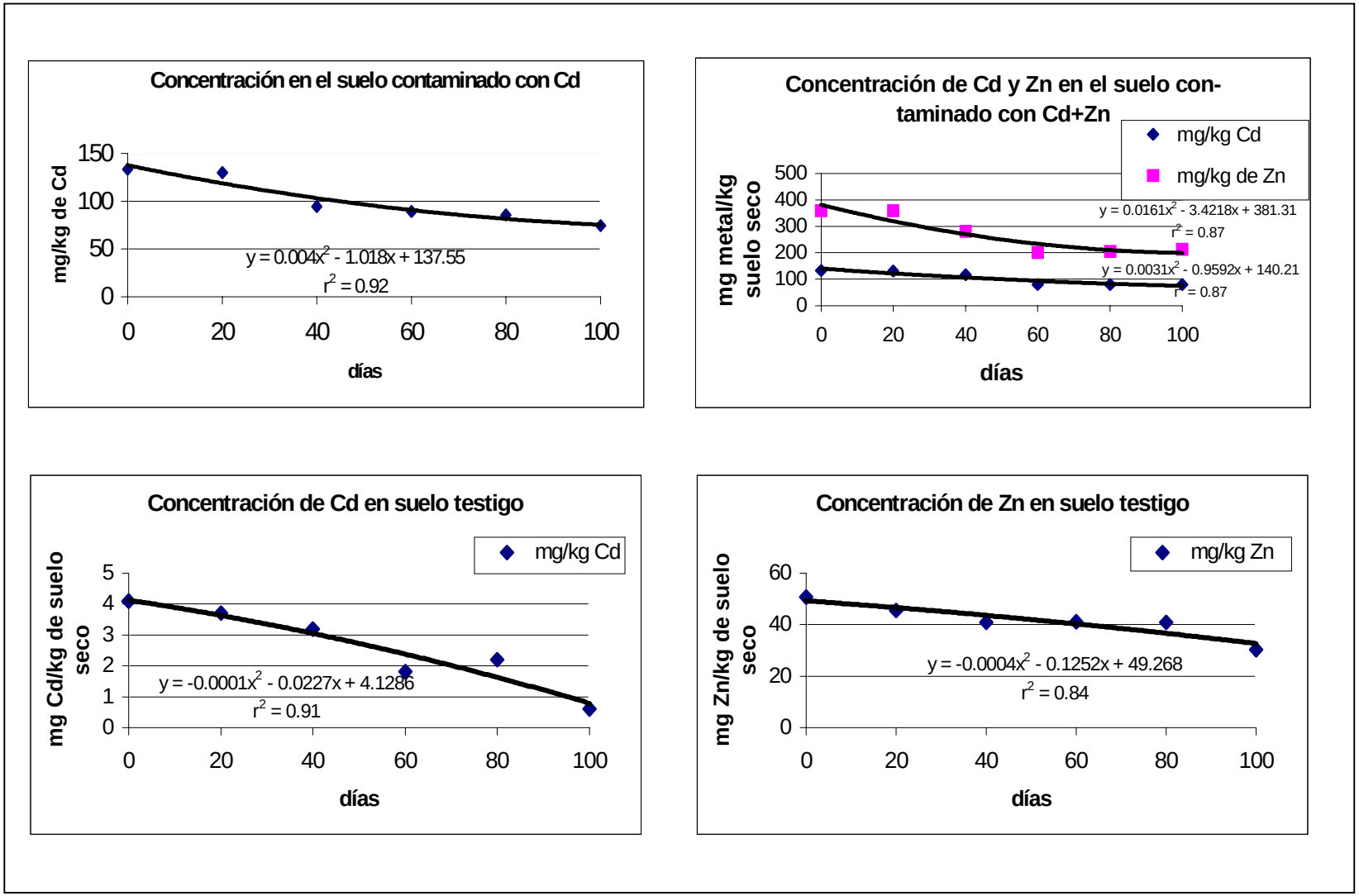


Figura 5.13 Tendencia del comportamiento del Cd y Zn en los diferentes sustratos donde creció la lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*).

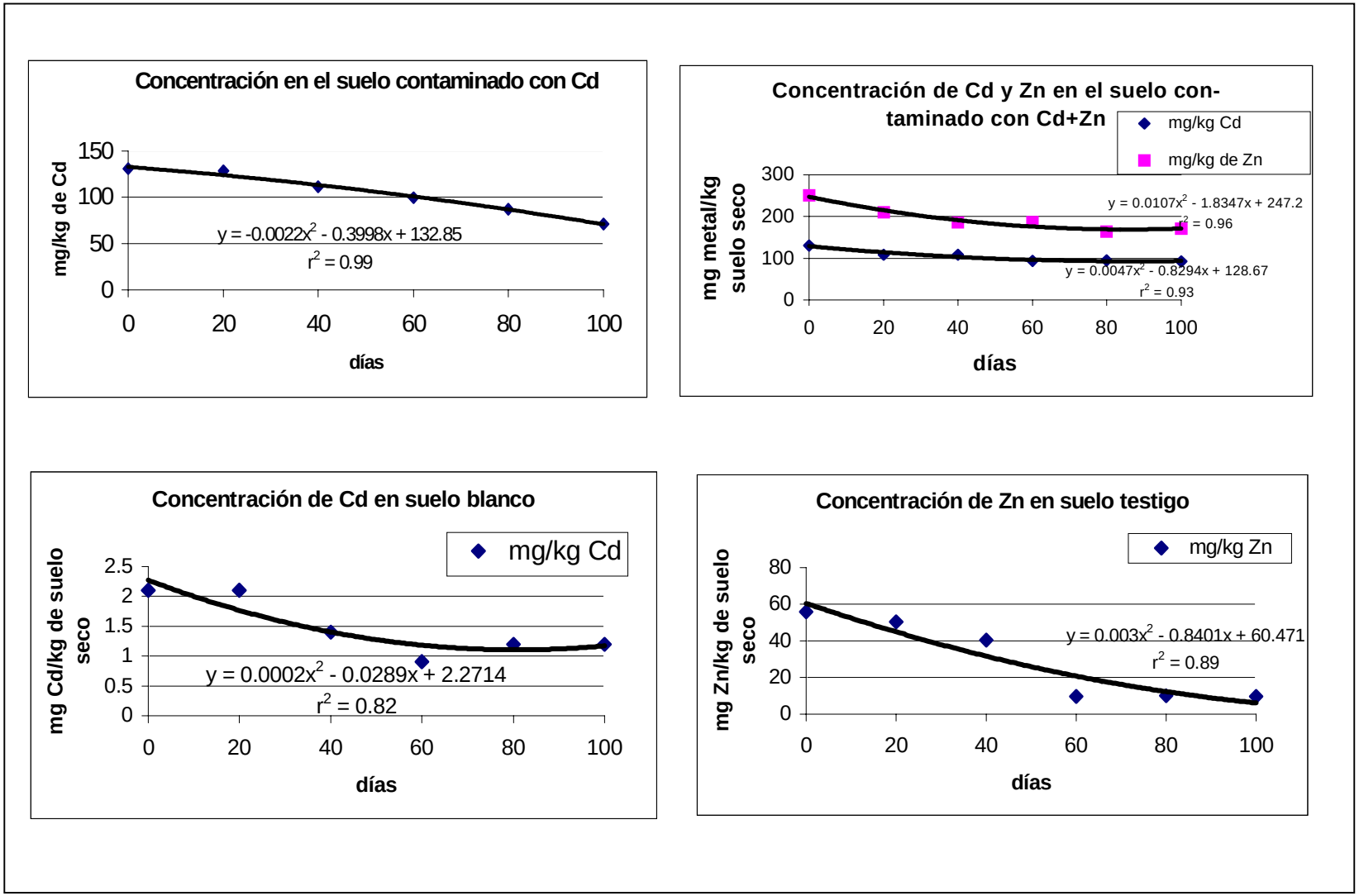


Figura 5.14 Tendencia del comportamiento del Cd y Zn en los diferentes sustratos donde creció el calabacín (*Cucurbita moschata*).

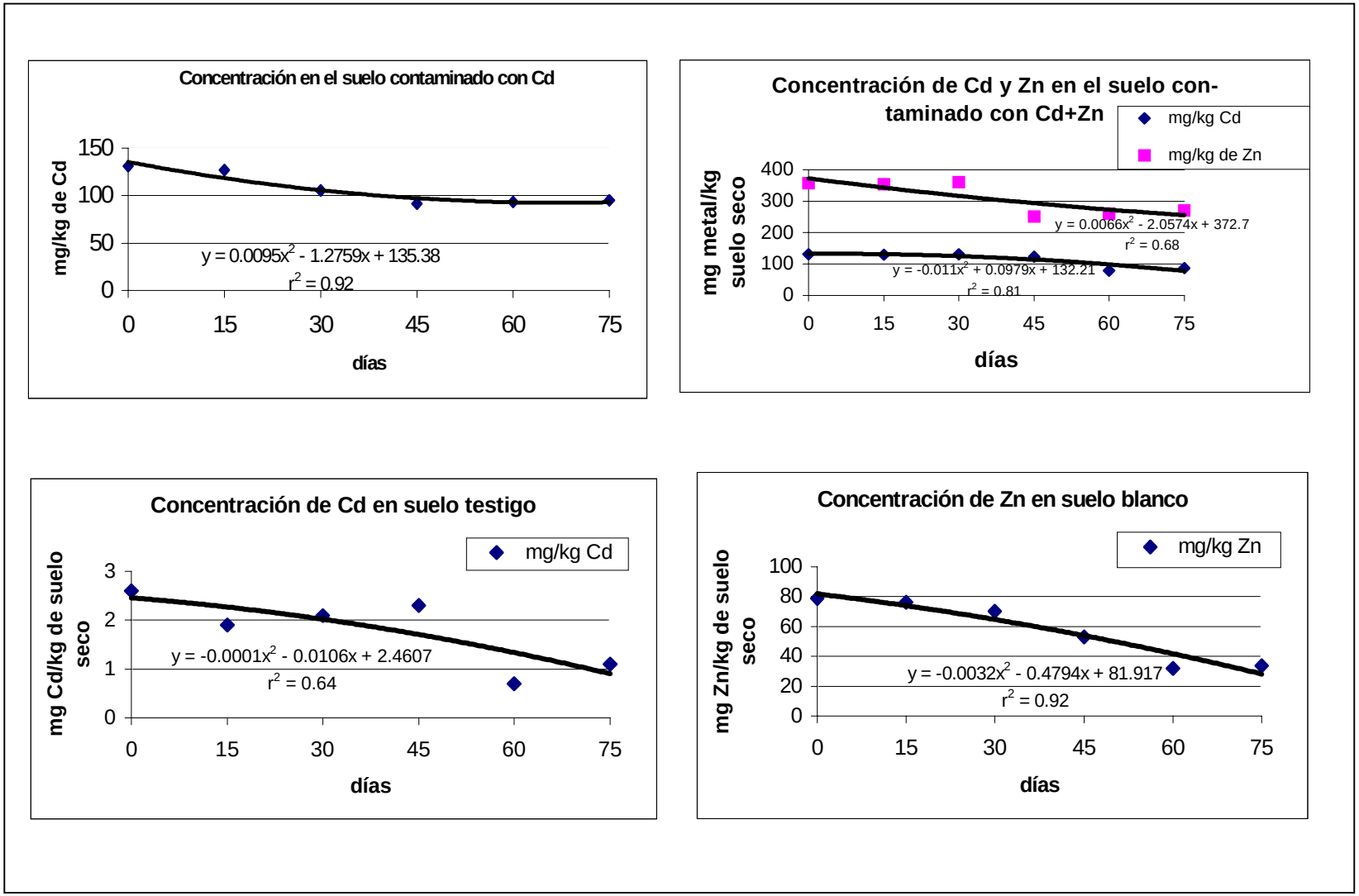


Figura 5.15 Tendencia del comportamiento del Cd y Zn en los diferentes sustratos donde creció el girasol (*Helianthus annus*).

