



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

CARRERA DE BIOLOGÍA

Determinación de metales en *Acacia saligna* H. L. Wendl, *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill y *Tamarix gallica* L. establecidos en el sitio de disposición final de residuos sólidos municipales, post-clausura "Parque Ecológico Cuitlahuac".

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G O

P R E S E N T A N:

FIGUEROA CHÁVEZ PAULINA
RODRÍGUEZ OCHOA ALEJANDRO



DIRECTORA
BIÓL.: MARÍA DE LOS ÁNGELES GALVÁN
VILLANUEVA

México D.F.

Septiembre, 2011



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos

Quiero dar gracias a Dios porque sin él no podría llegar hasta el día de hoy y por la bendición que me dio al tener a mi hijo David mientras estudiaba esta carrera.

Le agradezco a mi esposo Israel Plata por su incondicional apoyo, comprensión y amor que me motiva para alcanzar mis objetivos y que lo sigue haciendo, Is somos una misma carne te amo.

Gracias a mi mamá Cecilia y mi papá Roberto por su apoyo, comprensión, cuidado y consejo en todo momento de mi carrera, los amo.

Gracias a mis hermanas Alejandra y Elizabeth por la motivación q me dieron y que me han cuidado y protegido todo el tiempo y ayudado en esta carrera, las amo.

Gracias a mis abuelos Jesús y Silvia por su comprensión y apoyo en todo momento, también le agradezco a mis tíos, primos por la motivación que me dieron para seguir estudiando.

Gracias a la Universidad Nacional Autónoma de México por el orgullo de pertenecer a esta máxima casa de estudios, también a mis maestros de la FESZ en especial a la maestra Ángeles Galván por su amistad apoyo y enseñanza también al maestro Ramiro por su opinión y consejo en la elaboración de esta tesis.

Gracias a mis amigos y compañeros que conocí en esta facultad, a mi compañero y amigo de trabajo en esta tesis Alejandro Rodríguez por su amistad y paciencia, también agradezco a mis amigos que en momentos difíciles fueron mi familia: Alex Herrera, Sandra Reyes, Claudia Tenahua, Luhma, Jazmín, Alfredo, Karina, Abril, Jesica, Araceli, Iran, Elizabeth, y a mis compañeros: Dafne, Perla, Harold, Víctor, Regina, Diana, Blanca, Osvaldo, Edgardo, Gisela. Y sé que hay muchos más que agradecerles su compañerismo a todos en verdad gracias.

Dedicatoria.

A los amores de mi vida, mi esposo Israel Plata y a mi hijo David Plata.

De Alejandro Rodríguez Ochoa

Dedicatoria:

A Martha Ochoa Cervantes y a María del Rosario Rodríguez Ochoa quienes me han ofrecido todo su apoyo, toda su comprensión y paciencia no sólo en esta etapa de mi vida sino que prácticamente durante todo mi existir.

A mis hermanos: Alicia, Carmen, Norma Leticia, Sandra, Jorge y Roberto quienes me han apoyado en todos aspectos, ofreciéndome toda su confianza y ahínco para que pueda cumplir con todos mis objetivos en la vida.

A Anayelli Chávez Ortiz quien ha sido mi fuente de inspiración, y que ha sido mi respaldo para no caer en esos momentos difíciles y es la persona que me incita a seguir adelante todavía más en aquellos momentos de éxito, a quien quiero y amo.

A mi compañera Paulina Figueroa Chávez quien contribuyó en la elaboración de este trabajo; a todos mis amigos de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza (FESZ), con quienes viví momentos inolvidables mientras cursé mi carrera. En especial a Elizabeth Bonilla, Héctor Carapia, Luhma Castillo, Daniel Cervantes, Brenda Franco, Janeth García, Fernando Garduño, Edgardo Germán, Tania González, Regina Hernández, Alejandro Herrera, Diana Jiménez, Víctor López, Harold Marroquín, Itzel Morales, Yssel Morales, Osvaldo Rodríguez, Perla Rosales, Aline Sánchez, Blanca Sandoval, Jazmín Santillán, Ismael Serrano, Claudia Tenahua y Verónica Vázquez; a todos ellos les agradezco de corazón.

A mis fieles acompañantes: Huesos, Nene y Keeper quienes hicieron mucho más placenteras cada una de las noches de desvelo durante la realización de este escrito, con su simple pero significativa presencia.

Agradecimientos:

A mi familia en general por su ayuda, por estar conmigo en todo momento; deseándome y brindándome lo mejor en cada etapa de mi vida para lograr mis metas.

A los profesores que contribuyeron a la realización de este trabajo:

Biól. María de los Ángeles Galván Villanueva, por compartir su sapiencia y experiencia conmigo en esta última etapa de la carrera, además de brindarme su amistad y confianza.

Biól. Leticia López Vicente, por su amabilidad y entereza; por sus valiosos consejos que brindaron enriquecimiento académico a esta investigación así como profesionalismo en su redacción.

Biól. Aida Zapata Cruz, por el tiempo y dedicación a la hora de instruirnos en la cuantificación de los metales en el equipo de absorción atómica, asimismo en la revisión de este trabajo.

2. Martha T. Julieta Oliveros García, por su gentileza y apoyo en la corrección de este proyecto, además de sus comentarios tan acertados para que este lograra un progreso.

M. en C. Ramiro Ríos Gómez, que con su sabiduría y puntos de vista favorecieron a que este escrito mejorara en todos sentidos, por su paciencia y seriedad al momento de calificarlo.

A todos mis compañeros de la FESZ, quienes de manera directa o indirecta me ayudaron y motivaron a consumir esta tarea tan importante para mí, así como también a aquellos amigos ajenos a esta institución pero que de igual forma me alentaron a seguir adelante en todo este tiempo. ¡Gracias!

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	3
2.1. Antecedentes.....	3
2.2. Situación actual del manejo de los residuos urbanos (RU)	8
2.3. Características de los metales	10
2.3.1. Propiedades químicas	11
2.3.2. Propiedades físicas	11
2.3.3. Metales ligeros.....	11
2.3.4. Metales pesados.....	11
2.3.5. Especiación del metal	12
2.4. Los metales como nutrimentos	12
2.4.1. Macronutrimentos y micronutrimentos	15
2.5. Tipos de absorción.....	15
2.5.1. Absorción selectiva ó activa.....	17
2.5.2. La biodisponibilidad de los metales	19
2.5.3. Movilidad de los nutrientes en el interior de la planta	19
2.5.4. Absorción pasiva	20
2.5.5. Concentraciones de metales en las plantas	23
2.6. Absorción de metales con rol fisiológico	24
2.6.1. Calcio (Ca).....	24
2.6.2. Cobre (Cu)	25
2.6.3. Magnesio (Mg)	27
2.6.4. Potasio (K).....	28
2.7. Absorción de metales sin rol fisiológico	29
2.7.1. Aluminio (Al)	29
2.7.2. Cadmio (Cd)	30
2.7.3. Cromo (Cr)	32
2.7.4. Hierro (Fe)	33
2.7.5. Manganeso (Mn)	36
2.7.6. Níquel (Ni).....	38
2.7.7. Plomo (Pb).....	39
2.7.8. Sodio (Na)	41
2.7.9. Zinc (Zn).....	41
2.8. Plantas hiperacumuladoras	43
2.8.1. Mecanismos para la alta bioacumulación	44
2.9. Espectrofotometría de absorción atómica de flama.....	45
2.9.1. Sistemas de atomización.....	45
2.10. Zona de estudio.....	46
2.10.1. Topografía e hidrología.....	47
2.10.2. Edafología y geología	47
2.10.3. Condiciones climáticas.....	47
2.10.4. Período de vida útil del tiradero de Santa Cruz Meyehualco.....	48
2.11. Biología de las especies.....	49
2.11.1. <i>Acacia saligna</i> H. L. Wendl	49
2.11.2. <i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill	50
2.11.3. <i>Tamarix gallica</i> L.	51

III. JUSTIFICACIÓN.....	53
IV. HIPÓTESIS	54
V. OBJETIVOS	55
5.1 Objetivo general	55
5.2 Objetivos particulares	55
VI. MÉTODO.....	56
6.1 Fase de gabinete	56
6.2 Fase de campo	56
6.3 Fase de laboratorio	61
VII. RESULTADOS.....	66
VIII. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	76
8.1. Concentración de metales en estructuras de <i>Acacia saligna</i> , <i>Opuntia ficus-indica</i> y <i>Tamarix gallica</i>	76
8.1.1. Concentración de Aluminio (Al).....	76
8.1.2. Concentración de Cadmio (Cd).....	76
8.1.3. Concentración de Calcio (Ca).....	77
8.1.4. Concentración de Cobre (Cu).....	78
8.1.5. Concentración de Cromo (Cr).....	79
8.1.6. Concentración de Hierro (Fe).....	80
8.1.7. Concentración de Magnesio (Mg).....	81
8.1.8. Concentración de Manganeso (Mn).....	82
8.1.9. Concentración de Níquel (Ni).....	83
8.1.10. Concentración de Plomo (Pb).....	84
8.1.11. Concentración de Potasio (K).....	85
8.1.12. Concentración de Sodio (Na).....	86
8.1.13. Concentración de Zinc (Zn).....	86
8.2. Concentración total de metales en individuos <i>Acacia saligna</i> H. L. Wendl, <i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill y <i>Tamarix gallica</i> L.	88
8.2.1. Concentración de Aluminio (Al).....	88
8.2.2. Concentración de Cadmio (Cd).....	88
8.2.3. Concentración de Calcio (Ca) y Cobre (Cu).....	88
8.2.4. Concentración de Cromo (Cr).....	88
8.2.5. Concentración de Hierro (Fe), Magnesio (Mg) y Manganeso (Mn).....	89
8.2.6. Concentración de Níquel (Ni).....	89
8.2.7. Concentración de Plomo (Pb).....	89
8.2.8. Concentración de Potasio (K).....	90
8.2.9. Concentración de Sodio (Na).....	90
8.2.10. Concentración de Zinc (Zn).....	90
IX. CONCLUSIONES	91
X. RECOMENDACIONES	93
XI. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	94

ÍNDICE DE CUADROS

	Pág.
Cuadro 1. Concentración normal ($\mu\text{g g}^{-1}$) de metales pesados en plantas.....	6
Cuadro 2. Concentración normal ($\mu\text{g g}^{-1}$) de Al, Ca, Cd y Cu en diversas estructuras anatómicas vegetales	7
Cuadro 3. Concentración normal ($\mu\text{g g}^{-1}$) de Cr, Fe, Mg y Mn en diversas estructuras anatómicas vegetales	7
Cuadro 4. Concentración normal ($\mu\text{g g}^{-1}$) de Ni, Pb, K, Na y Zn en diversas estructuras anatómicas vegetales	8
Cuadro 5. Coordenadas de los Individuos <i>Acacia saligna</i> H. L. Wendl	58
Cuadro 6. Coordenadas de los individuos <i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill	59
Cuadro 7. Coordenadas de los individuos <i>Tamarix gallica</i> (L.)	59
Cuadro 8. Condiciones de trabajo en el equipo de absorción atómica	64
Cuadro 9. pH y porcentaje de materia orgánica de la parcela experimental	66
Cuadro 10. Estructuras de las especies que fueron analizadas	66
Cuadro 11. Intervalos de concentración de Ca, Mg, K y Na en estructuras de <i>Acacia saligna</i>	72
Cuadro 12. Intervalos de concentración de Ca, Mg, K y Na en estructuras de <i>Opuntia ficus-indica</i>	73
Cuadro 13. Intervalos de concentración de Ca, Mg, K y Na en estructuras de <i>Tamarix gallica</i>	73
Cuadro 14. Intervalos de concentración total de Ca, Mg, K y Na en individuos <i>Acacia saligna</i>	75
Cuadro 15. Intervalos de concentración total de Ca, Mg, K y Na en individuos <i>Opuntia ficus-indica</i>	75
Cuadro 16. Intervalos de concentración total de Ca, Mg, K y Na en individuos <i>Tamarix gallica</i>	75

ÍNDICE DE FIGURAS

Pág.