Tabla 5.9 Ecuaciones y coeficientes de correlación de los ajustes polinomial, lineal y exponencial, para las diferentes especies vegetales que crecieron en el suelo contaminado con 150 mg Cd/kg de suelo seco.

Especie vegetal	**Ecuación del ajuste polinomial y coeficiente de correlación**	**Ecuación del ajuste lineal y coeficiente de correlación**	**Ecuación del ajuste exponencial y coeficiente de correlación**
Lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*)	$y = 0.0117x^2-0.9048x+147.67$ $r^2 = 0.98$	$y = -0.7365x + 132.09$ $r^2 = 0.81$	$y = 131.67e-0.0072x$ $r^2 = 0.84$
Lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*)	$y = 0.004x^2-1.018x+137.55$ $r^2 = 0.92$	$y = -0.6211x + 132.25$ $r^2 = 0.89$	$y = 133.79e-0.0061x$ $r^2 = 0.92$
Calabacín (*Cucurbita moschata*)	$y = -0.0022x^2-0.3998x+132.85$ $r^2 = 0.99$	$y = -0.62x + 135.78$ $r^2 = 0.98$	$y = 139.49e-0.0062x$ $r^2 = 0.96$
Girasol (*Helianthus annus*)	$y = 0.0095x^2-1.2759x+135.38$ $r^2 = 0.92$	$y = -0.5637x + 128.26$ $r^2 = 0.81$	$y = 128.36e-0.0051x$ $r^2 = 0.80$

En cuanto a la comparación de las medias de las concentraciones residuales de Cd en el suelo en las diferentes etapas del crecimiento vegetal se observó lo siguiente:

1. En la etapa terminal (75 o 100 días), se presentaron las menores concentraciones de cadmio en:

    a) el sustrato contaminado con 150 mg Cd/kg de suelo seco, donde creció el calabacín (71.2 mg Cd/kg de suelo seco) (figura 5.14), le sigue la lechuga romana (72.4 mg Cd/kg de suelo seco) (figura 5.12), luego la lechuga de hoja rizada (74.3 mg Cd/kg de suelo seco) (figura 5.13) y finalmente el girasol (94.7 mg Cd/kg de suelo seco) (figura 5.15).

    b) el sustrato contaminado con Cd+Zn (150 y 350 mg de metal/kg de suelo seco respectivamente) donde creció la lechuga romana (72.8 mg Cd/kg de suelo seco y 148.9 mg de Zn/kg de suelo seco) (figura 5.12), le sigue la lechuga de hoja rizada (80.5 mg de Cd/kg de suelo seco y 212.3 mg de Zn/kg de suelo seco) (figura 5.13), luego el girasol (86.2

mg Cd/kg de suelo seco y 270.8 mg Cd/kg de suelo seco) (figura 5.15) y finalmente el calabacín (92.1 mg Cd/kg de suelo seco y 171.3 mg Zn/kg de suelo seco) (figura 5.14).

2. La eficiencia terminal de cada especie vegetal para fitoextraer Cd (tomando como referencia las concentraciones iniciales biodisponibles del metal en cada suelo) y evaluada con la concentración residual de Cd en el suelo, se puede ver en la tabla 5.10 donde se presenta el porcentaje de reducción de Cd y Zn en los sustratos utilizados y para cada especie vegetal.

Tabla 5.10 Porcentaje de reducción de Cd y Zn en los diferentes sustratos al día terminal, de las especies vegetales utilizadas.

Especie vegetal	**% de reducción en el suelo "testigo"** (con concentraciones de fondo)		**% de reducción en el suelo con Cd**	**% de reducción en el suelo con Cd+Zn**	
	Cd	**Zn**	**Cd**	**Cd**	**Zn**
Lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*)	73.9	61.3	50.7	50.4	47.5
Lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*)	85.4	40.8	44.3	39.7	40.6
Calabacín (*Cucurbita moschata*)	42.8	83.1	45.6	28.9	31.6
Girasol (*Helianthus annus*)	56.0	57.4	27.6	34.1	24.3

La especie vegetal que extrajo el mayor porcentaje de metal en el suelo contaminado con Cd y con Cd+Zn, fue la lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifola*), en ambos sustratos. El calabacín (*Cucurbita moschata*) compitió con la lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa*) en absorción de Cd, sin embargo, el calabacín fue el que menos asimiló Cd y Zn en el sustrato contaminado con Cd+Zn. La especie que tuvo la menor eficiencia en asimilación de metales Cd y Zn fue el girasol (*Helianthus annus*).

De manera general, en orden descendente, la especie que logró una mayor extracción de metales Cd y Zn (con las características de los sustratos

utilizados y con las concentraciones especificadas de Cd y Zn), fue la lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifola*), le siguió la lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa*), luego el calabacín (*Cucurbita moschata*) y al final el girasol (*Helianthus annus*).

3. Se analizó el día 60, que como ya se mencionó, fue el día a partir del cual se generaron cantidades de biomasa más altas que en otros periodos para todas las especies vegetales comestibles.

   En ese día, para el girasol y las dos variedades de la lechuga, en los dos sustratos contaminados que se utilizaron, ya no fue considerable la disminución de Cd en el suelo (a partir de ese día y hasta el día 100), esto puede relacionarse con una alta generación de biomasa aunada con una alta extracción de metales Cd y Zn del suelo.

   El caso del calabacín fue distinto, la concentración de Cd siguió disminuyendo hasta el día 100, lo que puede atribuirse a que esta especie realmente siguió generando tejido vegetal (incluso después del día 100), por lo que continuó el proceso de extracción de metales Cd y Zn del suelo.

5.3.2 Acumulación de metales (Cd y Zn) en las especies vegetales

En esta parte se presentan los resultados del porcentaje de acumulación de metales Cd y Zn, en cada parte de la planta para cada muestreo (cinco para cada especie, comenzando desde el día 15 o 20 hasta el día terminal 75 o 100), posteriormente se presentan las concentraciones de Cd y Zn en el día terminal para cada parte de las especies y en cada sustrato utilizado.

En las figuras 5.16, 5.17, 5.18 y 5.19 se presentan los porcentajes de acumulación de Cd y Zn en cada parte de la planta: raíz, tallo, hojas y en su caso flor y fruto en cada muestreo, para los sustratos contaminados con Cd y Zn y en la figura 5.20 el porcentaje de acumulación de Zn, en cada parte de la planta y para cada especie vegetal cultivada en el sustrato "testigo". Ahí se observa que:

a) Para la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*), de manera general en los sustratos contaminados, la mayor acumulación de Cd se tuvo en la raíz (en la etapa inicial de crecimiento), le siguieron las hojas y los tallos, pero en la etapa final de crecimiento, cambia el comportamiento ya que se acumuló más Cd en las hojas que en la raíz y al final en los tallos.

   El comportamiento del Cd en el sustrato contaminado con este metal fue diferente al comportamiento del Zn (en el suelo contaminado) y al del Cd y Zn en el suelo "testigo", donde la mayor acumulación se presentó en la raíz seguida por los tallos y finalmente las hojas, es decir, en el sustrato contaminado con Cd, se transportó más Cd hacia las hojas en la etapa final, que en el sustrato "testigo" o que en el sustrato contaminado con Cd+Zn (el Zn inhibió ligeramente el transporte de Cd hacia las hojas, se tenía 37.7% de acumulación de Cd en hojas en el suelo con Cd y 35.7% en el suelo con Cd+Zn) (figura 5.16).

b) Para la lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*), la mayor acumulación de Cd (y de Zn) se tuvo en la raíz, le siguieron los tallos y las hojas. Este patrón de comportamiento lo tuvieron tanto los suelos contaminados como los "testigo", además la presencia del Zn (en el suelo contaminado con Cd+Zn) inhibió ligeramente el transporte del Cd hacia las hojas comparado con el suelo que sólo estaba contaminado con Cd (se presentó 19.31% de acumulación de Cd en el suelo con Cd y 14.63% en el suelo con Cd+Zn) (figura 5.17).

c) Para el calabacín (*Cucurbita moschata*), la mayor acumulación de Cd (y de Zn) se tuvo en la raíz, le siguieron los tallos, las hojas, las flores y los frutos; situación que se presentó tanto en los suelos contaminados como en el suelo "testigo". La presencia de Zn en el suelo con Cd+Zn, inhibió ligeramente el transporte de Cd a las flores y frutos (se tuvo 3.32% de acumulación de Cd en flores y 2.13% en frutos en el suelo con Cd y 1.87% en flores y 1.51% en frutos en el suelo con Cd+Zn) (figura 5.18).

d) Para el girasol (*Helianthus annus*), se tuvo un comportamiento parecido a la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) ya que en los sustratos contaminados, la mayor acumulación de Cd y Zn se tuvo en la raíz, le siguieron las hojas o los tallos y al final las flores (al inicio del crecimiento), después en la etapa final de crecimiento, cambió el comportamiento ya que se acumuló más metal en las hojas y los tallos, esto difirió del comportamiento del suelo "testigo", donde la mayor acumulación se presentó en la raíz seguida por las hojas, los tallos y las flores (figura 5.19 y 5.20).

La lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) y el girasol lograron transportar más cantidad de Cd a la parte alta de la planta, principalmente a las hojas y los tallos, que el calabacín y la otra variedad de lechuga, las cuales siguieron el comportamiento de los

vegetales que crecieron en suelo “testigo” y que presentaron concentraciones más altas de Cd en la parte baja de la planta (raíz) que en la alta.

En la tabla 5.11 se resumen las concentraciones de Cd y Zn, en la etapa terminal de crecimiento de cada especie vegetal, en las diferentes partes de la planta y para cada sustrato utilizado, donde las máximas concentraciones de Cd y Zn se tuvieron en la raíz (para el calabacín con 421.3 mg Cd/kg y 556.1 mg Zn/kg tejido seco y la lechuga de hoja rizada con 378.1 mg Cd/kg y 430.2 mg Zn/kg de tejido seco), seguido por los tallos, las hojas, las flores y los frutos (en su caso), la lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) y el girasol, presentaron además de la raíz, altas concentraciones en los tallos o las hojas.

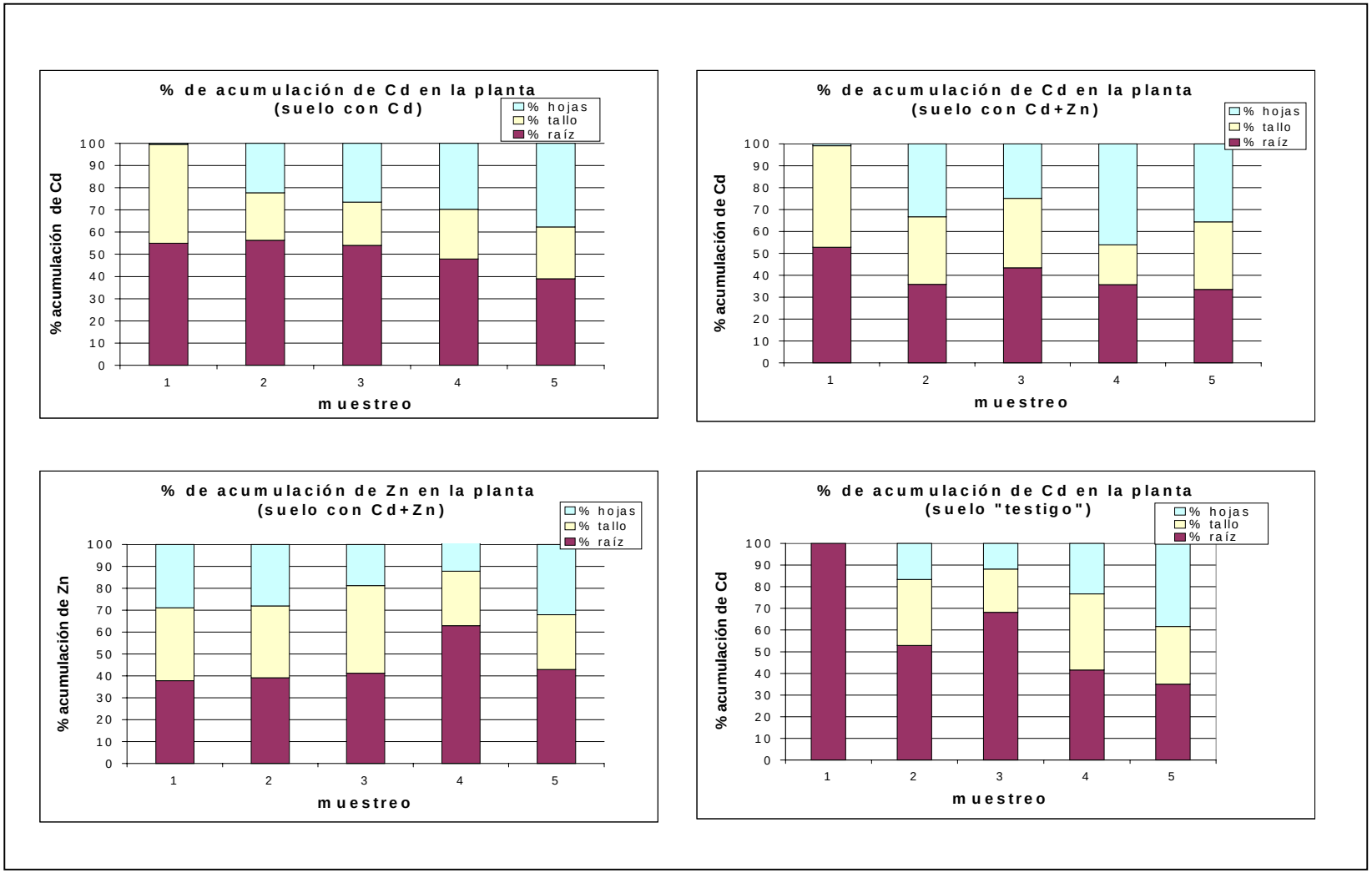
Las especies que más acumularon Cd y Zn en el tejido vegetal total, fueron: la lechuga variedad *crispa* (657.4 mg Cd/kg de tejido seco, en el sustrato con Cd, 755.8 mg Cd/kg y 1301.3 mg Zn/kg de tejido seco, en el sustrato con Cd+Zn), el calabacín (555.5 mg Cd/kg de tejido seco en el sustrato con Cd, 726 mg Cd/kg y 1367.0 mg Zn/kg de tejido seco en el sustrato con Cd+Zn), seguido por la lechuga variedad *longifolia* (540.2 mg Cd/kg de tejido seco en el sustrato con Cd, 465.9 mg /kg y 795 mg Zn/kg de tejido seco en el sustrato con Cd+Zn) y el que menos acumuló Cd (no así Zn) fue el girasol (270.3 mg Cd/kg de tejido seco en el sustrato con Cd, 255.4 mg Cd/kg y 1042.9 mg Zn/kg de tejido seco en el sustrato con Cd+Zn).

Con base en lo observado se puede afirmar que el proceso de la fitoextracción es principalmente función de: 1) la concentración de metales en el suelo (en el caso de estudio Cd y Zn), 2) la generación de biomasa de las especies vegetales y 3) la tolerancia de las especies vegetales a altas concentraciones de metales pesados en el suelo, así como la característica de hiperacumulación de éstos.

Se ha demostrado que en especies que no son hiperacumuladoras de metales, éstos presentan más altas concentraciones en la raíz que en la parte alta de la planta (Li *et*

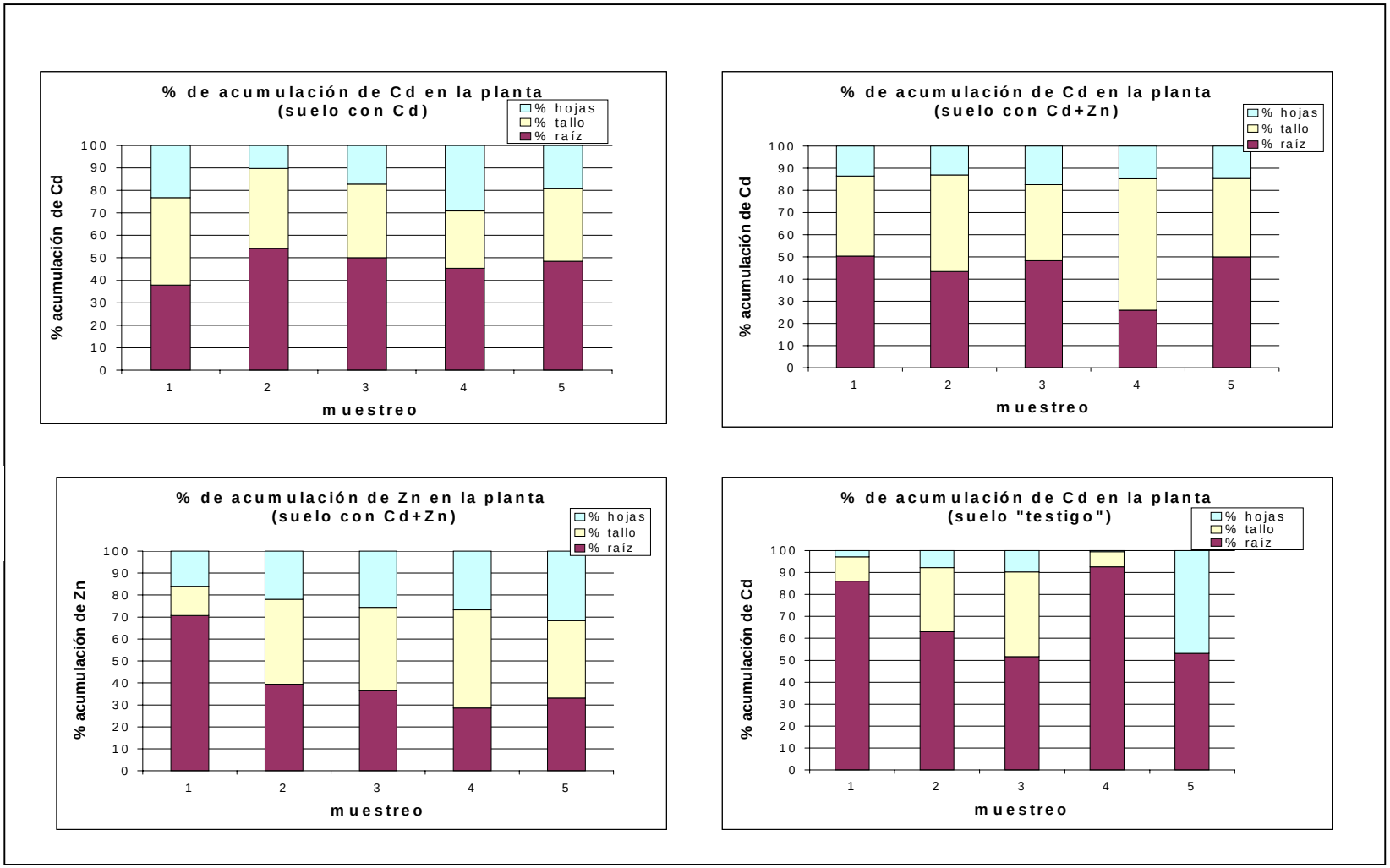
al., 1996, Cieslinski *et al*., 1996.), la hiperacumulación en la especies vegetales les da la característica de presentar altas concentraciones en tallos y hojas en comparación con las raíces (Chaney *et al*., 1999, Chaney *et al*., 2000). En el caso de estudio, se demostró que en tres especies vegetales comestibles: la lechuga en ambas variedades, el calabacín y el girasol, traslocan el Cd y el Zn hacia los tallos y hojas. Además, se observó presencia de Cd y de Zn en las flores y los frutos del calabacín, las flores del girasol y las hojas de la lechuga; partes comestibles de la planta. Estos resultados sugieren que las especies usadas en la experimentación son hiperacumuladoras de Cd.

En contraste, es importante notar que las cantidades de metales de “fondo” del suelo de prueba reportadas en la tabla 5.5, pueden ser asimiladas y acumuladas por los vegetales en su mayor proporción en la raíz; sin embargo conforme se incrementa la concentración de metales en el suelo, se incrementa la probabilidad de su traslocación a tallos, hojas y flores y frutos (partes comestibles). Esta situación es muy importante, ya que se puede llegar a niveles tóxicos y amerita el estudio en materia de riesgo a la salud por ingestión de estas especies.



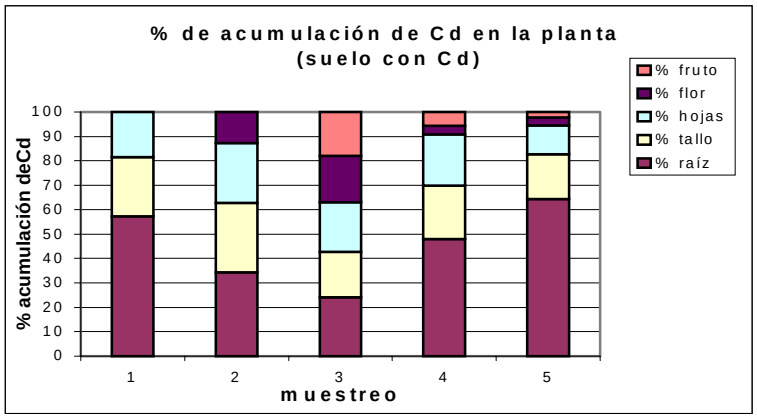
Muestreo: 1=20 días, 2=40 días, 3=60 días, 4=80 días y 5=100 días

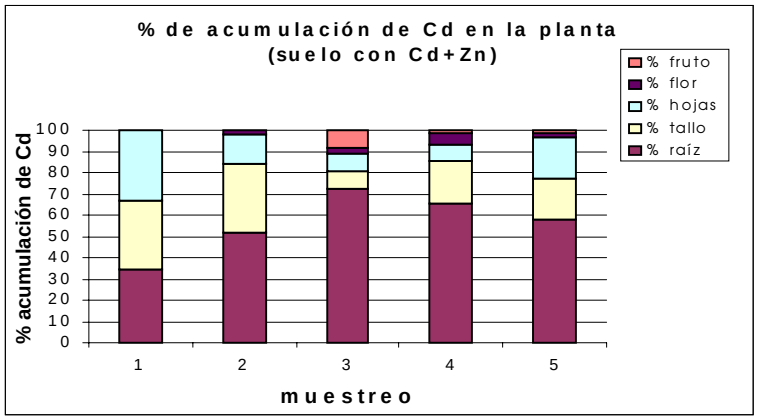
Figura 5.16 Porcentaje de acumulación de Cd y Zn en las partes de la lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) para los diferentes sustratos.

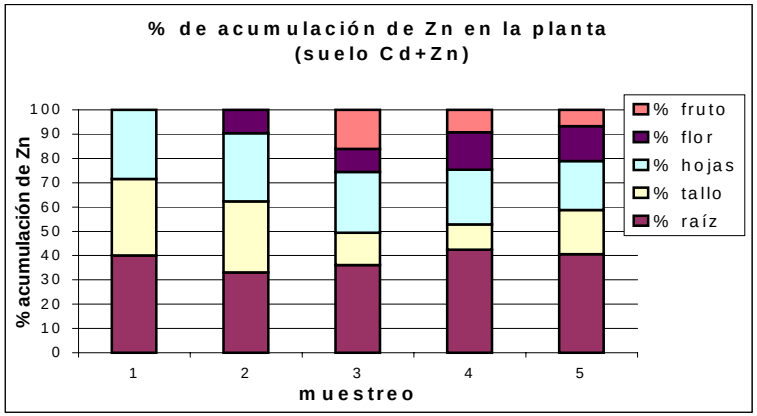


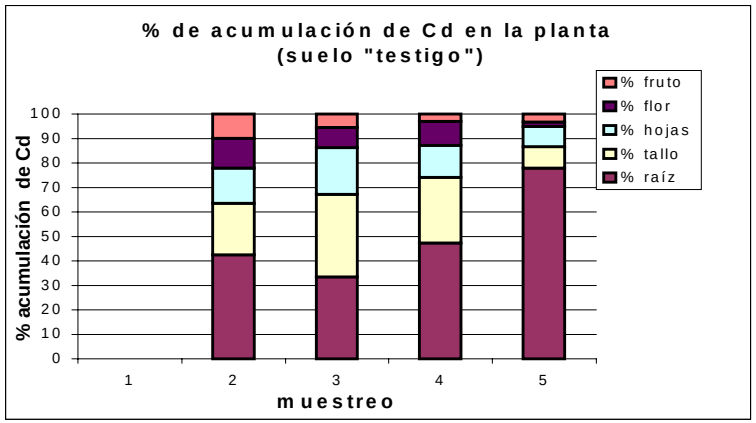
Muestreo: 1=20 días, 2=40 días, 3=60 días, 4=80 días y 5=100 días

Figura 5.17 Porcentaje de acumulación de Cd y Zn en las partes de la lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa*) para los diferentes sustratos.