Figura 1. Relación planta/suelo por Zn, Cu, y Pb en planta carbonizada de <i>Triodia pungens</i>	14
Figura 2. Concepto de “barrera” de Kovalevsky.....	14
Figura 3. Ubicación geográfica del “Parque Recreativo Cuitlahuac”	47
Figura 4. <i>Acacia saligna</i> H. L.Wendl.....	50
Figura 5. <i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.....	51
Figura 6. <i>Tamarix gallica</i> (L.).....	52
Figura 7. Zonas de estudio en el “Parque Recreativo Cuitlahuac”	56
Figura 8. Ubicación de <i>Acacia saligna</i> H. L. Wendl y <i>Tamarix gallica</i> (L.).....	57
Figura 9. Ubicación de <i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	58
Figura 10. Recolecta de las estructuras	60
Figura 11. Acondicionamiento órganos de <i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.....	61
Figura 12. Lavado, rotulado y deshidratación de los componentes.....	62
Figura 13. Proceso de molienda de las estructuras	63
Figura 14. Muestras en pre-digestión	63
Figura 15. Digestión de las muestras.....	64
Figura 16. Cuantificación, calibración y lectura de extractos en el equipo de absorción atómica	65
Figura 17. Concentración de metales en flores de <i>Acacia saligna</i>	67
Figura 18. Concentración de metales en hojas de <i>Acacia saligna</i>	67
Figura 19. Concentración de metales en semillas de <i>Acacia saligna</i>	68
Figura 20. Concentración de metales en tallos de <i>Acacia saligna</i>	68
Figura 21. Concentración de metales en vainas de <i>Acacia saligna</i>	69
Figura 22. Concentración de metales en flores de <i>Opuntia ficus-indica</i>	69
Figura 23. Concentración de metales en frutos de <i>Opuntia ficus-indica</i>	70
Figura 24. Concentración de metales en cladodios de <i>Opuntia ficus-indica</i>	70
Figura 25. Concentración de metales en flores de <i>Tamarix gallica</i>	71
Figura 26. Concentración de metales en hojas de <i>Tamarix gallica</i>	71
Figura 27. Concentración de metales en ramas de <i>Tamarix gallica</i>	72
Figura 28. Concentración total de metales en <i>Acacia saligna</i>	73
Figura 29. Concentracion total de metales en <i>Opuntia ficus-indica</i>	74
Figura 30. Concentracion total de metales en <i>Tamarix gallica</i>	75

RESUMEN

Se determinó la cantidad presente de Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb y Zn en flor, hoja, semilla, tallo y vaina para *Acacia saligna* H. L. Wendl; flor, fruto y cladodio para *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill y flor, hoja y rama para *Tamarix gallica* (L.) establecidos en el ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco. Se realizó recolecta de las estructuras mencionadas en anteriormente y se determinó la concentración de metales por Espectroscopia de Absorción Atómica. Los resultados obtenidos fueron para *Acacia saligna* se encontró que en las flores es baja la cantidad de Cu y Mg y alta la concentración de Fe y Pb; en hojas la acumulación de Pb es alta, mientras que Al, Cu y Mg se encuentran en menor cantidad; en semillas la concentración de Ca, Pb y K es alta; en tallos la acumulación de Fe es alta. Para *Opuntia ficus-indica*, en los frutos se encontró una cantidad baja de Cu, K y Pb mientras que en los cladodios Al, Fe y Na presentan concentraciones altas. Para *Tamarix gallica*: la acumulación de Cu y Mg es baja en flor; en tanto que en hoja el Ca es de $4011.0 \mu\text{g g}^{-1}$, el Al, Cu y Mg es bajo. En la mayoría de los individuos no se encontró Cd en concentración tóxica en ningún órgano vegetal establecido mientras que el Zn se encuentra en altas cantidades en todas las estructuras de las especies estudiadas.

I. INTRODUCCIÓN.

Derivado de la actividad económica que se desarrolla en el país, en la cual se incluyen desde la actividad industrial hasta la actividad casera, se generan diariamente residuos peligrosos en cada uno de los Estados de la Federación, estos constituyen un riesgo importante para la salud y el ambiente cuando no son manejados adecuadamente, por lo que contar con la infraestructura necesaria resulta fundamental cuando se tiene por objetivo la protección a la salud y al medio ambiente.

La disposición no controlada de residuos sólidos es un problema que ha causado graves efectos ambientales y de salud. Desde hace algunos años, los municipios del país se han avocado a la procuración de acciones alternativas para la disposición sanitaria de tales desechos; (entre ellas, mediante rellenos sanitarios), que permiten controlar efectos adversos por acumulación de residuos. Si bien operar un sitio de disposición final de desechos sólidos por este medio es una práctica aceptada, se debe contar con un programa de supervisión y control (SEDESOL, 2009).

La generación *per cápita* de residuos sólidos de origen doméstico varía de acuerdo a la modificación de los patrones de consumo de la población y en la medida en que incrementa la comercialización de productos industrializados y de lujo. En 1975 se estimó que el nacional *per cápita* era de 1.2 kg/hab/día y hoy en día dicho índice es de 3.43 kg/hab/día.

De las 19,621 toneladas de basura que se generaban por día antes del año 1995, aproximadamente 15,000 se distribuían en los sitios de disposición final del Distrito Federal y Estado de México, las restantes se depositaban en las calles y terrenos baldíos de la ciudad. Según datos de la Secretaría de Ecología del Estado de México en el relleno sanitario de Bordo Poniente se recibían para su depósito 8,500 toneladas diarias, en Santa Catarina alrededor de 2,500 y en los 15 tiraderos del estado la restante, es decir, el 22.9% no es recolectada, lo cual representa un elevado riesgo para la salud de la población (Leal *et al.*, 1995). Las cifras de generación pueden variar significativamente por ejemplo en un estudio realizado en 17 ciudades con más de un millón de habitantes señala que la producción en México es de 23,000 ton/día, y que sólo el 35% de la basura generada se dispone en sitios controlados (Sánchez, 1990).

Existen varias tendencias tecnológicas, para la recuperación de áreas impactadas por vertidos de residuos sólidos, es posible definir diferentes alternativas de reforestación y distintos usos que se pueden dar a una cubierta vegetal, que hay que mantenerla permanentemente en especies resistentes a condiciones extremas que tiene la columna de basura; así como el sustrato en el que se desarrolla la vegetación. Por otro lado los rellenos sanitarios tienen como destino ser áreas recreativas, en las cuales se introducen especies tanto arbóreas como herbáceas, las cuales podrían adaptarse a las condiciones adversas del suelo que posee un relleno sanitario (Olaeta *et al.*, 1987).

En los residuos existe un sin número de metales por lo que a veces no se llega a identificar con exactitud la toxicidad de un metal en las plantas ya que en ocasiones estos interactúan con otros iones esenciales y no esenciales de la planta disminuyendo los efectos tóxicos del metal o aislándolo. En términos generales la contaminación de las plantas con estos metales suele inhibir el crecimiento y producir la toxicidad en las células, esto origina la muerte de las plantas en algunos casos por lo que es importante conocer su concentración y efecto (Callejas, 2009). Además de incorporarse la cadena alimentaria y afectar al ser humano y animales (Olaeta *et al.*, 1987).

En el suelo existen elementos que se encuentran en muy bajas concentraciones y durante la evolución, los seres vivos se adaptaron a estas disponibilidades y cuando las concentraciones son más altas se vuelven tóxicas. A estos se les denomina metales pesados (García y Dorronsoro, 2002). La concentración tóxica de un metal pesado, se considera aquella que inhibe de manera significativa la actividad metabólica y reduce el crecimiento y desarrollo de las plantas sin inducir la muerte (Otte *et al.*, 1993).

Por otro lado, en el momento de la clausura del sitio, se debe desarrollar un plan de mantenimiento post-clausura, el cual incluye una serie de actividades continuas, empezando en la supervisión de los controles ambientales, recuperación, monitoreo y tratamiento de lixiviados y biogás, una de las acciones más importantes es el establecimiento de la cubierta vegetal; rasante, herbácea, arbustiva y arbórea con la finalidad de mantener cubiertos los residuos urbanos depositados en el sitio a corto, mediano y largo plazo de acuerdo a lo que establece el proyecto de norma (Duarte, 2005).

II. MARCO TEÓRICO.

2.1. Antecedentes.

Se han realizado varios estudios respecto al establecimiento de especies vegetales en sitios clausurados de disposición de residuos sólidos. A continuación se resumen algunos de ellos:

En 1985 el Ministerio del Ambiente y Calidad de Vida de Francia planteó la importancia de ocupar los rellenos sanitarios, con una cubierta vegetal y especies tanto arbóreas como herbáceas, las cuales soportaron las condiciones de suelo que posee un relleno sanitario, una delgada capa de suelo, alta concentración de gases (CO₂ y CH₄) y un alto contenido de metales pesados entre otros.

(Olaeta *et al.*, 1987) utilizaron diferentes alternativas de reinserción y distintos usos que se pueden dar a una cubierta vegetal. Entre ellas menciona: parques, campos de deportes, estacionamientos de vehículos, el emplazamiento de edificaciones industriales y comerciales, entre otras como los usos forestales y agrícolas. Así también menciona experiencias del destino del uso del suelo de los vertederos a cielo abierto y concluyó que la utilización posterior que se de al relleno sanitario debe estar condicionada por su entorno y hasta cierto punto, por el grado de asentamiento y por la estabilidad a que ha llegado el proceso de degradación de los desechos. Determinaron nuevas especies vegetales no reportadas en la literatura tales como: *Malus baccata* (manzano), *Phoenix canariensis* (palmera), *Washingtonia robusta* (palmera) y *Platanus acerifolia* (plátano oriental) entre otras.

(Ross, 1994) determinó la concentración de metales pesados en distintas estructuras de la planta; obtuvo el rango porcentual de captación de metal en diferentes tipos de cultivo; así como las concentraciones en distintas estructuras de Haya (*Fagus silvatica*) y Picea (*Picea abies*) y las concentraciones de metales pesados en estructuras de dos especies arbóreas (*Quercus robur* y *Corylus avellana*), y el arbustos de la región Hallen Wood, Irlanda.

(Galván, 1995) caracterizó los desechos sólidos del Parque Recreativo Cuitlahuac y concluyó que los metales pesados Fe, Zn, Cr, Pb, Cu y Co rebasan los niveles permisibles para suelos, por lo que es considerado como un ambiente tóxico. También encontró que los

altos contenidos de materia orgánica favorecen la retención de los cationes metálicos monovalentes y divalentes.

(Jones, 1998) analizó las concentraciones adecuadas de los elementos en los tejidos de las plantas. Determinó un rango de concentración de nutrimento en plantas. Obtuvo intervalos de acumulación de K, Ca, Mg, Cu, Mn y Zn, en diferentes órganos vegetales, además reportó el porcentaje de distintos metales en una hoja entera de maíz

(Ramírez y Salazar, 1998) evaluaron las características físicas y químicas del sustrato para conocer sus propiedades y emplearlo en la recuperación de la cubierta vegetal con *Malva parviflora* y *Amarantus hidridus* en el enterramiento controlado Bordo Xochiaca concluyendo que en este lugar el suelo es extremadamente salino y pobre en nitrógeno; los metales Cd, Cu, Fe, Pb y Zn están en cantidades deficientes en el sustrato y en plantas; el porcentaje de germinación es de 60 por ciento para *Amarantus hidridus* sin tratamiento y de 20 por ciento para *Malva parviflora* con tratamiento. Por último se considera que *Amarantus hidridus* es una especie con altas posibilidades de adaptación en este tipo de terrenos debido a que es fácil de propagar, además de que es tolerante a condiciones de estrés por temperatura, sequía y contaminación.