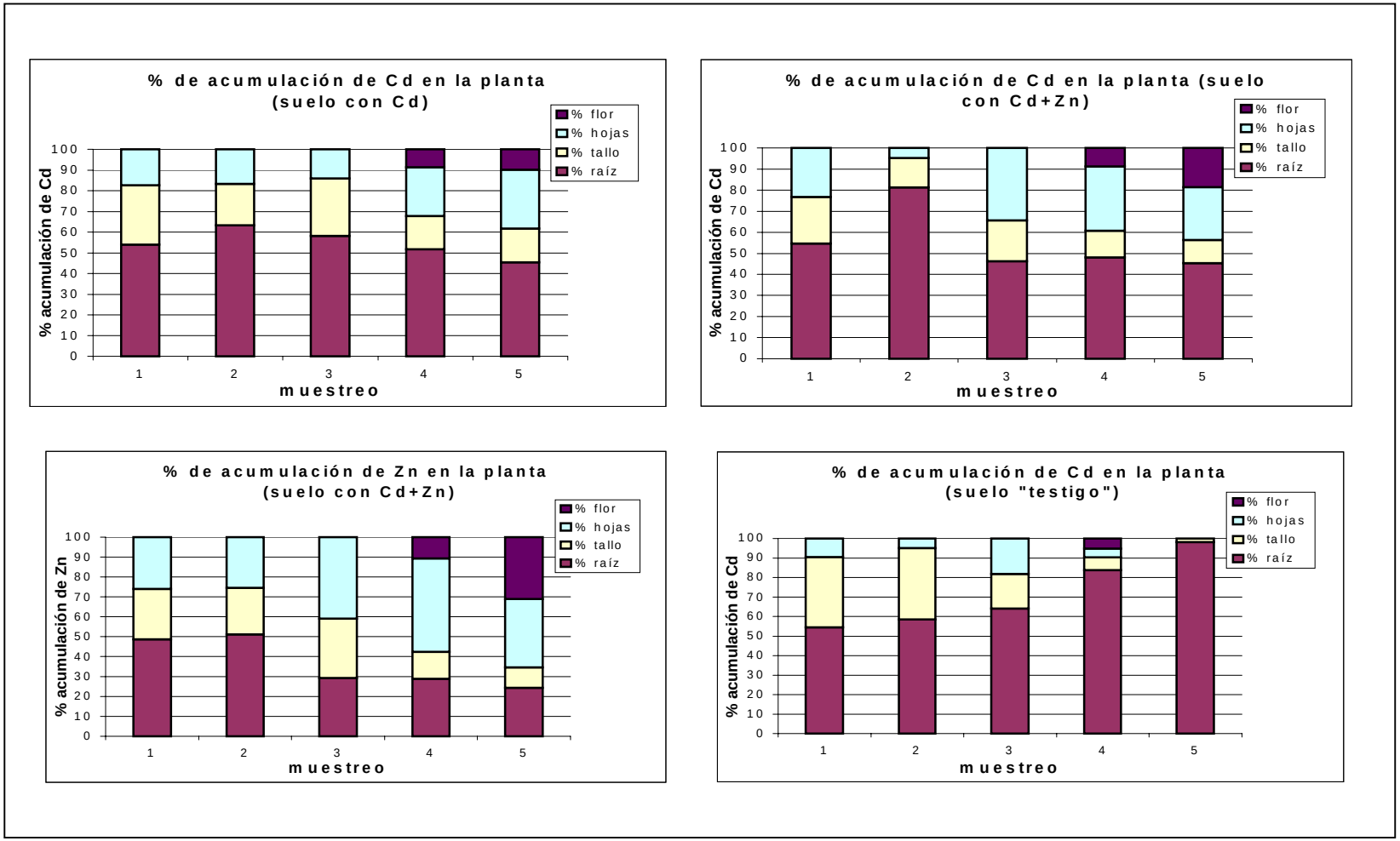






Muestreo: 1=20 días, 2=40 días, 3=60 días, 4=80 días y 5=100 días

Figura 5.18 Porcentaje de acumulación de Cd y Zn en las partes del calabacín (*Cucurbita moschata*) para los diferentes sustratos.



Muestreo: 1=15 días, 2=30 días, 3=45 días, 4=60 días y 5=75 días

Figura 5.19 Porcentaje de acumulación de Cd y Zn en las partes del girasol (*Helianthus annus*) para los diferentes sustratos.

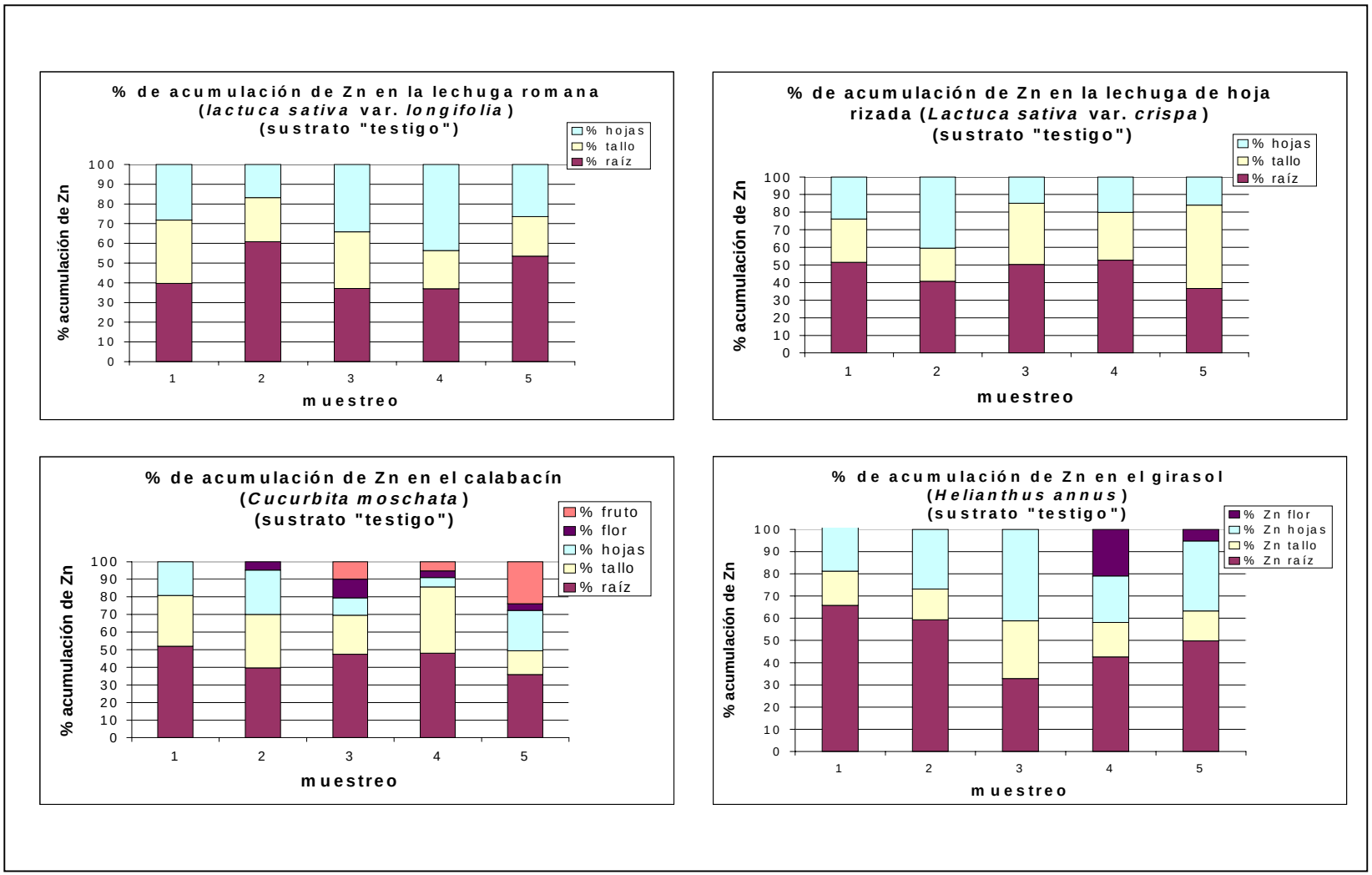


Figura 5.20 Porcentaje de acumulación de Zn en cada una de las partes de las diferentes especies vegetales utilizadas, cultivadas en el sustrato “testigo”.

Tabla 5.11 Concentraciones de Cd y Zn (mg de metal/kg de tejido vegetal seco) en la etapa terminal, en las diferentes partes de la planta.

Especie vegetal	**Parte de la planta**	**Suelo con Cd**	**Suelo con Cd+Zn**		**Suelo "testigo" (con concentraciones de fondo)**	
		Cd **(mg Cd/kg de tejido seco)**	***Cd*** **(mg Cd/kg de tejido seco)**	***Zn*** **(mg Zn/kg de tejido seco)**	***Cd*** **(mg Cd/kg de tejido seco)**	***Zn*** **(mg Zn/kg de tejido seco)**
Lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia*)	Raíz	210.4	156.3	342.1	5.4	108.2
	Tallo	126.1	143.4	198.7	4.1	40.2
	Hoja	203.7	166.2	255.1	5.0	53.6
	Totales	**540.2**	**465.9**	**795.9**	**14.5**	**202**
Lechuga (*Lactuca sativa* var. *crispa*)	Raíz	318.9	378.1	430.2	1.7	109.7
	Tallo	211.6	267.1	458.9	N.D.	141.4
	Hoja	126.9	110.6	412.2	1.5	47.9
	Totales	**657.4**	**755.8**	**1301.3**	**3.2**	**299.0**
Calabacín (*Cucurbita moschata*)	Raíz	357.3	421.3	556.1	17.2	133.4
	Tallo	101.7	139.5	248.5	1.9	50.0
	Hoja	66.3	140.7	274.1	1.8	85.1
	Flor	18.4	13.6	194.9	0.4	14.5
	Fruto	11.8	10.9	93.4	0.7	88.3
	Totales	**555.5**	**726.0**	**1367.0**	**22.0**	**371.3**
Girasol (*Helianthus annus*)	Raíz	81.3	116.0	253.4	10.3	123.2
	Tallo	140.5	27.9	107.3	0.2	33.2
	Hoja	34.4	64.0	358.6	N.D.	77.8
	Flor	14.1	47.5	323.6	N.D.	12.8
	Totales	**270.3**	**255.4**	**1042.9**	**10.5**	**247.0**

En la sección 3.2.1 se mencionó que para que un cultivo ofrezca una alternativa de tratamiento en campo, debe cumplir los requisitos siguientes:

1) que tenga un crecimiento de más de 3 toneladas/ ha año de tejido vegetal en base seca
2) que pueda ser recolectada fácilmente
3) que acumule grandes concentraciones del metal en la parte cosechable (>1000 mg de metal/kg, en base seca)
4) para lograr una limpieza entre 3 a 5 años, la planta debe acumular niveles de metal 10 veces mayores a los que presenta el suelo.

Con el fin de comprobar que las especies vegetales usadas en la experimentación ofrecen tal alternativa de tratamiento, se resumen en la tabla 5.12 los resultados obtenidos en el proceso de fitoextracción, como por ejemplo, el porcentaje que logran las plantas reducir el metal en el suelo, la concentración final en el suelo después de una cosecha, la cantidad de masa cosechable en base húmeda y seca y la acumulación de metales en la planta.