(García y Murguía, 2000) evaluaron el establecimiento de *Senna didymobotrya* en el Parque Recreativo Cuitlahuac y encontraron que el Fe y el Cr fueron los metales que más afectaron la germinación de las semillas; el Cr tuvo un mayor efecto negativo sobre el desarrollo de los organismos.

(López y Pérez, 2003) trabajaron con *Acacia saligna* y *Acacia neriifolia* en el Parque Recreativo Cuitlahuac utilizando como una alternativa segura para introducirlas en sitios perturbados, encontraron un 71 por ciento de germinación en semillas de *Acacia saligna* y concluyeron que esta especie presenta tolerancia a situaciones severas del ambiente.

(Duarte, 2005) en su trabajo llamado Rehabilitación de la cubierta vegetal arbórea (con el género *Acacia*) en un sitio de disposición final post-clausura, Parque Recreativo Cuitlahuac estableció una cubierta vegetal en los estratos arbóreo y arbustivo; introduciendo especies del género *Acacia*, los cuales presentaron una buena adaptación y acondicionamiento al sitio, en condiciones adversas (salinidad, temperatura elevada y estrés hídrico, entre otros).

(Remon *et al.*, 2005) en su publicación Soil Characteristics, Heavy Metal Availability and Vegetation Recovery at a Former Metallurgical Landfill: Implication in Risk Assessment

and Site Restoration, realizado en Firminy, Francia investigaron el suelo y la vegetación en un antiguo vertedero metalúrgico con el fin de evaluar el potencial de movilidad de metales pesados y la fitodisponibilidad consideran que el Pb y Cu son potencialmente móviles. El estudio reveló que la comunidad vegetal no presenta síntomas de toxicidad evidente. Las mediciones de metales contenidos en las especies dominantes han confirmado que fueron muy similares a los reportados para especies que crecen en un entorno no contaminado. Las especies nativas podrían ser muy adecuadas para hacer frente a las condiciones locales en una estrategia de fitoestabilización.

(Gómez, 2006) realizó el seguimiento de la cubierta vegetal con especies arbóreas y arbustivas (*Acacia baileyana*, *Acacia nerifolia* y *Acacia saligna*) en el Parque Recreativo Cuitlahuac concluyendo que estos árboles presentan buena adaptación al sitio tolerando condiciones extremas y favoreciendo la fijación de nitrógeno

(Marín, 2006) determinó que *Grevillea robusta* y *Cupressus Lindley* tienen la capacidad de establecerse en el Parque Recreativo Cuitlahuac 20 años después de haber sido clausurado donde existen condiciones adversas para su crecimiento. *Cupressus Lindley* presenta mayor capacidad de establecimiento en sitios con contenidos de residuos sólidos que *Grevillea robusta* ya que soporta condiciones de estrés hídrico así como condiciones invernales en su etapa de crecimiento; *Cupressus lindley* tiene buen crecimiento en el área de estudio a pesar de que el suelo no es fértil.

(Mendoza, 2006) enfocó su estudio en el establecimiento de *Tamarix gallica* en el Parque Recreativo Cuitlahuac y la propagación de *Tecoma stans* teniendo un seguimiento mensual arrojando resultados positivos en cuanto a la germinación. Encontró que el suelo antrópico presenta una deficiencia hídrica, poca disponibilidad de nutrientes y elevadas concentraciones de elementos contaminados. *Tamarix gallica* presentó un buen establecimiento a las condiciones del suelo. Individuos de talla menor a 60 cm presentaron un crecimiento lento, los individuos con talla superior a 150 cm presentan buen desarrollo y crecimiento. La altura de los individuos testigo fue 30 por ciento mayor con respecto a los establecidos en la zona de estudio.

(González, 2008) introdujo en el Parque Recreativo Cuitlahuac *Cupressus lindley Klotzsch ex endl*, con 100 por ciento de éxito al trasplante en suelos antrópicos con crecimiento

constante. Los individuos introducidos presentaron una tasa de crecimiento del 45 por ciento, menor a la del testigo.

(Criollo y Hernández, 2011) llevaron a cabo el establecimiento de *Populus alba* L., *Kalanchoe blossfeldiana* P. y *Tamarix gallica* L. en el sitio de disposición final post-clausura Parque Recreativo Cuitlahuac. En sus conclusiones consideran que *Kalanchoe blossfeldiana* y *Tamarix gallica* se pueden adaptar a las condiciones del sitio, en mayor medida la especie *Tamarix gallica* resistiendo incluso a incendios. La especie *Populus alba* no se logró adaptar a las condiciones del sitio debido a la falta de riego.

En el cuadro 1, 2, 3 y 4 se reporta el intervalo de concentración para varios metales que han sido reportados por diferentes fuentes. Estos valores sirven de referencia de la concentración normal que pueda registrarse en el tejido vegetal.

Cuadro 1. Concentración normal de metales pesados en plantas.

Metal	Intervalos de concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Autores
Al	0.1 - 10,000	(Chapman, 1979; Markert, 1994; Bloom y Epstein, 2005).
Ca	1,000 - 100,000	(Chapman, 1979; Raven, 1992; Farago, 1994; Jones, 1998; Bloom y Epstein, 2005).
Cd	0.05 - 0.28	(Kabata-Pendias, 1992; Markert, 1994).
Cu	0.01 - 50	Chapman, 1979; Raven, 1992; Markert, 1994; Jones, 1998; Bloom y Epstein, 2005)
Cr	0.02 - 1.5	(Kabata-Pendias, 1992; Farago, 1994).
Fe	20 - 3580	(Kabata-Pendias, 1992; Raven, 1992; Farago, 1994; Markert, 1994; Jones, 1998; Bloom y Epstein, 2005).
Mg	<0.05 - 10,000	(Chapman, 1979; Kabata-Pendias, 1992; Markert, 1994; Jones, 1998; Bloom y Epstein, 2005).
Mn	<5.0 - 1,000	(Chapman, 1979; Kabata-Pendias, 1992; Raven, 1992; Farago, 1994; Jones, 1998; Bloom y Epstein, 2005).
Na	0.001 - 80,000	(Chapman, 1979; Farago, 1994; Jones, 1998; Bloom y Epstein, 2005).
Ni	0.05 - 20	(Kabata-Pendias, 1992; Farago, 1994; Markert, 1994; Jones, 1998; Bloom y Epstein, 2005).
Pb	1 - 6	(Kabata-Pendias, 1992; Markert, 1994).
K	2,000 - 35,000	(Chapman, 1979; Raven, 1992; Farago, 1994; Jones, 1998; Bloom y Epstein, 2005).
Zn	5.0 - 250	(Chapman, 1979; Kabata-Pendias, 1992; Raven, 1992; Farago, 1994; Markert, 1994; Jones, 1998; Bloom y Epstein, 2005).

Cuadro 2. Concentración normal ($\mu\text{g g}^{-1}$) de Al, Ca, Cd y Cu en diversas estructuras anatómicas vegetales.

Estructura de la planta	Al	Ca	Cd	Cu	Autores
Hoja	8.8-73	2100-4800	0.03-48	0.98-50	(Markert, 1993; Ross, 1994; Jones, 1998; Kabata-Pendias, 2000; Dris <i>et al.</i> , 2002; Cuevas y Walter, 2004).
Flor	---	1000-13000	---	5.20	(Jones, 1998).
Fruto	---	263-560	0.05-0.11	0.08-0.33	(Ross, 1994; USDA, 1998; Rodríguez <i>et al.</i> , 2006).
Cladodio	ND	63000-88000	---	5-18	(Pissani <i>et al.</i> , 2002).
Rama	---	---	0.15-5.0	3.9-30	(Ross, 1994).
Semilla	2.6-135	2.3- 2.4	0.007-0.50	1.73-10.3	(Markert, 1993; Ross, 1994; Kabata-Pendias, 2000; Cuevas y Walter, 2004).
Tallo	---	---	0.19-13	2.3-46	(Ross, 1994; Cuevas y Walter, 2004).
Vaina	---	---	0.06-30	---	(Ross, 1994; Kabata-Pendias, 2000).
ND = No Detectado			(---) = No se encontró información		

Cuadro 3. Concentración normal ($\mu\text{g g}^{-1}$) de Cr, Fe, Mg y Mn en diversas estructuras anatómicas vegetales.

Estructura de la planta	Cr	Fe	Mg	Mn	Autores
Hoja	0.05-85	0.017-132	1,600-10,000	0.83-250	(Markert, 1993; Ross, 1994; Jones, 1998; Kabata-Pendias, 2000; Dris <i>et al.</i> , 2002; Cuevas y Walter, 2004).
Flor	---	---	1300-6000	18-250	(Jones, 1998).
Fruto	0.1-0.2	0.003-1.9	251-850	3.0-5.0	(Ross, 1994; USDA, 1998; Rodríguez <i>et al.</i> , 2006).
Cladodio	---	51-88	9000-18400	23-54	(Pissani <i>et al.</i> , 2002).
Rama	---	---	---	---	---
Semilla	0.002-0.5	17-86	1.35-6.20	0.47-103	Markert, 1993; Ross, 1994; Kabata-Pendias, 2000; Cuevas y Walter, 2004
Tallo	---	---	---	---	Ross, 1994; Cuevas y Walter, 2004.
Vaina	0.05-43	84	---	21	Ross, 1994; Kabata-Pendias, 2000
(---) = No se encontró información					

Cuadro 4. Concentración normal ($\mu\text{g g}^{-1}$) de Ni, Pb, K, Na y Zn en diversas estructuras anatómicas vegetales.

Estructura de la planta	Ni	Pb	K	Na	Zn	Autores
Hoja	0.1-47	0.001-96	9,000-80,000	---	0.1-149	(Markert, 1993; Ross, 1994; Jones, 1998; Kabata-Pendias, 2000; Dris <i>et al.</i> , 2002; Cuevas y Walter, 2004).
Flor	---	---	25000-50000	---	20-50	(Jones, 1998).
Fruto	0.17-0.4	0.002-0.1	908-2200	---	0.012-2.3	(Ross, 1994; USDA, 1998; Rodríguez <i>et al.</i> , 2006).
Cladodio	---	30-40	11,800-50,000	31-6200	11-52	(Pissani <i>et al.</i> , 2002).
Rama	---	3.3-80	---	---	9.7-105	(Ross, 1994).
Semilla	0.01-8.0	0.01-3	3.5 - 4.2	---	0.2-75	(Markert, 1993; Ross, 1994; Kabata-Pendias, 2000; Cuevas y Walter, 2004).
Tallo	0.6-24	3.0-7.0	---	---	1.0-65	(Ross, 1994; Cuevas y Walter, 2004).
Vaina	0.05-29	0.002-7.0	---	---	0.2-79	(Ross, 1994; Kabata-Pendias, 2000).

(---) = No se encontró información

2.2. Situación actual del manejo de los residuos urbanos (RU).

Los residuos urbanos (RU) son aquellos que provienen de las actividades domésticas, comerciales, industriales (pequeña industria y artesanía), institucionales (administración pública, establecimientos de educación, etc.), de mercados y los resultantes del barrido y limpieza de vías y áreas públicas de un conglomerado urbano y cuya gestión está a cargo de las autoridades municipales.

La gestión de estos, especialmente lo relacionado con la disposición final, es una tarea compleja que se ha convertido en un problema común en los países en vías de desarrollo. Ello se refleja en la falta de limpieza de las áreas públicas, recuperación de residuos en las calles, incremento de actividades informales, la descarga de residuos en cuerpos de agua o su abandono en basureros a cielo abierto y exposición a toda clase de enfermedades y accidentes (Jaramillo, 2002).

Actualmente las sociedades industrializadas o que se encuentran en dicho proceso, enfrentan el problema de la eliminación de enormes cantidades de residuos peligrosos. Los productos remanentes, consecuencia inevitable de los procesos industriales, requieren de un manejo adecuado para minimizar su peligrosidad al medio ambiente y la salud pública. En México, en particular se han sufrido diversos procesos de modificación de los ecosistemas, pérdida de la biodiversidad e incluso riesgos para la salud humana (González, 2003).