Con los resultados anteriores se pudieron realizar las estimaciones para evaluar cada especie vegetal usada, las cuales se resumen en la tabla 5.13; de acuerdo con el porcentaje de reducción de Cd (suponiendo que en cada cultivo se logra aproximadamente el mismo porcentaje de reducción de Cd), se calcula el tiempo requerido para lograr una concentración de 20 mg Cd/kg que es el límite para uso residencial y agrícola que establece el Grupo de Trabajo de Restauración de Suelos Contaminados de la PROFEPA-SEMARNAP (2000), también se calcula el número de cultivos que se pueden efectuar por año (según los tiempos de cosecha), el número de plantas que se pueden establecer en un metro cuadrado, de acuerdo al espacio mínimo requerido para su óptimo desarrollo (sección 4.2.2.1) y la cantidad de masa generada en ton/ha año, en base seca. Los resultados son útiles para contemplar alternativas de restauración aplicables en campo.

Tabla 5.12 Resumen de resultados obtenidos en el proceso de fitoextracción.

Especie vegetal		Lechuga romana (var. *longifolia*)	Lechuga de hoja rizada (var. *crispa*)	Calabacín (*Cucurbita moschata*)	Girasol (*Helianthus annus*)
% de reducción de Cd en el suelo / cosecha	**Suelo con Cd**	50.7	44.4	45.6	27.6
	Suelo con Cd+Zn	50.4	39.7	28.9	34.1
Concentración final en el suelo en una cosecha **(mg Cd/kg, base seca)**	**Suelo con Cd**	72.4	74.3	71.2	94.7
	Suelo con Cd+Zn	72.8	80.5	92.1	86.2
Masa en base húmeda en una planta **(g)**	**Suelo con Cd**	118	92	607	43
	Suelo con Cd+Zn	81	103	152	48
Masa en base seca en una planta **(g)**	**Suelo con Cd**	16	12	96	9
	Suelo con Cd+Zn	11	14	23	7
Acumulación de Cd en la planta (mg/kg, base seca)	**Suelo con Cd**	540	657	556	270
	Suelo con Cd+Zn	466	756	726	255

Tabla 5.13 Estimaciones para evaluar las especies vegetales como alternativa de tratamiento.

Nº cultivos / año		4	4	4	5
Nº plantas / m^2		9	9	1	9
Ton / ha año (base seca)	**Suelo con Cd**	5.7	4.3	3.8	4.0
	Suelo con Cd+Zn	3.9	5.0	0.9	3.1
Planta de crecimiento vigoroso (>3 ton/ha año, base seca)	**Suelo con Cd**	Si	Si	Si	Si
	Suelo con Cd+Zn	Si	Si	No	Si
Acumula > 10 veces la conc. de Cd (>1500 mg /kg, base seca)	**Suelo con Cd**	No	No	No	No
	Suelo con Cd+Zn	No	No	No	No
Tiempo requerido para lograr 20 mg Cd/kg (años)*	**Suelo con Cd**	1	1.2	1	1.2
	Suelo con Cd+Zn	1	1	1.4	1

* Límite de concentración de Cd para uso residencial y agrícola de PROFEPA-SEMARNAP (2000), suponiendo el mismo porcentaje de reducción de Cd en cada cosecha.

De la tabla anterior se puede decir lo siguiente:

a) Todas las especies vegetales utilizadas en la experimentación presentan crecimiento vegetal vigoroso, a excepción del calabacín en el suelo con Cd+Zn, donde se tuvo alta inhibición en el crecimiento vegetal.
b) Las plantas utilizadas son de fácil cosecha.
c) No se acumula en alguna especie más de 1000 mg Cd/kg de tejido seco en toda la planta.
d) Según el punto anterior, se puede apreciar entonces que no se tiene una acumulación mayor a 10 veces la concentración del suelo, es decir, 1500 mg Cd/kg, el suelo no podrá ser restaurado en tiempos de entre 3 a 5 años; por lo que puede requerir más tiempo según este criterio.
e) En la tabla también se muestran tiempos que se calcularon suponiendo que en cada cosecha se logra el mismo porcentaje de reducción de Cd en el suelo, resultan tiempos de restauración de entre 1 a 1.4 años.

Lo anterior implica que los requisitos 1) y 2) se cumplen, el 3) no se cumple, sin embargo se puede comentar que el criterio del punto 4) hace una generalización con respecto a la concentración inicial en el suelo, dependiendo de ésta, la absorción del metal en la planta no necesariamente será de 10 veces, esta relación varía con el contenido de metales en el suelo. En especies hiperacumuladoras, cuando la concentración de metal en el suelo es alta, la planta asimila más con respecto a concentraciones bajas. En cada caso de estudio se comprueba una relación lineal entre el cadmio en la planta y el cadmio presente en el suelo o el medio de crecimiento (Chaney *et al.,* 1999, Kabata Pendias y Pendias, 1992).

Se requiere de una aplicación de campo para evaluar el tiempo estimado de restauración a las concentraciones deseadas, con las especies vegetales usadas en este estudio.

6. Conclusiones y recomendaciones

En este trabajo se seleccionaron tres especies vegetales, una de ellas en dos variedades:

a) la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia* y var. *crispa*), porque ya ha sido identificada por su alta asimilación de cadmio
b) el girasol (*Helianthus annus*), porque ya ha sido usado en aplicaciones de campo para extracción de radionúcleos, nitratos y cadmio
c) el calabacín (*Cucurbita moschata*), porque es producido y consumido en México durante todo el año, por las características climatológicas y de suelo es de fácil cultivo en varios estados del país y en invernadero. Además no se han hecho estudios de acumulación de Cd y Zn en esta especie vegetal.

Los suelos usados en la experimentación fueron seleccionados con óptimos valores de pH, espacio poroso, textura y niveles altos de nutrientes (N, P, K), materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico. Además se controló la humedad del suelo para que todos estos factores influyeran de manera positiva al crecimiento vegetal.

En cuanto a la tolerancia de metales (Cd y Zn) en las especies vegetales, ésta fue evaluada con el crecimiento vegetal (comparado al crecimiento en el sustrato “testigo”), y con la acumulación de metales en la planta. La especie más tolerante a la presencia de Cd (150 mg/kg de suelo seco) fue el calabacín, seguido por la lechuga (en sus dos variedades) y finalmente el girasol; a la presencia de Cd+Zn (150 y 350 mg de metal/kg de suelo seco) fue la lechuga (var. *crispa*), seguida por el girasol, la otra variedad de lechuga y al final el calabacín, donde se presentó el más alto porcentaje de inhibición en la generación de biomasa.

En general, se observó una alta inhibición en el crecimiento vegetal en el suelo con Cd+Zn, debido a que las concentraciones que se alcanzaron en el tejido vegetal son fitotóxicas y con ambos metales se presentó un efecto aditivo y antagónico sobre el

crecimiento vegetal. Hubo una inhibición menor al crecimiento de las especies en el suelo contaminado con sólo Cd, (en el calabacín no se presentó inhibición) con respecto a las cultivadas en el sustrato “testigo”. La especie que más generó biomasa fue el calabacín, le siguieron las dos variedades de lechuga y al final el girasol.

Con respecto a la bioacumulación de Cd y Zn, se tiene que:

a) La lechuga romana (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) y el girasol (*Helianthus annus*), que crecieron en los sustratos contaminados, transportaron el Cd y el Zn en la parte alta de la planta (tallos para el caso de girasol y hojas para la lechuga), principalmente en la etapa final de crecimiento donde se reportaron concentraciones más altas que en la raíz.
b) La lechuga de hoja rizada (*Lactuca sativa* var. *crispa*) y el calabacín (*Cucurbita moschata*), que crecieron en los sustratos contaminados, reportaron concentraciones altas de Cd y Zn en la parte baja de la planta (raíz), seguida por los tallos y las hojas, finalmente (según el caso) las flores y frutos.
c) Con respecto al tejido vegetal total, quien más bioacumuló Cd y Zn fueron las dos especies de la lechuga compitiendo con el calabacín, quedando al final el girasol (para el caso del Cd, no así de Zn).
d) La concentración de cadmio en las hojas de la lechuga romana, la lechuga de hoja rizada y el calabacín, incluso en el girasol (en el suelo con Cd), fueron en todos los casos mayores a 100 mg Cd/kg de tejido vegetal seco. Con esta característica fueron clasificadas todas las especies, como tolerantes e hiperacumuladoras de Cd (ya que contenían >100 mg Cd/kg en el tejido jóven de la planta, en base seca).
e) Para el calabacín y las dos variedades de lechuga que crecieron en el suelo con Cd+Zn, se presentó una ligera inhibición en la asimilación de cadmio en la parte comestible de la planta (las concentraciones de Cd en las partes de las plantas fueron menores comparadas a las concentraciones de Cd del suelo con Cd).

En cuanto a la reducción de metales Cd y Zn en el suelo, se puede concluir lo siguiente:

a) La disminución de Cd tanto en los suelos “testigo” (con concentraciones de fondo) como en los contaminados, siguieron un comportamiento que se ajustó a una ecuación polinomial de tipo cuadrática.
b) El cadmio en el suelo contaminado disminuyó hasta un 50 % al día terminal en el suelo contaminado con Cd y con Cd+Zn.
c) La reducción de metales en las condiciones experimentales fue directamente proporcional a la generación de biomasa, por lo que la especie que más bajó la concentración de Cd en el suelo fue el calabacín compitiendo con la lechuga y al final el girasol.
d) El Zn no inhibió la asimilación del Cd por las plantas ya que en el experimento se reportaron las más altas concentraciones de Cd en el tejido vegetal (principalmente en raíz y tallos) cuando estuvo presente el Zn. Se presentó el sinergismo en la interacción Cd/Zn, el cual se explica por la competencia del Zn por sitios del cadmio, resultando un incremento en la solubilidad del cadmio y en su traslocación de la raíz al tallo.

La especie más eficiente en el proceso de fitoextracción de Cd fue la lechuga, compitiendo con el calabacín y al final el girasol.

Se confirmó la hipótesis de que las especies vegetales comestibles, tales como la lechuga (*Lactuca sativa* var. *longifolia* y var. *crispa*), el calabacín (*Cucurbita moschata*) y el girasol (*Helianthus annus*), son tolerantes a la presencia de Cd y Zn e hiperacumuladores de Cd, por lo que pueden participar en el proceso de fitoextracción en sitios contaminados con Cd y Zn.

Se recomienda evaluar el proceso de fitoextracción con la especies vegetales comestibles utilizadas, en pruebas de campo, ya que la aplicación de éstas en condiciones de invernadero y suelos selectos optimiza el proceso.

Por otro lado, se recomienda experimentar con más especies vegetales y realizar la toma de muestras en periodos más cortos. Después de un número de días, se podría pensar en modelos predictivos, por ejemplo los usados en series de tiempo, para que con modelos matemáticos se puedan explicar fenómenos bioquímicos, físicos, rizosféricos y otros, en el proceso de fitoextracción.

En el caso de estudio, se demostró que las tres especies vegetales comestibles usadas, la lechuga, el calabacín y el girasol, traslocan el Cd y el Zn hacia los tallos y las hojas; incluso se observó la presencia de Cd y de Zn en las flores y los frutos del calabacín, las flores del girasol y las hojas de la lechuga, las cuales son partes comestibles de la planta. Conforme se incrementa la concentración de metales en el suelo, se incrementa la probabilidad de su traslocación a las partes comestibles de especies tolerantes. Las especies vegetales antes mencionadas pueden participar en el proceso de fitoextracción, sin embargo, dadas las altas concentraciones en el tejido vegetal, no son adecuadas para el consumo por lo que sería adecuado llevar a cabo una disposición final de éstas por incineración. En ocasiones las plantas crecen en sitios contaminados y con la idea de que acumulan los metales en mayor proporción en las raíces, son destinados a consumo, por lo que se sugiere entonces un estudio en materia de riesgo, ya que se puede llegar a niveles tóxicos, lo cual representa un riesgo a la salud por ingestión de estas especies.

7. Referencias

- ACGIH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices, E.U., 1992-1993.

- Albert A. L., Introducción a la Toxicología Ambiental. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. México, 1997.

- Alpi, A., Tognoni, F., Cultivo en Invernaderos, Ediciones Mundi-Prensa, 3ª Edición, España, 1991.

- Anderson A. T., Guthrie A. E., Walton T. B., Bioremediation. Critical Review. **Environ. Sci. Technol.** 27 (13), 2630-2636, 1993.

- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Sidali, C. M. D., Reeves, R. D., The possibility of in situ Heavy Metal Decontamination of Polluted Soils Using Crops of Metal Accumulating Plants, **Resour. Conserv. Recycl**., 11 (1-4), 41-49, 1994.

- Barbarick, K. A., Ippoliyo, J. A., Westfall, D. J., Extractable Trace Elements in the Soil Profile After Years of Biosolids Application. **Journal of Environmental Quality**, 27 (4), 801-805, Julio-Agosto, 1998.

- Baryla, A., Carrier, P., Franck, F., Coulomb, C., Sahut, C., Havaux, M., Leaf Chlorosis in Oilseed Rape Plants (Brassica napus) Grown on Cadmium-Polluted Soil: Causes and consequences for photosynthesis and growth. **Planta**, 22 (5-6), 696-709,2001.

- Benin, L. A., Sargent, D. J., Dalton, M., Roda, S., High Concentrations of Heavy Metals in Neighborhoods Near Ore Smelters in Northern Mexico, **Environmental Health Perspectives**, 107, (4), 279-283, Abril 1999.

- Brown, S.L., Chaney, R.L., Angle, J. S., Baker, A. J. M., Zinc and Cadmium Uptake by Hiperaccumulator Thlaspi caeurescens Grown in Nutrient Solution, **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 59 (7), 125-133, 1995.

- Brown, S.L., Chaney, R.L., Lloyd C. A., Angle, J. S., Ryan, J.A., Relative Uptake of Cadmium by Garden Vegetables and Fruits Grown on Long-Term Biosolids- Amended Soils, **Environ. Sci. Technol.**, 30 (12), 3508-3511,1996.

- Burken, J.G., Schnoor, J.L., Phytoremediation: plant uptake of atrazine and role of root exudates, J. **Environ. Eng.**, Nov., 958-963,1996.

- Burken, J.G., Schnoor, J.L., Predictive relationships for uptake of organic contaminants by hibrid poplar trees, **Environ. Sci. Technol.**, 32 (21) 3379-3385,1998.

- Chaney, R.L., Brown, S.L., Angle, J. S., Baker, A. J. M., Zinc and cadmium Uptake by Hiperaccumulator Thlaspi caeurescens and Metal Tolerant Silene vulgaris Grown on Sludge – Amended Soils, **Environ. Sci. Technol.**, 29 (6), 1581-1585,1995.

- Chaney, R.L., Brown, S.L., Stuczynski, T. I., Daniels, W. L., Henry Ch. L., Li, Y. M., Siebielec, G., Malik, M., Angle, J. S., Ryan, J. A., Compton, H., In-situ Remediation and Phytoextraction of Metals from Hazardous Contaminated Soils, US-EPA´s Conference on Innovative Clean-Up Approaches: Investments in Technology Development, Results & Outlook for the Future, Nov. 2-4, Bloomingdale, IL. 1999.

- Chaney, R. L., Brown, S. L., Stuczynski, T. I., Daniels, W. L., Henry Ch. L., Li, Y. M., Siebielec, G., Malik, M., Angle, J. S., Ryan, J. A., Compton, H., Risk Assessment and Remediation of Soils Contaminated by Mining and Smelting of Lead, Zinc and Cadmium. **Rev. Int. Contam. Ambient.**, 16 (4), 172-192, 2000.

- Cieslinski, G., Neilsen, G. H., Hogue, E. J., Effect of soil cadmium application and pH on growth and cadmium accumulation in roots, leaves and fruit of strawberry plants (Fragaria x ananassa Duch.), **Plant and soil**, 180 (2), 267-276, Marzo 1996.

- Cotton, F. A., Wilkinson, G., Química Inorgánica Avanzada, Editorial Limusa, 8ª reimpresión, México,1981.

- Crowley, D. E., Cunningham, S. D., Shaan, J. R., Anderson, T. A., Phytoremediation of Contaminated Water and Soil, ACS Books, Washington, D,C, 1997.

- Díaz-Barriga, F., Batres, L., Calderón, J., Lugo, A., Galvao, L., Lara, I., Rizo, P., Arroyave, M. E., McConnell, R., The El Paso Smelter 20 Years Later: Residual Impact on Mexican Children, **Environmental Reaearch**, 74, (ER973741), 11-16,1997.

- Dueck, Th. A., Endedijk, G. J., Ikkink, K., Soil Pollution and Changes in Vegetation due to Heavy Metals in Sinter-Pavements, **Chemosphere**, 6 (5), 1021-1030, 1987.

- Ebbs, S. D., Kochian, L. V., Phytoextraction of Zinc by Oat (Avena sativa), Barley (Hordeum vulgare), and Indian Mustard (Brassica juncea). **Environ. Sci. Technol**., 32 (6), 802-805, 1998.

- Ebbs, S. D., Kochian, L. V., Toxicity of Zinc and Cooper to Brassica Species: Implications for Phytoremediation. **Journal of Environmental Quality**, 26 (3), 776-782, 1997.

- EPA. Acid Digestion of Sediemnts, Sludges, and Solis, Método 3050A, Revisión 1, Julio, 1992.

- EPA. Cd, K, Zn, Hg, Pb, Fe, Cu, Mg, As, Ni, Cr (Atomic Absorption, Direct Aspiration), Métodos: 7130, 7610, 7950, 7471, 7420, 7380, 7210, 7461, 7061, 7520, 7190 respectivamente. Septiembre, 1986.

- EPA. A Citizen´s Guide to Phytoremediation. United States Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response. (5102G), EPA 542-F98-011 Agosto, 1998.

- EPA. Guía del Ciudadano: Medidas fitocorrectivas. Organismo para la Protección del Medio Ambiente (E.U.). Desechos Sólidos y Respuesta en Situaciones de Emergencia (5102 G). EPA 542-F-96-025. Septiembre de 1996.

- EPA. Phytoremediation, en The Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal, Second Edition, editado por Harry Freeman ed. McGraw Hill, 1997.

- EPA. Region III Risk Based Concentrations, Abril, 1999.

- EPA. Soil and Waste pH. Método 9045C. Revisión 3. Junio 1995.

- EPA. Technology alternatives for the Remediation of Soils Contaminated with As, Cd, Cr, Hg, and Pb. Engineering Bulletin. 1997.

- Fernández L. L., Ferrera C. R., Mejía S. M., Molina L. I., Estudio microbiológico de rizósferas adaptadas a suelos contaminados con hidrocarburos, para aplicar en fitorremediación. Programa de Biotecnología del Petróleo. IMP. 1999.

- Flores, D. L., Hernández, S. G., Alcalá, M. R., Maple, V. M., Total Contents of Cadmium, Copper, Manganese and Zinc in Agricultural Soils Irrigated with Wastewater from Hidalgo, México, **Rev. Int. Contam. Ambient.**, 8, (1), 37-46, 1992.

- Foth, H. D., Fundamentals of Soils Science, 8ª Edición. Wiley. New York. 1990.

- Galvao, G. L. A., Corey, G., Cadmio, Serie de vigilancia 1, O.P.S., OMS, México, 1987.

- García, Z. A. M., Estudio del Grado de Contaminación por Plomo, Cadmio y Cromo en Suelos y Tejidos Vegetales por el Uso de Aguas Residuales en los Municipios de Tlaxcoapan, Tlahuelilpan y Atitalaquia; Hidalgo (Distrito de Desarrollo Rural 063). Tesis para obtener el título de Ingeniero Agrícola. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, UNAM, 1989.

- Gardea-Torresdey, J. L., González, J., Tiemman, K. J., Rodríguez, O., Gamez, G., Phytofiltration of Hazardous Cadmium, Chromium., Lead and Zinc Ions by Biomass of Medicago sativa (Alfalfa). **Journal of Hazardous Materials**, 57 (1-3), 29-40,1998.

- Hanna Instruments, Soil Test Handbook, Soil Science and Management, H3896, Hanna Soiltest, Italia, 1999.

- Hernández, S. A. M. A., Determinación de Metales Tóxicos en Depósitos Secos Atmosféricos a Diferentes Alturas. Proyecto Terminal de Ingeniería Ambiental. Universidad Autónoma Metropolitana, UAM-A, México, 2001.

- Holt G., El Jardín del Gourmet. Los Frutos del Huerto a la Mesa, Ediciones Hermann Blume, España 1992.

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, La Minería en México, México, 1996.

- Introzzi, F., El Cultivo Moderno del Calabacín, Editorial De Vechi, España, 1986.

- ITRC Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group Emerging Technologies for the Remediation of Metals in Soils: Phytoremediation, Metals in Soils Work Teams, 1999.

- Jackson, M. L., Análisis Químico de Suelos, Ediciones Omega, España, 1976.

- Johnson, R. A., Probabilidad y Estadística para Ingenieros de Miller y Freund, 5ª Edición, Prentice-Hall Hispanoamericana, Mèxico, 1997.

- Jordhal, J., Foster, l., Alvarez, P. J., Schnoor, J., Effect of Hibrid Poplar Trees on Microbial Populations Important to Hazardous Waste Bioremediation. **Environ. Toxicol. Chem.** 16, 1318-1381, 1997.

- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., Trace Elements in Soils and Plants, 2ª Edición, CRC Press,1992.

- Klimmek, S., Stan, H. J., Chemical Characterization of the Biosorption of Heavy Metals, Report. Technical University Berlin, Germany. Institute of Food Chemistry, 1998.

- Knight, B., Zhan, F. J., McGrath, S. P., Shen, Z. G., Zinc and Cadmium Uptake by the Hyperaccumulator Thlaspi Caerulescens in Contaminated soils and its Effects on the Concentration and Chemical Speciation of Metals in Soil Solution. **Plant and Soil**, 197 (1), 71-78, Noviembre, 1997.

- Kumar, N., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I., Phytoextraction. The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soils, Environ. Sci. Technol., 29 (5), 1232-1238,1995.

- Lagriffoul, A., Mocquot, B., Mench, M., Vangronsveld, J., Cadmium Toxicity Effects on Growth, Mineral and Chlorophyll Contents, and Activities of Stress Related Enzymes in Young Maize Plants (Zea mays L.), **Plant and Soil**, 200 (2), 241-250, Marzo, 1998.

- Lee, E., Banks. J., Biorremediation of petroleum contaminated soil using vegetation. A microbial study, J. **Environ. Sci. Healt A.**, 20 (10), 643-654, 1993.

- Li, Y. M., Chaney, R.L., Kershner, B. A., Chen, K. Y., Angle, J. S., Baker, A. J., Zinc and Cadmium Accumulation in the Hyperaccumulator Thlaspi caerulescens in Response to Limestone and Compost Applications to a Heavy Metal Contaminated Site in Palmerton, Pennsylvania, Agricultural Research Service, Beltsville, MD. Septiembre, 1997.

- Li, Y. M., Chaney, R.L., Schneiter, A. A., Johnson, B. L., Effect of field limestone applications on cadmium content of sunflower (Helianthus annus L.) leaves and kernels, **Pant and soil**, 180 (2), 297-302, Marzo 1996.

- Lorenz, S. E., Hamon, R. E., Holm, P.E., Domingues, H. C., Sequeira, E. M., Christensen, T.H., McGrath, S. P., Cadmium and Zinc in Plants and Soil Solutions from Contaminated Soils. **Plant and Soil**, 189 (1), 21-31, Febrero, 1997.

- Manahan, S. E., Environmental Chemistry, 6ª Edición, Lewis Publisher. USA. 1994.