Los impactos ambientales más trascendentales en los sitios de disposición final son la contaminación del suelo, los mantos acuíferos por la infiltración de lixiviados y también la atmósfera por la emisión de biogás, el deterioro estético de las ciudades y del paisaje natural (Mendoza, 2007).

Este problema está presente en la Ciudad de México, debido a su inadecuada gestión, así como a la poca continuidad a nivel municipal (cambio de presidencia cada 3 años), provoca que la cobertura de la recolección sea insuficiente y su tratamiento en general poco desarrollado.

Su generación depende de múltiples factores, entre ellos, el acelerado crecimiento de la población y su concentración en áreas urbanas, el desarrollo industrial, los cambios de hábitos de consumo, el uso generalizado de envases y empaques y materiales desechables, que aumentan considerablemente la cantidad de residuos.

Este panorama se agrava debido a la crisis económica y a la debilidad institucional que obligan a reducir el gasto público y a mantener tarifas bajas en su recolección domiciliaria. Además, la poca educación sanitaria y la escasa participación ciudadana generan una gran resistencia al momento de pagar los costos que implican el manejo de residuos, en detrimento de la calidad del servicio de aseo urbano, lo que constituye otra de las causas que agravan el problema. Todo esto compromete la salud pública, aumenta la contaminación de los recursos naturales y el ambiente de nuestro territorio y deteriora la calidad de vida de la población. Con la finalidad de contribuir a la solución es necesario dar un adecuado manejo y tratamiento (Jaramillo, 2002).

La forma más apropiada es una eficiente separación, que permita su reciclaje o reutilización (www.uned.es/biblioteca/rsu/pagina3.htm#epig_4, 2010; Mendoza, 2007). Para su tratamiento debe considerarse su composición para entender su contribución o bien la

presencia de materiales tóxicos como metales pesados, plaguicidas y asbestos entre otros (Liu *et al.*, 2000).

En México el servicio de recolección de los residuos se realiza según la localidad: en el caso del Distrito Federal se da por medio de las delegaciones y en la provincia, por medio de los municipios. Las organizaciones encargadas de normar y supervisar todo el proceso son la Secretaría de Salud (SSA) y la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2007). La cobertura varía con la localidad por ejemplo en el D.F. y su área metropolitana es de 80 por ciento de los cuales del 10 al 20 por ciento son reciclados (Jiménez, 2001). Así mismo se cuenta con la separación por ejemplo de tortilla y pan duro que se utilizan como alimento de ganado porcino, sin embargo, también se separan las latas de aluminio para venderlos a fundidores (Medina, 1993).

De los tres tipos de disposición de los residuos sólidos el que se practica a cielo abierto y el enterramiento controlado son los potencialmente peligrosos en la contaminación de suelos y aguas superficiales y freáticas con metales pesados. Esto no sucede con el relleno sanitario debido a la instalación de geomembrana o su equivalente que permite la captación de lixiviados que impiden la contaminación de suelo y agua subterránea (NOM 083-SEMARNAT-2003).

2.3. Características de los metales.

Los metales son buenos conductores de calor y electricidad, son dúctiles, maleables y los átomos pueden perder uno o más electrones para formar cationes. Muchos metales pueden aparecer naturalmente como componentes y minerales, mayormente en combinación con Oxígeno (como óxidos) o el Azufre (como sulfuros) (Williams, 2001).

Los metales tienen muy pocos electrones en los orbitales *s* y *p* más exteriores y tienden a perder estos electrones para formar la estructura de órbita completa, muy estable. Por otra parte, las estructuras orbitales externas de la mitad de los metales han llegado o pasado de la configuración s^2p^2 .

Aunque los metales exhiben una gran diversidad de propiedades existen algunas características comunes, tanto físicas como químicas, que sirven para diferenciarlos de los elementos no metálicos (Gray, 1975).

2.3.1. Propiedades químicas.

Una de las propiedades químicas de los metales es su tendencia a actuar como donadores de electrones en las reacciones. Por lo general los iones metálicos son positivos, este está relacionado con la baja energía de ionización de los átomos metálicos, y con el hecho de que sus capas externas de energía contienen generalmente menos de cuatro electrones (Keenan, 1985).

2.3.2. Propiedades físicas.

Las propiedades físicas de la mayoría de los metales incluyen las siguientes características: un alto grado de conductividad eléctrica, alto grado de conductividad térmica y brillo definido. Las superficies recién cortadas y no corroídas de todos los metales son grises o plateadas excepto las de cobre y del oro (Keenan, 1985).

2.3.3. Metales ligeros.

Los metales ligeros son aquellos que presentan una densidad menor a 5.0g/cm^{-3} cuando están en forma elemental, como los metales alcalinos (Li, Na, K, Cs y Rb) y los metales alcalinotérreos (Be, Mg, Ca, Sr y Ba) (Gary, 2000).

2.3.4. Metales pesados.

El término de metal pesado es frecuentemente usado para designar a aquellos metales que causan reacciones de adversidad biológica. La expresión científicamente tiene un origen legítimo y fue acuñado para referirse a los metales tales como el mercurio o el plomo. El plomo tiene una masa atómica de 207.2g mol^{-1} y una gravedad específica de 11.34; el mercurio tiene una masa atómica de 200.59g mol^{-1} y una gravedad específica de 13.55. La terminología, sin embargo, es a veces aplicada indiscriminadamente y no es inusual encontrar una lista de metales pesados que incluya al aluminio (con masa atómica de 26.58g mol^{-1} y gravedad específica de 2.70). Desde el problema semántico, no hay una base química para decidir que metales deberían ser incluidos en esta categoría (Gary, 2000).

En general se define como metal pesado aquellos elementos que presentan una densidad igual o superior a 5.0g/cm^{-3} cuando están en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos) (Navarro *et al.*, 2007). Que sea tóxico o venenoso en concentraciones incluso muy bajas. Los ejemplos de metales pesados o algunos metaloides, incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), y plomo (Pb), entre otros (Lucho *et al.*, 2005).

Estos se encuentran generalmente como componentes naturales de la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos. No pueden ser degradados o destruidos fácilmente de forma natural o biológica ya que no tienen funciones metabólicas específicas para los seres vivos (Abollino *et al.*, 2002).

2.3.5. Especiación del metal.

Los metales tienen desiguales afinidades para diferentes elementos, esto es una influencia compleja en la formación y el ligando de diferentes macromoléculas. (Paerson, 1968) agrupó los metales en suaves aceptantes y fuertes aceptantes en base a la formación de los compuestos estables. Los aceptores fuertes son caracterizados por su baja polarización, baja electronegatividad, y gran densidad de carga (alto estado de oxidación y con un pequeño radio), lo cual aplica opuestamente para los aceptores suaves. (Pearson, 1968); Nieboer y Richardson, 1980) consideraron al Al^{3+} , Cr^{3+} , Co^{3+} , Fe^{3+} y (Mn^{2+}) para ser aceptores fuertes; al Cu^+ , Ag^+ , Au^+ , Hg^{2+} , (Cd^{2+}) , Pt^{2+} y Hg^{2+} para ser aceptores suaves; y el Fe^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cr^{2+} , (Mn^{2+}) y (Cd^{2+}) , para ser aceptores intermedios. Los aceptores fuertes forman complejos con el N, O, y F, mientras que los aceptores suaves con el P, S, Cl, Br, y I (Prasad, 2004).

2.4. Los metales como nutrimentos.

Otra clasificación de los metales es de acuerdo a la cinética de estos dentro de la planta: a) Acumulados. El metal está concentrado en las partes áreas de la planta y es transportado desde el suelo en altas ó bajas cantidades, la proporción de concentración del elemento en el tejido de la planta sube abruptamente como la acumulación en el suelo incrementa, hasta que todos los tejidos de la planta sean saturados, b) indicadores. La captación y la

transportación de los metales son regulados de modo que la concentración en la planta refleja la cantidad que hay en el suelo y la relación planta/suelo son cercanas a 1, y c) De exclusión. Cuando la concentración del elemento en las partes aéreas de la planta se mantiene como una constante sobre un amplio rango de concentración en el suelo, hasta un valor crítico, por encima del cual el mecanismo de exclusión se rompe. Este resultado no restringe el transporte y toxicidad. La proporción de la concentración de la relación planta/suelo es menor a 1 (Farago, 1994).

No sólo las partes aéreas de la planta, también las raíces pueden ser órganos adecuados para el análisis de la prospección mineral (Malyuga, 1964). Para un elemento en particular, tres sitios de relación de concentración pueden ser considerados (Brooks, 1972; Ernest, 1993).

(i) Raíz/suelo: Esta relación de concentración dará relativa cantidad del elemento llevada del suelo a la raíz, esto sugiere la biodisponibilidad del elemento y da alguna información si el acumulado es excluido por la raíz.

(ii) Hoja/raíz: Esta relación de concentración dará a conocer si el movimiento del elemento es libre entre la raíz y las partes externas de la planta o si el elemento se acumula o se excluye de la raíz.

(iii) Hoja/suelo: Esta relación de concentración es la más fácil de coleccionar pero dependerá de la relación (i) y (ii) (Farago, 1994).

Farago y Mehra, (1992), sugirieron que el término de indicador de concentración debería ser usado para describir plantas en donde la proporción de concentración entre suelo/planta es cercana a 1. Por ejemplo, donde las concentraciones de metal del suelo incrementan, el Zn es llevado hacia las partes aéreas de toda la planta, sin restringir cantidades, sin embargo el Pb es claramente excluido mientras que el Cu es parcialmente excluido (Nicolls *et al.*, 1965) (Figura 1).

Las plantas que no tienen un mecanismo de exclusión hacia un elemento en particular se les denomina “*biomuestras de barrera libre*”. Estas tienen una limitante de acumulación en las partes aéreas llamada “*barrera fisiológica*”, la cual opera para excluir elementos a las partes aéreas (Kovalevsky, 1979 y 1987) (Figura 2).

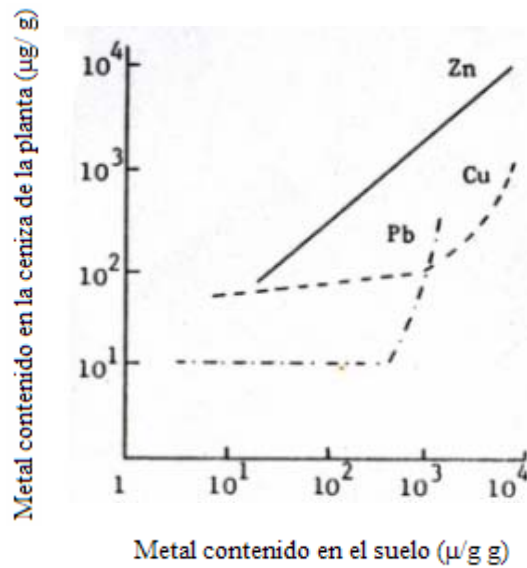


Figura 1. Relación planta/suelo por Zn, Cu, y Pb en planta carbonizada de *Triodia pungens* (Nicolls *et al.*, 1965; Baker, 1981).

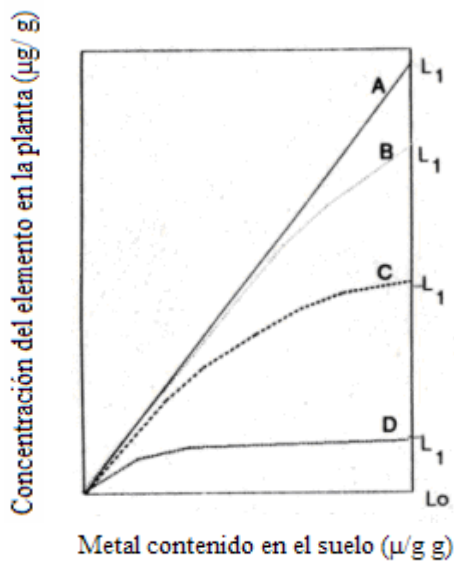


Figura 2. Concepto de "barrera" de Kovalevsky mostrando la respuesta de plantas al incremento de la concentración de metales en el suelo. L₀ es el más bajo valor del elemento en el tejido de la planta. L₁ es el valor límite del elemento en el tejido de la planta. A, L₁/L₀>300 (barrera libre); B, L₁/L₀>30<300 (barrera alta); C, L₁/L₀>3<30 (barrera media); D, L₁/L₀>2<5 (barrera baja) (Brooks, 1993).