- McCutcheon, S. C., Schnoor, J. L., Wolfe, N. L., Carreira, L.H., Phytoremediation of Organic And Nutrient Contaminants., **Environ. Sci. Technol.**, 29 (7), 318A-323A, 1995.

- Mc Mullin E., An absorbing idea, **California Farmer**, 20-24, Feb.,1993.

- Medina, V. F., McCutcheon, S.C., Phytoremediation: modeling removal of TNT and its breakdown products, **Remediation**, 6 (4), 31-45, 1996.

- MEE, Ministery of Environment and Energy, Proposed for the Clean-up of Contaminated sites in Ontario, Public Information Centre, Toronto, Ontario, PIBS 3161E01, Canadá, 1994.

- Moody, M., Beckett, K. A., Clausen R. R., Guía Completa de las Flores de Jardín, Editorial Blume, España 1994.

- Mondoñedo, J. R., Manuales para la Educación Agropecuaria. Área: Producción vegetal 15, Editorial SEP/Trillas, México, 1987.

- MSDS, Material Safety Data Sheet, El Diccionario de Bolsillo de las MSDS, Editado por Joseph O. Accrocco. Publicado po Genium Publishing Corporation, E.U., 1990.

- Muñoz, L. F., Molina, F., Resumen de Investigación en Fitorremediación. Grupo de Información de Gestión IMA, Primer Congreso Latinoamericano de Química Ambiental, Universidad de Santiago de Chile, 1997.

- Newman, L. A., Strand, S. E., Choe, N., Duffy, J., Ekuan, G., Ruzaj, M., Shurtleff, B. B., Wilmoth, J., Heilman, P., Gordon, M. P., Uptake and Biotransformation of Trichloroethylene by Hibrid Poplars, **Environ. Sci. Technol.**, 31 (4), 1062-1067, 1997.

- NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health, Pocket Guide to Chemical Hazards, Puclic Health Service, Editado por CDC, Centers for Disease Control, Junio, 1990.

- Ouzounidou, G., Moustakas, M., Eleftheriu, E. P., Physiological and Ultrastructural Effects of Cadmium on Wheat (Triticum aestivum L.) Leaves. Environ. Contam. Toxicol., 32, 154-160, 1997.

- Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero C., Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente, Ediciones Mundi-Prensa, 2ª Edición, España, 1999.

- PROFEPA-SEMARNAP, Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, Disposiciones y Procedimientos para la caracterización y restauración de suelos contaminados, Memorias, 2000.

- Reyes J. I., Fundamentos teórico-prácticos de temas selectos de la ciencia del suelo. Parte I, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Libros de texto, Manuales de Prácticas y Antologías, México, 1996.

- Ryan, J. A., Chaney, R.L., Brown, S. L., Environmentally Acceptable Endpoints for Soil Metals, Land Remediation and Pollution Control Division, US-Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH., pp 111-154, 1999.

- Schnabel, W.E., Dietz, A.C., Burken, J.G., Schnoor, J.L., Alvarez, P.J., Uptake of trichloroethylene by edible garden plants, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Iowa,1996.

- Schnabel, W. E., Dietz, A. C., Burken, J. G., Schnoor, J. L., Alvarez, P. J., Thompson, P., Licht, L., Phytoremediation at Hazardous Waste Sites, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Iowa,1997.

- Schnoor, J. L., Phytoremediation, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Iowa,1997.

- SEDESOL, Secretaría de Desarrollo Social, Informe de la Situación en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1991-1992, páginas 193-206, México, 1993.

- Seddon, G., Radecka, H., El Libro Guía del Huerto en Casa, Enciclopedia Salvat de la Familia, Vol. 9, Salvat Editores S.A., España, 1981.

- Serrano, C. S., Cultivo de hortalizas en invernadero, Biblioteca Agrícola, Aedos, España, 1979.

- Siebe, Ch., Acumulación y Disponibilidad de Metales Pesados en Suelos Regados con Aguas Residuales en el Distrito de Riego 03, Tula, Hidalgo, México. **Rev. Int. Contam. Ambient.**, 10 (1), 15-21, 1994.

- Siebe, Ch., Jahn, R., Stahr, K., Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo, Publicación Especial 4, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C., Chapingo, México, 1996.

- Sloan, J. J., Dowdy, R. H., Dolan, M. S. Recovery of Biosolids- Applied Heavy Metals Sixteen Years After Application. **Journal of Environmental Quality**, 27 (6), 1312-1315, Nov.- Dic. 1998.

- Steele, D. B., Química de los Elementos Metálicos, Editorial Alhambra, 1ª edición, España, 1971.

- U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station Heavy Metals Uptake by Agronomic Crops and Cyperus esculentus. Grown on Oxidized and Reduced Soils Contaminated with Metal-Mining Wastes. EEDP-02-6, Agosto, 1988.

- Welch, R. M., Hart, J. J., Norvell, W. A., Sullivan, L. A., Kochian, L. V., Effects of Nutrient Solution Zinc Activity on Net Uptake, Translocación, and Root Export of Cadmium and Zinc by Separated Sections of Intact Durum Wheat (Triticum turgidum L. var. durum) Seedling Roots. **Plant and Soil**, 208 (2), 243-250, 1999.

- Wu, J., Hsu, F. C., Cunningham, S. D., Chelade- Assisted Pb Phytoextraction: Pb Availability, Uptake, and Traslocation Constrains. **Environ. Sci. Technol.**, 33 (11), 1898-1904, 1995.

Apéndice A. Los metales pesados (cadmio y zinc)

Los metales pesados

Se consideran metales pesados aquellos que tienen una densidad de 5 g/cm^3 o más, abarcando a los metales en transición y algunos del grupo II A, por sus efectos tóxicos, se incluyen a subgrupos químicamente parecidos, elementos más ligeros como el aluminio, el berilio y metaloides como el arsénico, el selenio y el antimonio. Este grupo de elementos no tiene propiedades definidas que los caracterice, sin embargo presentan tendencias importantes de comportamiento como las siguientes (Manahan, 1994):

- Se caracterizan por su dureza, resistencia, altos puntos de fusión y ebullición, además de conducir el calor y la electricidad.
- Forman aleaciones con uno o varios elementos metálicos.
- Son suficientemente electropositivos para disolverse en ácidos minerales.
- Tienen valencias variables que les permiten formar una gran cantidad de compuestos (con pocas excepciones).
- A pH $\leq$ 4.5 se encuentran normalmente en forma soluble, a pH $>$ 4.5 precipitan.
- Se originan gran variedad de compuestos, como especies acomplejadas neutras o cargadas eléctricamente, porque se favorece el enlace covalente a partir de su forma M^{+2} con diferentes ligandos.
- Tienen afinidad por el azufre, enlazándose con este elemento en los sitios activos de las enzimas e inhibiendo su función.
- Suelen enlazarse químicamente con grupos funcionales como carboxilos (-COOH) y amino (-NH_2) en las proteínas.
- Su distribución en el suelo es afectada por el pH, el potencial redox, la textura, el contenido de arcillas y óxidos de Fe y Mn, la capacidad de intercambio catiónico, la cantidad y tipos de compuestos orgánicos presentes, la humedad, la temperatura y la actividad microbiana existente.

El cadmio

El cadmio (Cd) se descubrió en 1817, en minerales de zinc, de manera independiente, pero simultánea, por Stromeyer en Göttingen y por Hermann en Schöneberg.

Históricamente, todos los episodios ambientales importantes causados por el cadmio han sido resultado de la contaminación proveniente de la minería y el refinado de materiales no ferrosos. El problema ambiental más serio que ha sido reportado hasta la fecha ocurrió en el valle del río Jintsu, cerca de la ciudad de Toyama, en Japón, en donde el arroz de consumo local se regaba con agua del río y éste estaba contaminado con cadmio disuelto que procedía de una mina de zinc y plomo situada río arriba. Cientos de personas de esta área, particularmente mujeres de edad avanzada y multíparas presentaron una enfermedad degenerativa de los huesos a la que se llamó "ltai-ltai". Aparentemente, en las personas afectadas, algunos iones Ca^{2+} de los huesos fueron reemplazados por iones Cd^{2+}, pues ambos iones tienen el mismo estado de oxidación y casi el mismo tamaño. Esta sustitución les ocasionó osteoporosis, o sea, fragilidad de los huesos y susceptibilidad a fracturas (Albert, 1997).

La enfermedad “Itai-Itai” (ay-ay), recibió este nombre por los dolores óseos y musculares en los afectados, ésta se originó porque el arroz que era consumido por la población contenía 2 mg/kg de cadmio (2 ppm) (Galvao y Corey, 1987).

En el siglo pasado, el cadmio fue ampliamente utilizado en pigmentos, de hecho, Van Gogh no hubiese pintado sus famosos "Girasoles" sin los amarillos de cadmio, lo que ha dado lugar a especular que una posible intoxicación crónica haya contribuido al trastorno mental del pintor (Albert, 1997).

Características fisicoquímicas del cadmio

El cadmio, de símbolo Cd, elemento metálico blanco plateado que se puede moldear fácilmente. El número atómico del cadmio es 48; es uno de los elementos de transición del grupo 12 (o IIB) del sistema periódico.

El elemento ocupa el lugar 65 en abundancia entre los elementos de la corteza terrestre. Tiene un punto de fusión de 321 ºC, un punto de ebullición de 765 ºC y una densidad de 8.642 g/cm^3 ; la masa atómica del cadmio es 112.40. Al calentarlo arde en el aire con una luz brillante, formando el óxido CdO y sus vapores son 3.88 veces más pesados que el aire. Su presión de vapor es relativamente alta, por lo que pasa fácilmente al estado de vapor y, en este estado, se oxida rápidamente produciendo óxido de cadmio que permanece en el aire. Cuando en la atmósfera hay gases o vapores reactivos, como los bióxidos de carbono o de azufre, vapor de agua, trióxido de azufre o ácido clorhídrico, el óxido de cadmio reacciona con ellos y produce, respectivamente, carbonato, sulfito, hidróxido, sulfato y cloruro de cadmio (Albert, 1997).

El cadmio sólo existe como componente principal de un mineral, la greenockita (sulfuro de cadmio), que se encuentra muy raramente. Casi todo el cadmio industrial se obtiene como subproducto en el refinado de los minerales de zinc. Para separar el cadmio del zinc se utiliza la destilación fraccionada o la electrólisis.

El cadmio se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre en una concentración promedio de 0.1 mg/kg; en las rocas sedimentarias las concentraciones son más elevadas. Las condiciones ambientales, como la erosión, causan el transporte de grandes cantidades de cadmio a los océanos, cuyo contenido de este metal es alrededor de 0. 1 μg/kg. Los sedimentos oceánicos cercanos a las áreas de

alta actividad humana pueden contener cadmio en concentraciones muy elevadas, asociadas con la descarga de desechos biológicos (Albert,1997).

Debido a su similitud con el zinc, metal esencial, las plantas absorben el cadmio del agua de riego, por esto, el empleo de fertilizantes con base en fosfatos que contienen cadmio en forma iónica, como contaminante natural, o su presencia en el lecho de ríos y mares contaminados por las descargas industriales, aumenta los niveles del elemento en los suelos y, por lo tanto, en las plantas. La concentración de cadmio biodisponible se incrementa cuando disminuye el pH del suelo, por lo que un efecto indeseable de la lluvia ácida es el aumento de los niveles de cadmio en los alimentos (Albert, 1997).

La solubilidad del cadmio es muy dependiente del pH, a valores de pH mayores a 7.5 el cadmio contenido en el suelo es muy poco móvil, por lo tanto, la solubilidad del $CdCO_3$ y posiblemente la del $Cd_3(PO_4)_2$ son las que controlan la movilidad del cadmio en el suelo; a pH entre 4.5 y 5.5 es más móvil. La absorción del cadmio en el suelo es un proceso rápido, el 95% se puede absorber en 10 minutos aproximadamente, alcanzando el equilibrio en 1 h y teniendo la más alta afinidad por éste a pH de 6. Cuando la alcalinidad del suelo se incrementa, la adsorción decrece, probablemente por la competencia con iones de Ca^{+2} y Mg^{+2}. La concentración de Cd en la solución del suelo es relativamente baja, en intervalos de 0.2 a 6 μg/L (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Fuentes ambientales de cadmio

La fuente más importante de liberación de cadmio al ambiente es el empleo de combustibles fósiles, como carbón y petróleo, aunque también puede ser emitido durante el refinado de zinc, plomo o cobre (Albert, 1997).

La incineración de residuos y el uso de fertilizantes fosfatados, son otra fuente de liberación al ambiente (Galvao y Corey, 1987).

En los informes sobre la calidad del aire en la ciudad se menciona a las partículas suspendidas totales (PST), y en ellas es posible encontrar cadmio, éste no está considerado en el Índice Metropolitano de Calidad del Aire (IMECA). Se han determinado cantidades importantes de metales tóxicos (plomo, cadmio, cobre, zinc, manganeso y hierro) en polvos en el Distrito Federal, México, los cuales tienden a concentrarse en partículas con diámetros menores a 2.5 μm (Hernández, 2001).

La actividad volcánica es la mayor fuente natural de liberación de cadmio a la atmósfera. Se ha calculado que el incremento total anual debido a esta fuente es de entre 100 y 500 toneladas. El vulcanismo subterráneo también libera cadmio al ambiente, pero aún no se ha cuantificado el efecto de este proceso.

La minería de metales no ferrosos es la principal fuente de liberación de cadmio al medio acuático. La contaminación puede provenir del agua de drenado de minas, de las aguas residuales del procesamiento de los minerales, de derrames de los depósitos de desechos del proceso del mineral, del agua de lluvia que cae en el área general de la mina y de las partículas más ligeras de mineral, que pasan a través de los cedazos en las operaciones de concentración y purificación (Albert, 1997).

El depósito húmedo de cadmio en aguas saladas y dulces causa un incremento muy grande del metal en todo el mundo. Un estudio realizado en el mar Mediterráneo por el

Grupo de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Contaminación Marina (GESAMP), indica que esta fuente es de magnitud comparable a la contribución total de cadmio debida a la descarga de los ríos en la región. En forma similar se introducen grandes cantidades de cadmio en el mar del Norte (Albert, 1997).

En cuanto a los alimentos, la cantidad de cadmio ingerida a través de la alimentación varía mucho. Se ha determinado que la ingesta de cadmio puede ser de 10-60 μg/día y hasta de 150 μg/día para una persona de 70 kg (Galvao y Corey, 1987).

En las fuentes de contaminación al ambiente ocupacional, los individuos pueden estar expuestos, a partir de actividades como (Galvao y Corey, 1987):

- la minería
- el galvanizado de acero
- la fabricación de policloruro de vinilo (PVC), como estabilizador
- la fabricación de pigmento
- la fabricación de electrodos en baterías de cadmio-níquel
- la fabricación de aleaciones

Absorción y poblaciones expuestas al cadmio

La exposición en los humanos ocurre generalmente a través de dos vías, la primera de ellas es la oral, por ingestión de agua y alimentos que contengan el metal, y representa del 5 al 10 % del total del cadmio absorbido en el organismo. Estas concentraciones dependen de la ingestión de proteínas y la presencia de vitamina D; incluso, se relaciona con la concentración en el organismo de algunos elementos, como Zn, Se y Ca, con los cuales compite el cadmio.

Aunque, con excepción del CdS, los compuestos de cadmio son altamente solubles en agua, los humanos sólo ingieren una pequeña cantidad directamente del agua potable o del aire, excepto las personas que viven cerca de minas o industrias refinadoras, principalmente de zinc o que tienen ocupaciones con exposición al metal. En la tabla 3.10 se encuentran las actividades con riesgos potenciales a la exposición del cadmio (Galvao y Corey, 1987).

La exposición humana proviene principalmente de los alimentos, mariscos y vísceras, particularmente riñón, que puede tener altos niveles de concentración de cadmio, hasta de 100 mg/kg. Sin embargo, la mayoría del metal que se encuentra en la dieta proviene de papas, trigo, arroz y otros granos (Albert, 1997).

La segunda vía por la cual los seres humanos están expuestos al cadmio es la inhalación. En este caso, la absorción depende del tamaño de las partículas y su composición química. La cantidad de cadmio inhalado depende de la concentración del metal en el aire, la retención y tamaño de las partículas en los pulmones, del compuesto químico inhalado, las condiciones fisiológicas del sistema respiratorio y en el caso de los fumadores, de la intensidad del hábito, pues por esta vía es absorbido del 15 al 20 % del cadmio que se encuentra en la sangre.

Después del depósito del cadmio en la naso-faringe, tráquea, bronquios, bronquiolos y alvéolos, parte de las partículas inhaladas ascienden por acción de los cilios, pasan al

esófago y se absorben parcialmente en el tracto gastrointestinal. Aproximadamente del 10 al 40 % de las partículas inhaladas son absorbidas; la otra parte es eliminada en las secreciones y la restante, constituye los depósitos del árbol respiratorio. Las partículas que llegan hasta los alvéolos, son absorbidas y pasan a la sangre, ya sea directamente, o por vía del macrófago alveolar (Galvao y Corey, 1987).

Los fumadores se encuentran expuestos, además, al cadmio presente en el tabaco, el cual proviene de los suelos y del agua de riego, los fumadores crónicos tienen una exposición al elemento de aproximadamente el doble en comparación con los no fumadores. Se ha encontrado que cada cigarrillo contiene entre 1 y 2 μg y, que de esa cantidad, se inhala el 10 %. En un estudio realizado en México se encontraron 2.8 μg por cigarrillo, lo que significa un riesgo aún mayor para los fumadores de este país, que el reportado en otros países (Albert, 1997).

Una vez absorbido, el cadmio es transportado por la sangre a los diversos órganos y tejidos, principalmente a riñones e hígado, en donde se retiene cerca del 50 % del cadmio, y a glándulas salivales, páncreas, músculo y sistema nervioso central, en muy bajas concentraciones.

Usualmente pasa a la sangre sólo del 1 al 5 % del cadmio que se ingiere y del 30 al 50 % del que se inhala. La vida media del cadmio en el organismo es muy larga y se calcula entre 10 y 30 años, periodo en el cual permanece almacenado en varios órganos, en particular en el hígado y los riñones en los que se encuentra cerca del 50 % de la carga corporal total (Galvao y Corey, 1987).

Tabla A.1 Ocupaciones con exposición potencial a cadmio, clasificadas según intensidad de la exposición (Galvao y Corey, 1987).

Exposición alta (actividades de alto riesgo)
Aleaciones de cadmio, soldadores de
Cadmio, fundidores de
Cadmio, trabajadores de
Compuestos de cadmio, limpiadores de bolsas para recolección de
Compuestos de cadmio, manipuladores de bolsas para recolección de
Soldadores (con cadmio)
Exposición mediana (actividades de mediano riesgo)
Aleaciones de cadmio, fabricantes de
Baterías de cadmio-níquel, fabricantes de
Cadmio, galvanizadores de
Células fotoeléctricas, fabricantes de
Fungicidas con cadmio, aplicadores de
Lámparas de vapor de cadmio, fabricantes de
Metalizadores
Soldaduras de cadmio, fabricantes de
Zinc, refinadores de
Exposición baja (actividades de bajo riesgo)
Bombas de humo, fabricantes de
Fungicidas de cadmio, fabricantes de
Materiales de cadmio galvanizado, soldadores de
Muiciones para armas pequeñas, fabricantes de
Exposición muy limitada (actividades de muy bajo o nulo riesgo)
Amalgamas dentales, fabricantes de
Cerámica, fabricantes de
Grabadores de
Instrumentos eléctricos, fabricantes de
Lámparas incandescentes, fabricantes de
Litógrafos
Litopón, fabricantes de[1]
Pintores a presión
Pinturas, fabricantes de
Plásticos, fabricantes de
Textiles, impresores de
Vidrio, fabricantes de

[1] Litopón: pigmento a base de zinc y de bario usado en colorantes, papel y cosméticos.

De esta manera, tanto la inhalación como la ingestión del cadmio han sido causa de variados daños al organismo, entre los cuales se tienen (Galvao y Corey, 1987):

- riñones
- pulmones
- aparato gastrointestinal

- niveles de hemoglobina, sangre
- aparato cardiocirculatorio
- huesos
- efectos carcinogénicos
- efectos mutagénicos

El zinc

El zinc, de símbolo Zn, elemento metálico blanco azulado, es uno de los elementos de transición del sistema periódico; su número atómico es 30. Los minerales de zinc se conocen desde hace mucho tiempo, pero el zinc no fue reconocido como elemento hasta 1746, cuando el químico alemán Andreas Sigismund Marggraf aisló el metal puro calentando calamina y carbón de leña (Cotton y Wilkinson,1981).

Características fisicoquímicas del zinc

El zinc puro es un metal cristalino, insoluble en agua caliente y fría, y soluble en alcoholes, en ácidos y en álcalis. Es extremadamente frágil a temperaturas ordinarias, pero se vuelve maleable entre los 120 y los 150 ºC. No es atacado por el aire seco, pero en aire húmedo se oxida, cubriéndose con una película carbonada que lo protege de una posterior corrosión. Tiene un punto de fusión de 420 ºC, un punto de ebullición de 907 ºC y una densidad relativa de 7.14. Su masa atómica es 65,38 (Steele, 1971).

Pertenece al grupo IIB, que también contiene los elementos de transición Cd y Hg, tiene altos valores de electronegatividad y fácilmente se enlaza con no metales de carácter covalente. Muestran una gran afinidad para combinarse con aniones S y con varios compuestos orgánicos, por lo que es muy importante en bioquímica. También puede formar iones complejos inorgánicos y los sulfuros de Zn, son insolubles en agua. Los compuestos de este metal inmediatamente hidrolizan, el metal es relativamente móvil en la superficie de la Tierra y su ciclo puede verse muy modificado por su acumulación en plantas y desechos orgánicos (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Ocupa el lugar 24 en abundancia entre los elementos de la corteza terrestre. No existe libre en la naturaleza, sino que se encuentra como óxido de zinc (ZnO) en el

mineral cincita y como silicato de zinc ($2ZnO \cdot SiO_2H_2O$) en la hemimorfita. También se encuentra como carbonato de zinc ($ZnCO_3$) en el mineral esmithsonita o calamina, como óxido mixto de hierro y zinc ($Zn(FeO_2)O_2$) en la franklinita, y como sulfuro de zinc (ZnS) en la esfalerita, o blenda de zinc. Las menas utilizadas más comúnmente como fuente de zinc son la esmithsonita y la esfalerita (Cotton y Wilkinson,1981).

El primer paso en el proceso metalúrgico es transformar los minerales en óxidos, sometiéndolos a altas temperaturas. Después se reducen los óxidos con carbono en un horno eléctrico y el zinc hierve y se destila en la retorta, en donde tiene lugar la reducción. El zinc obtenido por destilación contiene pequeñas cantidades de hierro, arsénico, cadmio y plomo, y es conocido en metalurgia como peltre. En otro método de refinarlo, los minerales se calcinan y se lixivian con ácido sulfúrico. Después de separar las impurezas, la disolución se electroliza. El zinc electrolítico es puro y tiene cualidades superiores como, por ejemplo, una mayor resistencia a la corrosión (Steele, 1971).

Aplicaciones del zinc

El metal se usa principalmente como capa protectora o galvanizador para el hierro y el acero, y como componente de distintas aleaciones, especialmente del latón. También se utiliza en las placas de las pilas (baterías) eléctricas secas, y en las fundiciones a troquel. El óxido de zinc, conocido como zinc blanco, se usa como pigmento en pintura. También se utiliza como rellenador en llantas de goma y como pomada antiséptica en medicina. El cloruro de zinc se usa para preservar la madera y como fluido soldador. El sulfuro de zinc es útil en aplicaciones relacionadas con la electroluminiscencia, la fotoconductividad, la semiconductividad y otros usos electrónicos; se utiliza en los tubos de las pantallas de televisión y en los recubrimientos fluorescentes (Steele, 1971).