En ocasiones los metales también abandonan el tejido. Hay un eflujo desde la vacuola al citoplasma así como de éste último al apoplasto, y una fuga desde ahí al medio que lo rodea (Prasad, 2004). La baja acumulación de metal en la planta podría también deberse a que aquellas que acumulen un alto nivel de este en las hojas, el elemento es desecho o se cae con las hojas. (Riddle-Black, 1994; Dahmani-Muller *et al.*, 2000). En las hojas también puede haber fugas de metales desde la capa cuticular durante lluvias ácidas debido a los

procesos de catión cambiables entre metales e iones hidrógeno (Wood y Bormann, 1975). Los metales son entonces removidos de las hojas a la tierra. Los metales en forma de gases son también capaces de desaparecer a través de los estomas, si estos son abiertos al aire (Siegel *et al.*, 1974; Kozuchowski y Johnson, 1978).

2.4.1. Macronutrientes y micronutrientes.

En la década de 1860 se consideraban siete elementos minerales: N, P, S, K, Ca, Mg y Fe como esenciales o nutrientes. Con excepción del Fe, estos elementos son necesarios relativamente en grandes cantidades; estos son referidos como elementos macronutrientes. J. S. McHargue concluyó en la década de 1920 que el manganeso es un elemento nutricional esencial para las plantas. Los elementos requeridos en pequeñas cantidades fueron llamados micronutrientes. En 1931 C. B. Lipman agregó al Zn y al Cu en la lista de micronutrientes. El Ni se adicionó a la lista en 1980, cuando se determinó cuantitativamente que la necesidad del Ni es mínima (Bloom y Epstein, 2005).

Los micronutrientes en plantas son requeridos en el tejido en concentraciones igual o menores que 100 mg kg^{-1} en peso seco. Los macronutrientes o elementos esenciales son los que se necesitan en concentraciones de $1,000 \text{ mg kg}^{-1}$ ó más en peso seco de la planta (Farago, 1994).

2.5. Tipos de absorción.

Los metales están disponibles para las plantas en el aire y en el agua así como también en el suelo y sedimentos. Las plantas son capaces de captar los metales de estos medios, dependiendo por supuesto del medio en el que crecen. Las más altas captaciones de metal por las plantas provenientes del agua o aire se dan principalmente en las hojas y en las raíces absorbiendo los metales del suelo y de los sedimentos, así como también de la solución del suelo. La concentración media del metal depende de diferentes períodos de retención en diferentes medios (Förstner y Wittmann, 1979). El suelo y los sedimentos son considerados como sumideros y los metales por lo tanto son acumulados en este medio en altas concentraciones. El agua y el aire funcionan más o menos como transporte de elementos y por lo tanto los metales tienen una menor retención en estos medios. Sin

embargo, depende del elemento en cuestión; por ejemplo el Pb tiene una muy baja retención en el agua, mientras que para el Zn es mayor. Por lo tanto el período de retención puede influir en la parte de la planta en la cual los metales son captados, así como su distribución en la planta. Además, hay un equilibrio en la interface entre los metales y el agua. Un cambio en este puede por lo tanto provocar un desequilibrio en la concentración del metal de la fase acuosa, por otro lado casi no ocurren cambios en la fase de sedimentos. Esto significa que si algunos factores externos influyen en el equilibrio, la captación de metales por las plantas puede ser afectada (Greger y Kautsky, 1993). Tales factores incluyen la resuspensión, bioturbación, adición de materia orgánica y cambios de salinidad. En el caso de la interface aire-suelo no existe un equilibrio. Hay un suplemento de metales provenientes del aire al suelo, en cambio, hay un suministro del suelo al aire sólo cuando los metales se encuentran en estado gaseoso (Prasad, 2004).

La principal fuente de metales pesados para las plantas es el medio en el que crecen, por ejemplo el suelo es uno de los factores más importantes que determinan la disponibilidad de los elementos vestigio, los cuales se absorben, con mayor facilidad cuando se encuentran disueltos en la solución del suelo, ya sea en sus formas iónicas, quelatos o complejos.

La solución del suelo está dominada principalmente por cationes de Ca, Mg, K y Na. En contraste, la concentración de los micronutrientes tiende a ser mínima. Raramente existen iones en forma pura en la solución del suelo ya que son responsables de la formación de complejos con ligandos orgánicos e inorgánicos. Por ejemplo, la solución de suelo del calcio puede estar presente como Ca^{2+} , CaSO_4 ó CaHPO_4 (Farago, 1994).

Es sabido que dentro de los factores que afectan a la solubilidad y la disponibilidad de metales en las plantas se incluye sus características químicas, la tasa de carga, pH, capacidad de catión cambiante, potencial redox, la textura del suelo, el contenido de materia orgánica y la temperatura (Prasad, 2004). Además la sensibilidad de las especies vegetales a los metales pesados varía considerablemente a través de los reinos y familias, siendo las plantas vasculares ligeramente más tolerantes (Rosa *et al.*, 1999). La absorción por las raíces es el principal camino de los elementos vestigio para las plantas; esta absorción puede ser tanto pasiva (no metabólica) como activa (metabólica) (Farago, 1994).

Las raíces cambian su ambiente de muchas maneras. El más importante de estos es el cambio de pH, la exudación y la actividad microbiana en la rizósfera. Esta última es

compleja y heterogénea, contiene exudados, lisados, mucílago (retienen metales pesados en la rizósfera), secreciones, materia de células muertas y dióxido de carbono, todo esto afecta al sustrato y al flujo de la raíz (Lynch y Whipps, 1991). Además ciertos microorganismos colonizan a las raíces de grandes plantas y forman una relación simbiótica. Los exudados de raíz poseen componentes tales como ácidos hidrocarboxílicos y aminoácidos que son capaces de formar complejos con metales traça (Morel *et al.*, 1986).

Bowling, (1976); Farago, (1986); Streit y Stumm (1993) sugirieron que son cuatro pasos para la captación: movimiento de iones o complejos en el suelo hacia la raíz; captación en esta; transporte al sistema vascular; y movimiento hacia las hojas. La epidermis de la raíz tiene extensiones, (los pelos que cuentan con una capa péptica la cual permite adherir partículas del suelo. Estos se encuentran en gran cantidad en la zona de contacto con el suelo. Una gran parte de la raíz está constituida también de grandes células ordenadas del parénquima, con espacios de aire, colectivamente conocidos como corteza. La porción central de esta es el estele. Contiene un sistema vascular, el cual es el responsable del transporte del alimento, agua y minerales a través de la planta. Estos tejidos contienen el xilema, el cual conduce el agua y los nutrimentos a las partes aéreas de la planta y el floema, este funciona como conductor de la materia orgánica desde las hojas hasta las raíces. La porción estelar de la raíz que está rodeada por una capa diferente de células: la endodermis que es la banda de “*Caspar*” o la banda que rodea las paredes de cada célula. La capa está compuesta de suberina la cual forma una barrera impermeable al agua y solutos iónicos. Para llegar al xilema, el agua y las sales disueltas deben pasar a través de porciones vivas de las células a través de una membrana: el plasmalema (Farago, 1994).

2.5.1. Absorción selectiva ó activa.

La absorción de los nutrimentos es un proceso estrictamente controlado por el metabolismo de las plantas. Se da a través las membranas de las células de las raíces, que son más o menos impermeables, para la absorción de nutrimentos. Esta es efectuada a través de acarreadores que presentan ventajas muy importantes para las plantas:

- ❖ Los nutrimentos esenciales para las plantas son seleccionados de los espacios libres, mientras que los elementos menos usuales y tóxicos son excluidos. Esto es posible debido a la alta selectividad de las interacciones químicas entre el nutrimento y el acarreador respectivo.
- ❖ El número de sitios de absorción pueden incrementarse o disminuirse, de acuerdo con el exceso, o bien, a la escasez de un elemento específico.
- ❖ La selectividad de los acarreadores es menor cuando los iones presentan una naturaleza química similar.
- ❖ No sólo la absorción activa contribuye a la absorción de los nutrimentos, sino la absorción pasiva toma un papel muy importante. Generalmente los procesos pasivos realizan un papel minoritario en la absorción de nutrimentos aniónicos o monovalentes, excepto cuando se encuentran en concentraciones muy grandes (Bautista, 2000).

El movimiento de los elementos minerales a la raíz es la siguiente: 1.- Difusión de elementos a lo largo del gradiente de concentración formado debido a la captación (de tal modo que la depleción de los elementos esté en las proximidades de la raíz). 2.- Intercepción de la raíz, cuando el volumen del suelo es desplazado por el volumen de la raíz debido al crecimiento de la raíz. 3.- Flujo de masa, transporte de la mayoría de la solución del suelo a lo largo del potencial de gradiente del agua (manejado por la transpiración) (Prasad, 2004).

La exacta localización del metal acumulado por las raíces es algunas veces diferente, dependiendo del elemento en consideración. Algunos metales en ciertas plantas son atraídos primariamente en la región apical; otros pueden ser captados sobre todo en la superficie de la raíz. La absorción depende de la capacidad de la raíz y de las características de crecimiento de esta. Los metales son llevados primero al apoplasto de la raíz. Entonces cierta cantidad de metal es tomado y distribuido dependiendo del metal y del genotipo de la planta así como de factores externos (Beauford *et al.*, 1977; Wierzbicka, 1998).

2.5.2. La biodisponibilidad de los metales.

Para que un elemento sea biodisponible tiene que ser relativamente soluble. Los metales tienen una forma de disponibilidad para su captación por las plantas y gracias a los grupos carboxilo, a los pares de electrones del oxígeno en las estructuras de las arcillas, y a los grupos fenol de las sustancias orgánicas, el suelo y los sedimentos coloidales que tienen cargas negativas (Mengel y Kirkby, 1982). Los iones positivos de los metales son atraídos por estas cargas. La absorción de aniones ocurre cuando estos son atraídos por cargas positivas en los suelos coloidales y los óxidos hidratados son usualmente cargados positivamente y tienden a estar en los principales sitios para el cambio de anión. En el agua, los metales son también obligados a estar cargados negativamente en pequeñas partículas y en las células, y estos también son encontrados en complejos con aniones o sustancias húmicas. Hay factores que afectan a la liberación de metales de los coloides y que influyen en la disponibilidad de la concentración de los metales, y hay muchos factores abióticos que también intervienen en la disponibilidad de los metales para las plantas (Prasad, 2004).

2.5.3. Movilidad de los nutrientes en el interior de la planta.

Una porción variable de las pectinas está compuesta de ácido poligalacturónico y cargada negativamente con grupos carboxilos que actúan como cationes cambiables. Dependiendo de la densidad de las cargas negativas en la pared celular, los iones metálicos pueden ser concentrados, por ejemplo, en la membrana plasmática, en donde se incrementa la concentración de gradientes a través de la membrana, esto promueve el transporte del metal en la célula (Prasad, 2004).

Parte del metal que ha sido captado en el protoplasto es transportado a través de la membrana plasmática al citoplasma. Los metales están en formas catiónicas y la tarea de la membrana plasmática es la de concentrar los elementos nutrientes y, aunque no completamente, excluye a los elementos tóxicos (Prasad, 2004).

Los iones de los metales son probablemente captados en las células por las membranas transportadoras de proteínas designadas para la adquisición de nutrientes metales. En el citoplasma, el metal liga las cargas negativas de varias macromoléculas que son también solubles o partes de estructura celular. Por lo que los metales pueden ser acumulados en el

citoplasma, dependiendo de la cantidad del metal y de las especies de las plantas. Moléculas solubles en el citoplasma, tales como ácidos orgánicos o polipéptidos ricos en sulfuro, como las fitoquelatinas (PC) forman complejos con metales y también pueden funcionar como lanzaderas para facilitar el transporte del metal a los tonoplastos en la vacuola. Los complejos no son sólo formados con los elementos esenciales, ya que los mecanismos no están especificados, estas vías también pueden aplicar para los metales no esenciales (Prasad, 2004).

Hay una cerrada relación entre el metabolismo de la hoja y la raíz. Esto es generalmente aceptado ya que el xilema es el camino principal para el movimiento del agua y de los iones desde las raíces hasta las hojas. Muchos de los principales elementos son transportados en el xilema como iones inorgánicos. En el xilema, usualmente los metales pesados sólo serán transportados, especialmente si los quelatos son transformados, por ejemplo, en una cicatriz. Los tubos del floema consisten en adaptar células que transportan los productos de la fotosíntesis, y otros componentes tales como los reguladores del crecimiento (partes en pleno desarrollo de la planta incluyendo las raíces). Elementos como el Na^+ , K^+ y Mg^{2+} son fácilmente transportados, mientras que, Pb^{2+} y el Ca^{2+} no (Streit y Stumm, 1993).

2.5.4. Absorción pasiva.

Las plantas liberan iones hidrógeno y son capaces de disminuir el pH en una unidad alrededor de 2 mm en la zona de la raíz (Muranyi *et al.*, 1994). La liberación de iones H^+ pueden entonces, cambiar, liberar metales de los coloides y por lo tanto se incrementa la biodisponibilidad de concentración de metales y así la captación. Las plantas que viven en ambientes con bajo potencial redox, son capaces de transportar el oxígeno producido en la fotosíntesis o que ha sido captado del follaje, para las raíces y su liberación en la rizósfera (Brix, 1993). Un bajo potencial redox mantiene los metales ligados a los sulfuros, pero cuando se incrementa el potencial redox los metales serán liberados y la planta podrá captarlos (Thursby, 1984; Wright y Otte, 1999).

La absorción pasiva se da por difusión de los iones de una solución externa hacia la endodermis de la raíz; la absorción activa requiere de energía metabólica y se lleva a cabo bajo un gradiente químico; en las concentraciones generalmente presentes en las soluciones

del suelo, la absorción de los metales pesados por las raíces de las plantas se controla por procesos metabólicos. Muestra dos fases, hay una rápida absorción inicial, lo cual no es metabólicamente dependiente, y una más prolongada, lenta, con una gran absorción en la que existe acumulación contra un gradiente de concentración y es metabólicamente dependiente (Mengel y Kirkby, 1982).

La primera fase de absorción física se considera como una difusión entre los espacios libres, en contraste con el volumen osmótico, el cual no está en equilibrio con la solución externa (Hewitt y Smith, 1975). El concepto de “espacio libre” se refiere a la absorción de electrolitos por los tejidos de las plantas vivas, donde las células no están protegidas por una cutícula relativamente impermeable o estructuras endodermales.

El “flujo de masas” se presenta en el fluido de la transportación por el xilema, debido a que la evaporación del agua de las partes aéreas de las plantas, especialmente de las hojas, acarrearán solutos a través del agua del suelo que se encuentra en contacto con las raíces. Mediante este mecanismo, algunos elementos se pueden acumular; sin embargo, esta acumulación parece no ser importante en comparación con la realizada por otros mecanismos.

El intercambio catiónico, difusión y flujo de masa de agua, que acarrearán iones a través del espacio libre, son los componentes más importantes de la absorción pasiva de nutrimentos.

Durante los períodos de alto ritmo de transportación, los iones acumulados en el xilema de la raíz son arrastrados en la corriente de transportación, y la cantidad de movimiento osmótico a través de la endodermis decrece. En tales circunstancias, las raíces se convierten en superficies de absorción pasiva a través de las cuales el agua es arrastrada por la corriente generada en los vástagos transpirantes.

La composición mineral de las células de la raíz es muy diferente a la del medio en que crece la planta y dado que las sustancias no se difunden contra un gradiente de concentración, está claro que los minerales se absorben por transporte activo (Raven, 1992).

La captación foliar de elementos se cree que consiste en dos fases: la absorción cuticular no metabólica que es generalmente considerada la principal ruta de entrada; y los mecanismos metabólicos los cuales acontecen por la acumulación del elemento contra una concentración gradiente. Pasando a través de la cutícula es posible sólo por difusión

(Ziegler, 1988; Reiderer, 1991). El segundo proceso es el de la transportación de iones a través de la membrana plasmática hacia el protoplasto de la célula (Farago, 1994).

Las hojas pueden captar metales esenciales y no esenciales. La captación de iones a través de la cutícula de la hoja puede estar promovida por una alta densidad de estomas ya que la esta ocurre a través de “canales” no plasmáticos (los cuales son de baja densidad en partes de las capas de la cutícula) que son situados primeramente en la pared celular de la epidermis de membrana cuticular entre células protectoras y células subsidiarias. Además la cutícula cubre a las células de protección que son a menudo diferentes las que cubren las células epidérmicas (Franke, 1967; Schönherr y Bukovac, 1970; Maier-Maercker, 1979 y Marchner, 1995). Debido a las cargas negativas pécticas y al material no esterificado de polímeros cutina las funciones de la capa en la hoja de cutícula son de un catión cambiabile débil. Un distinto gradiente de baja a alta densidad de carga ocurre de la superficie externa hacia las paredes celulares, y por lo tanto la penetración a través de la cutícula es favorable a lo largo de este gradiente (Yamada *et al.*, 1964). Este es el mecanismo de absorción preferencial de los cationes sobre los aniones. Si hay una captación en el citoplasma, el mecanismo es probablemente el mismo que para las células de la raíz.

La alta humedad relativa promueve la captación del metal a través de la cutícula ya que la cutícula se contrae y los depósitos de lípidos epicuticulares (ceras) son comprimidos, emparejando el paso de metales solubles en agua (Martin y Juniper, 1970). La humedad excesivamente baja también causa precipitación inmóvil de los metales en la superficie de la hoja (Prasad, 2004).

Los metales pesados son absorbidos por las hojas en diferentes grados dependiendo de la especie de metal involucrado (Legerwerff, 1971; Little y Matin, 1972; Little, 1973; Hemphill y Rule, 1978). Diferentes especies tienen varias cutículas con distinta composición de lípidos epicuticulares e intracuticulares, y por lo tanto diferente permeabilidad (Halloway, 1982; Hunt y Baker, 1982; Johansson, 1985). Sin embargo, no hay una correlación cerrada entre el espesor y la permeabilidad de la cutícula (Mérida *et al.*, 1981). La permeabilidad de la cutícula es importante para la transpiración y probablemente no se involucra en la captación del ión en primer lugar (Prasad, 2004).

El estrés ambiental puede afectar la captación de metales en las hojas ya que la permeabilidad puede ser fácilmente afectada (Martin y Juniper, 1970; Hunt y Baker, 1982;

Svenningsson y Liljenberg, 1986). El bajo pH disminuye la captación de Cd en las hojas. La lluvia ácida está involucrada en el proceso de catión cambiante, en el cual los iones H^+ del agua de lluvia reemplazan los cationes ocupando los sitios de enlace en la cutícula de la hoja. De tal modo que causa fuga de iones positivos de las hojas (Wood y Bormann, 1975). El movimiento de los metales desde la solución exterior hacia la pared celular es un proceso no metabólico, un proceso pasivo, manejado por la difusión o flujo de masa (Marschner, 1995). Primeramente las paredes celulares consisten de una red de celulosa, hemicelulosa (incluyendo pectinas) y glicoproteínas. Esta red forma poros de diferentes tamaños en las cuales los iones se pueden mover. En los poros más pequeños los iones de metal cargados positivamente son atraídos a las cargas negativas de la estructura de la pared de la célula (Prasad, 2004).

2.5.5. Concentraciones de metales en las plantas.

La captación del metal en relación con la concentración externa de este puede diferir en diferentes genotipos de plantas. Hay algunas, llamadas excluyentes, que tienen baja captación del metal en comparación con la alta concentración externa. Estas plantas tienen algunos tipos de barreras que evitan la captación, pero cuando las concentraciones de metal llegan a ser muy altas, esta barrera pierde su función, probablemente debido a la acción tóxica del metal y al incremento masivo de la captación. Otras plantas llamadas acumuladoras, tienen alta acumulación de metales. Estas plantas tienen ciertos mecanismos de desintoxicación en el tejido, los cuales permiten a la planta acumular altas cantidades de metales. En concentraciones altas externas de metal, éstas no incrementan su captación, probablemente debido a la competencia de los iones metálicos del sitio de captación. Los acumuladores extremos son llamados hiperacumuladores. Muchas especies de plantas tienen diferentes captadores y es difícil saber si la captación es baja, normal o alta (Prasad, 2004).

2.6. Absorción de metales con rol fisiológico.

2.6.1. Calcio (Ca).

El Ca juega un papel muy importante en el mantenimiento de la integridad de la célula y en la permeabilidad de la membrana. Mejora la germinación del polen y el crecimiento, y activa a un número de enzimas para la mitosis celular, división y elongación. El Ca es también importante para la síntesis de proteínas y la transferencia de carbohidratos, y su presencia puede servir para desinfectar la presencia de metales pesados en las plantas.

Las relaciones entre Ca y K son bien conocidas como la que hay entre el Ca y el Mg. Las relaciones entre Ca y N en frutos tienen una similar relación entre calcio y boro para la calidad.

Generalmente se asume que si el pH del suelo está en un rango aceptable en el medio de la raíz, el Ca debería estar en concentración suficiente para garantizar la suficiencia de Ca en la planta. El pH parece tener un pequeño efecto en la captación del Ca.

Formas de disponibilidad para la absorción en la raíz: El Ca existe como catión Ca^{2+} en la solución del suelo y como Ca cambiante en suelos con coloides. Usualmente el Ca es el catión con la más alta concentración en el suelo con formas solubles y cambiables para suelos con pH alto (>8.0), estos pueden contener considerables cantidades de Ca como precipitados de carbonato de calcio (CaCO_3) y sulfato de calcio (CaSO_4).

Movimiento en el suelo y absorción de la raíz: El Ca se mueve en el suelo por flujo de masa, el principal factor de suministro, difusión. Por lo tanto, la disponibilidad del Ca puede ser significativamente afectada por el nivel de humedad en el suelo. Si la planta reduce la evapotranspiración también se reducirá la captación de Ca por la planta.

Síntomas de deficiencia: Las raíces y hojas de las plantas con Ca deficientes se tornan cafés y mueren, un síntoma frecuentemente llamado como “*quemado*”. Las hojas se enroscan y sus márgenes se tornan cafés con las nuevas hojas emergiendo pegadas de los márgenes, dejando las hojas expandidas rajadas de los bordes. La calidad de los frutos será reducida con una alta incidencia de que el florecimiento se pudra y también haya pudrición interna.

Ya que el Ca es un elemento inmóvil en la planta, las deficiencias ocurren en el crecimiento terminal, y en adición, la reproducción puede ser retrasada o terminada. El tejido conductor

a la base de la planta se pudrirá, resultando la reducción de la captación de agua, marchitándose y reduciendo la captación de los elementos esenciales.

Un excesivo contenido de Ca producirá deficiencia de Mg ó K, dependiendo de la concentración de estos dos elementos en la planta (Jones, 1998).

2.6.2. Cobre (Cu).

Aunque hay evidencia de incremento de la actividad debido a la absorción de Cu, es probable que se dé una absorción pasiva, especialmente en el rango tóxico de este metal en soluciones (Kabata-Pendias, 1992).

A pesar de la gran complejidad de los mecanismos de absorción, hay una relación entre la concentración del metal (ya sea en una solución nutriente ó una solución de suelo), y el suelo que sostiene la planta puede ser observado, especialmente en el rango tóxico.

La cantidad de Cu absorbida por plantas, sin embargo, es ampliamente diferente a comparación de otros metales, el movimiento de la cantidad de Cu varía en partes de la planta y juega un predominante rol en esta.

La movilidad dentro de la planta depende fuertemente del nivel del suministro de Cu. Este metal tiene una movilidad baja relativamente en comparación con otros elementos en plantas, y este metal en su mayoría aparece para permanecer en la raíz en una menor cantidad en los tejidos; sólo pequeñas cantidades pueden moverse a órganos jóvenes. Por lo tanto, los órganos jóvenes son usualmente los primeros a desarrollar síntomas de deficiencia de Cu.

La distribución de Cu dentro de las plantas es altamente variable. Dentro de la raíz, el Cu está asociado mayormente con las paredes celulares que son prácticamente inmóviles. Las más altas concentraciones de Cu se encuentran en las hojas y están siempre en fase de intenso crecimiento.

Hay una tendencia a acumular Cu en los órganos reproductores de plantas; esto, sin embargo, difiere ampliamente en cantidad según la especie de las plantas. Se han hecho estudios sobre el comportamiento de Cu en plantas:

- ❖ El Cu es más complejo con componentes orgánicos de bajo peso molecular y con proteínas.
- ❖ El Cu se produce en los componentes con funciones no conocidas así como también en enzimas que tienen funciones vitales en el metabolismo de la planta.
- ❖ El Cu juega un significativo rol en los procesos fisiológicos tales como: fotosíntesis, respiración, distribución de carbohidratos, reducción y fijación de N, metabolismo de las proteínas y el metabolismo de la pared celular.
- ❖ El Cu influye en la permeabilidad del agua en los vasos del xilema y por lo tanto en los controles de la relación con el agua.
- ❖ El Cu controla la producción de ADN y ARN y su deficiencia inhibe en gran medida la reproducción de las plantas (reduce la producción de semillas, y la esterilidad de polen).
- ❖ El Cu participa en el mecanismo de resistencia a las enfermedades. Esta resistencia de las plantas a enfermedades provocadas por hongos está probablemente relacionada con un adecuado suministro de Cu (Kabata-Pendias, 1992).

La deficiencia de Cu afecta en procesos fisiológicos y por lo tanto la producción de las plantas. Sin embargo la mayor parte de los procesos afectados se debe a la deficiencia de Cu que actúa de manera indirecta (Bussler, 1981). Esto explica las dificultades en la evaluación de las necesidades de Cu y la disponibilidad para las plantas. Aunque la deficiencia de Cu es ampliamente conocida, la diagnosis y la corrección de deficiencia necesita más estudios. Los niveles de deficiencia de Cu en las plantas muestran grandes diferencias genéticas. Generalmente los síntomas de toxicidad muestran que el Cu induce a la clorosis y la malformación de raíces, estas son las características más comunes de esta toxicidad. Basado en lo establecido por (Woolhouse y Walker, 1981; Sandmann y Boger, 1980) los procesos inducidos por un exceso de Cu^{2+} y Cu^+ pueden ser resumidos en:

- ❖ Daños en los tejidos y estiramiento de las células de la raíz.
- ❖ Alteración de la permeabilidad de la membrana, provocando fuga de iones en la raíz.

- ❖ Peroxidación de lípidos de la membrana del cloroplasto y la inhibición de transporte de electrones fotosintéticos.
- ❖ Inmovilización de Cu en paredes de la célula, en las vacuolas de las células, y en los complejos Cu-proteína.

Algunas plantas tienen gran tolerancia al incrementarse el contenido de Cu y puede acumularse extremadamente en grandes cantidades este metal en sus tejidos. La concentración de Cu en los tejidos de la planta parece tener una función en la solución nutriente o en la solución de suelos. El patrón de esta relación, sin embargo, difiere entre la especie de la planta y las partes de la misma.

2.6.3. Magnesio (Mg).

El Mg es un componente de la molécula de la clorofila, sirve como cofactor en muchas enzimas que activan los procesos de fosforilización como un puente entre las estructuras de pirofosfatos de ATP y ADP y la enzima, y estabiliza las partículas del ribosoma en la configuración para la síntesis de proteínas.

Valores críticos para el Mg pueden variar entre especies vegetales, siendo las más bajas para los cultivos de granos y las más altas para las leguminosas, algunos vegetales y en cultivos frutales. El contenido de Mg en hojas se incrementa con la edad, las más altas concentraciones encontradas fueron en hojas viejas. La relación entre Mg y K es bien conocida, así como la relación entre el Mg y el Ca. La deficiencia del Mg puede ser inducida por las altas concentraciones de los cationes de NH_4^+ , K^+ ó Ca^{2+} en el medio de la raíz, como el catión del Mg^{2+} es el competidor más pobre de todos estos.

Hay algunas especies de plantas o cultivos que tienen una particular sensibilidad al Mg el cual llegará a ser deficiente bajo estrés de humedad y temperaturas a pesar de que el Mg puede estar en suficientes niveles de disponibilidad en la rizósfera.

Formas de disponibilidad para la absorción de la raíz. El Mg existe como catión Mg^{2+} en la solución del suelo y como cambiante de Mg en suelos coloidales. Usualmente el catión es el siguiente a tener las más altas concentraciones en el suelo en formas solubles y cambiables cuando el suelo es ligeramente ácido a neutro en pH. La disponibilidad de Mg se declina significativamente cuando el pH de la solución del suelo es ácido.

Movimiento en el suelo y absorción en la raíz: El suplemento de Mg para las raíces depende de la intercepción de la raíz, flujo de masa, y difusión, siendo el flujo de masa el primer mecanismo de distribución. La deficiencia del Mg puede ocurrir bajo estrés del suelo húmedo incluso cuando el suelo es adecuado en disponibilidad del Mg.

Las plantas deficientes en Mg exhiben un color amarillento en hojas y clorosis en las venas. Las cuales comienzan en hojas viejas ya que el Mg es un elemento móvil en la planta. Con el incremento de la deficiencia del Mg, los síntomas aparecerán también en hojas jóvenes con desarrollo de síntomas de necrosis cuando la deficiencia es muy severa.

No hay síntomas específicos de la toxicidad y como el contenido de Mg puede ser muy alto (>1.0%) en el tejido de la hoja sin inducir a una deficiencia de Ca o K. Un desbalance ocurre cuando el contenido de Mg en la planta es usualmente exageradamente elevado, y puede reducir su crecimiento (Jones, 1998).

2.6.4. Potasio (K).

El potasio está involucrado en el mantenimiento de la posición del agua en la planta. La turgencia (la elasticidad) de la presión de las células, y a la apertura y cierre de las estomas. El potasio es requerido para la acumulación y translocación de los nuevos carbohidratos formados.

La relación entre el K y el Mg es bien conocida, así como la relación entre el Ca y el K. Altas concentraciones de K resultaron de la deficiencia de Mg; cuando el K está en un mayor desbalance, esto causará una deficiencia de Ca. Los cationes de amonio (NH_4^+) pueden jugar un rol muy importante en el balance que existe entre los tres cationes, K^+ , Ca^{2+} , y Mg^{2+} .

El K se mueve siendo absorbido a la superficie de la raíz por difusión en la solución del suelo, la difusión es altamente dependiente de la temperatura. La extensión del contacto de la raíz (densidad de la raíz) con el suelo también tiene un efecto significativo en la captación. El oxígeno (O_2) en el suelo tiene grandes efectos para la captación de muchos de los iones.

La deficiencia del K se puede presentar con gran facilidad, son sensibles a la enfermedad por infestación, el rendimiento de la fruta y la calidad serán reducidas, en hojas más viejas

se observará como han sido quemadas a lo largo del tiempo. Un síntoma de deficiencia conocido como “quemado”. Ya que el K es movido en las plantas los primeros síntomas aparecerán en los tejidos más viejos. La deficiencia del K también puede llegar a ser sensible debido a la presencia de amonio (NH_4^+), guiando a una posible toxicidad de NH_4 . Las plantas con un exceso de K llegarán a ser deficientes en Mg y posiblemente en Ca, debido al desbalance. Una deficiencia de Mg es más probable que ocurra primero (Jones, 1998).

2.7. Absorción de metales sin rol fisiológico.

2.7.1. Aluminio (Al).

El contenido de este elemento varía enormemente, dependiendo de los factores del suelo y las plantas. La función fisiológica del Al en las plantas no es clara. Aunque hay algunas evidencias que bajos niveles de Al pueden tener un beneficio para el crecimiento de la planta, especialmente en especies tolerantes al aluminio. La toxicidad o daño a la planta es a menudo reportado para el crecimiento de las plantas en suelos ácidos (Kabata-Pendias, 1992).

Las plantas cultivadas de las mismas especies difieren considerablemente en su habilidad de captación y translocación del Al, los cuales afectan la tolerancia de las plantas y llevan al exceso del Al. En otras plantas los síntomas de daños a causa del Al primeramente aparecen en las raíces, el Al es probablemente concentrado en las raíces de varias especies de plantas. La cantidad de Al es pasivamente captada por las raíces y posteriormente translocada lo que refleja la tolerancia de Al de las plantas, pero la habilidad de acumular Al en las raíces no está necesariamente asociada con la tolerancia del Al.

La toxicidad está principalmente relacionada con la incapacidad de captar nutrimentos, transportarlos y también está relacionada con el desbalance de cationes a aniones. El exceso de Al en las plantas probablemente también interfiere en la división celular y en las propiedades del protoplasma y la pared celular. Se sabe que el Al forma complejos orgánicos y por lo tanto forman ácidos nucleicos. Se ha encontrado también que principalmente reduce en la raíz su elongación y por lo tanto la producción de biomasa de la raíz, reducción de fluidez en la membrana, y en cambios en la síntesis de ADN. Los

mecanismos más significantes de la tolerancia del Al dependen de: (1) exclusión del Al en la interface raíz-suelo, (2) pH inducido por la planta como barrera en la rizósfera, (3) inmovilización del Al en la pared celular atado por las proteínas, y (4) la evolución de las enzimas (Kabata-Pendias, 1992).

La compleja fisiología de la toxicidad del Al en las plantas es reflejada en varias interacciones con la captación de nutrimentos tales como P, Ca, Mg, K y N. En general, la captación de cationes por las plantas es reducida con un exceso de Al. La toxicidad de Al es también frecuentemente asociada con los niveles incrementados de Mn y Fe, y posiblemente de otros metales pesados, los cuales están ciertamente disponibles en suelos ácidos. Sin embargo, el aluminio induce a la clorosis debido a la incapacidad de metabolizar Fe por parte de algunas plantas (Foy, 1983). Esto es esperado si la toxicidad es acompañada por bajos niveles de Ca y Mg tanto en suelos como en plantas.

El exceso de Al es sabido que induce a la deficiencia de Ca o reduce el transporte de este. También el contenido de Mg en las plantas es enormemente decrecido por el Al, y este descenso de Mg puede ser una importante respuesta de la sensibilidad de la planta al aluminio. La adición de Ca y Mg al suelo reduce enormemente la toxicidad por Al. La tolerancia del Al en las plantas parece estar asociada con la tolerancia de NH_4^+ porque la nitrificación es fuertemente inhibida en suelos ácidos. Los mecanismos de tolerancia de Al en las plantas son conocidos por ser genéticamente controlados, por lo tanto, la selección de plantas que tienen una adaptabilidad genética pueden ser una solución al problema del estrés a causa del aluminio en los cultivos en crecimiento en suelos ácidos. La toxicidad de Al es uno de los mayores factores que limitan el crecimiento de plantas en muchos suelos ácidos (Kabata-Pendias, 1992).

2.7.2 Cadmio (Cd).

Aunque el Cd es considerado un elemento no esencial para procesos metabólicos, es efectivamente absorbido tanto por los sistemas de raíz como por las hojas, y es también acumulable en los organismos del suelo. En casi todos los casos la relación entre el Cd y la planta es de manera lineal. Sin embargo, se ve afectado por varios factores del suelo y de ella misma en la captación del Cd en la planta (Kabata-Pendias, 1992).

Existen resultados que muestran que el Cd es más móvil en suelos alcalinos debido a la formación de complejos o quelatos de metal, la captación del Cd en la planta puede ser independiente del pH. Cuando el potencial redox de los suelos disminuye la proporción del Cd soluble disminuye (Kitagishi y Yamane, 1981).

Aunque las características del suelo, aparte del pH, pueden causar diferencias en la absorción de Cd por las raíces, este puede ser fijado por especies solubles de Cd en suelos en donde fácilmente esté disponible para las plantas (Kabata-Pendias, 1992).

La respuesta de las plantas a los incrementos de niveles de Cd en suelos mostró gran diferencia en la habilidad de varias especies de plantas para absorber el metal. La distribución de Cd en los órganos de la planta es bastante variable que claramente ilustra su rápido transporte desde la raíz a las otras partes y, en particular, a las hojas (Chaney y Hornick, 1977).

El Cd, como otros metales pesados puede ser fácilmente transportado en la planta en forma de complejos metal-orgánicos. Mecanismos de gran distancia en el transporte de Cd²⁺ aún no han sido presentados, pero probablemente el Cd es transportado por un mecanismo de acarreo similar al de la translocación del Zn. (Cunningham *et al.*, 1975) reportaron que el incremento progresivo de Cd²⁺ suprime la translocación del Cd en algunas partes de hojas jóvenes y ese Cd es localizado principalmente en raíces, con menor cantidad en los tallos, peciolos, y en las venas principales de la hoja. Puede concluirse que el Cd en las plantas es relativamente muy móvil, aunque la translocación de Cd a través de los tejidos de la planta puede ser restringida ya que el Cd es fácilmente mantenido en sitios de intercambios de compuestos activos localizados en las paredes celulares (Kabata-Pendias, 1992).

El Cd está probablemente concentrado en las proteínas de las plantas. Este factor es muy importante en los problemas alimenticios de la planta (Kabata-Pendias, 1992). Sin embargo el Cd es considerado como un elemento tóxico para las plantas, y la causa básica de su toxicidad se encuentra distribuida en la actividad enzimática. (Cunningham *et al.*, 1975; Baszynski *et al.*, 1980) reportaron la inhibición de la formación de antocianina y pigmentos de clorofila en plantas tratadas con Cd. La cantidad de clorofila está en función de la concentración de Cd en los tejidos de la planta. En general, los síntomas inducidos por la elevación de Cd contenido en las plantas son el crecimiento retardado y el daño a las raíces, clorosis de las hojas, y coloración rojo-café de los márgenes de las hojas o en las venas de

las mismas. La fitotoxicidad del Cd interfiere en el metabolismo normal de algunos micronutrientes, muestra efectos de inhibición de la fotosíntesis, disturbios en la transpiración y en la fijación del CO₂ y altera la permeabilidad de las membranas de las células. El Cd es conocido por inhibir la transformación del ADN-mediado en microorganismos y en la interferencia de simbiosis entre los microbios y las plantas así como también en el incremento de la predisposición de la planta ante una invasión de hongos. (Mckenney y Vrisacker, 1985) encontraron que el Cd es efectivo y específico inhibidor en la reducción biológica de NO₂⁻ a NO.

La cantidad de Cd en plantas es, sin embargo, la más grande preocupación ya que el Cd es depositado en la planta y esto representa una vía de consumo para el hombre y animales. La tolerancia y adaptación de algunas plantas a altos niveles de Cd, aunque es importante desde el punto de vista ambiental, es un riesgo para la salud (Kabata-Pendias, 1992).

En la nutrición del hombre y los animales, el Cd es un veneno acumulativo, por lo tanto, su contenido en la comida y los alimentos vegetales han sido ampliamente estudiados. Cuando las plantas crecen en suelos contaminados, el Cd es probable que se encuentre concentrado en las raíces. Esto confirma claramente que las hojas vegetales tales como las de las espinacas, y raíces vegetales tales como las del nabo, deberían ser consideradas como las principales rutas de Cd en el suplemento alimenticio para el hombre. El Cd es fácilmente disponible para las plantas tanto en el aire como en el suelo, su concentración rápidamente se incrementa durante el crecimiento de las plantas en áreas contaminadas (Kabata-Pendias, 1992).

2.7.3. Cromo (Cr).

No hay evidencia todavía de un rol metabólico esencial de Cr en la planta, aunque (Mertz, 1969) revisó los efectos positivos en el crecimiento de la planta con aplicaciones de este elemento al suelo teniendo un bajo contenido de Cr soluble. Este contenido en las plantas está controlado principalmente por el Cr soluble contenido en los suelos. Muchos suelos contienen significantes cantidades del metal, pero su disponibilidad para las plantas está altamente limitada. Sin embargo su adición al suelo, y la tasa de captación por las plantas es dependiente de varios factores de suelos y plantas. Usualmente el contenido de Cr es

observado en más altas concentraciones en las raíces que en las hojas o ramas, mientras que la más baja concentración es en granos (Kabata-Pendias, 1992).

Una baja tasa de captación por parte de las plantas en una fracción soluble está relacionada con el mecanismo de absorción del metal por las raíces. Aparentemente, los tejidos de la raíz no son capaces de estimular la reducción de Cr^{3+} a Cr^{2+} , para facilitar la solubilidad, la cual es la clave también en el proceso de absorción de Fe por las plantas. La forma más disponible para la planta es el Cr^{6+} , ya que es su forma más inestable bajo condiciones normales del suelo. Hay reportes también de la fácil absorción de aniones de CrO_4^{2-} por las células de la planta. No obstante, los mecanismos de absorción y translocación del Cr en las plantas parece ser similar a los de Fe, los cuales son reflejados en una relación bastante estable de Cr/Fe en los tejidos de la planta. Este metal se transporta en las plantas en forma de complejos aniónicos los cuales han sido identificados en los extractos de los tejidos de la planta y en el fluido del xilema. La presencia de trioxalato de cromato en las hojas de la planta ha sido reportada. Hay evidencia de que los cationes de Cr^{6+} pueden ser transformados en las células de las plantas a cationes Cr^{3+} , los cuales fácilmente interactúan con el ADN y los compuestos de proteínas.

El Cr participa en el metabolismo de la glucosa y el colesterol, y por lo tanto es esencial para los animales y para el hombre. Aunque los efectos estimulantes del metal en plantas han sido observados, su fitotoxicidad ha sido pocas veces reportada, especialmente sólo en plantas con desarrollo en suelos con rocas ultra básicas.

Su toxicidad depende de su estado de oxidación pero también está relacionada con la facilidad de sus formas de disponibilidad del cromato. Los síntomas de toxicidad aparecen como marchitez de las partes aéreas de la planta y daños en las raíces; también con clorosis en hojas jóvenes, bandas cloróticas en cereales y hojas cafés-rojizas como características típicas. Fuentes antropogénicas son responsables en el elevado contenido de este metal en plantas (Chaney *et al.*, 1981).

2.7.4. Hierro (Fe).

Los mecanismos de captación de Fe y transporte en las plantas han recibido muchos estudios porque hay procesos clave en el suplemento del elemento a las plantas.

El Fe captado por la planta es metabólicamente controlado, aunque puede ser absorbido como Fe^{3+} , Fe^{2+} , o como quelatos de Fe. La habilidad de la raíz para reducir Fe^{3+} a Fe^{2+} se cree que es fundamental en la absorción de este catión en la mayoría de las plantas. En suelos con niveles de pH normales, complejos orgánicos de Fe aparentemente juegan un rol importante en la nutrición de la planta. Con deficiencias de Fe, las raíces de plantas de cereal liberan ácidos mugineícos que son efectivos en la movilización de Fe y otros oligoelementos, siempre en suelos calcáreos. La separación de quelatos de Fe tiene prioridad en la absorción al requerir la reducción de Fe^{3+} a Fe^{2+} en la superficie de la raíz. Generalmente, la raíz absorbe el catión Fe^{2+} en exudados del xilema, el Fe aparentemente no aparece como un quelato, sin embargo, este es transportado por medio de quelatos de citratos. En tejidos de la planta, la movilidad del Fe ha sido identificada como citratos y soluble en ferredoxinas. El Fe no es fácilmente transportado en los tejidos de la planta, y por lo tanto esta deficiencia aparece primero en las partes de las plantas más jóvenes (Scheffer *et al.*, 1979).

Usualmente, la deficiencia de Fe, se debe a la habilidad de la raíz para extraer minerales de las plantas y agentes de quelatos (Kabata-Pendias, 1992). Las funciones metabólicas del Fe en plantas verdes son relativamente bien entendidas, el Fe es considerado como un metal clave en las transformaciones de energía necesarias para la síntesis y otros procesos de las células. Los roles bioquímicos esenciales del Fe en plantas pueden ser resumidos en:

- ❖ El Fe se produce tanto en las hemoproteínas como en las demás proteínas y está concentrado mayormente en los cloroplastos.
- ❖ Los complejos de Fe están involucrados en el mecanismo de la transferencia de electrones de la fotosíntesis.
- ❖ La formación de clorofila parece estar influenciada por el Fe.
- ❖ El Fe está probablemente implicado en el metabolismo del ácido nucleico.
- ❖ La catálisis y el rol de la estructura del Fe^{2+} y Fe^{3+} son también conocidos (Kabata-Pendias, 1992).

En adición a las funciones de la actividad de Fe tiene roles en las reacciones redox en cloroplastos, mitocondrias, y peroxisomas. La deficiencia de Fe varía en otros procesos fisiológicos y por lo tanto retrasa el crecimiento de la planta.

Los síntomas de deficiencia pueden ocurrir a diferentes niveles de Fe en las plantas, y esta deficiencia es altamente dependiente del suelo, de la planta, los nutrimentos, y factores climáticos. El síntoma inicial de deficiencia de Fe es que interviene en la clorosis. Varios árboles frutales y de todos los cereales; avena, arroz en particular, son muy susceptibles a la clorosis de Fe.

Una excesiva captación de Fe puede producir efectos tóxicos en plantas. Los daños en plantas debido a la toxicidad por Fe son más probables que ocurran en suelos fuertemente ácidos, en suelos sulfatados, y en suelos inundados. Altas concentraciones de Fe en el suelo son casi siempre relacionadas con toxicidad de Fe en la planta. Esta toxicidad es a menudo asociada con la salinidad y la baja proporción de fósforo. Los síntomas de toxicidad por Fe no son especificados y usualmente difieren entre las especies de las plantas y los estados de crecimiento. Sin embargo el síntoma más pronunciado es la proporción de Fe con otros elementos y con metales pesados en particular. La propia proporción Fe/Mn parece ser el factor más obligatorio en la tolerancia de plantas para la toxicidad de Fe. La fisiología a la toxicidad por Fe y la resistencia de la planta se basa en:

- ❖ Plantas con altos nutrimentos, especialmente en Ca y SiO₂, pueden tolerar más altos niveles de Fe.
- ❖ El daño a la raíz por H₂S o cualquier otro factor destruye el poder oxidante de raíces y por lo tanto gravedades de toxicidad por Fe (Foy, 1983).

La tolerancia de Fe en las plantas es a menudo asociada con la oxidación e inmovilización y/o exclusión de Fe soluble por raíces. Plantas adaptadas a condiciones de aguas anegadas son comúnmente más tolerantes a altos niveles de Fe que en plantas que crecen en suelos bien aireados (Kabata-Pendias, 1992). El apropiado contenido de Fe es esencial para la salud de la planta. La variación entre la cantidad de plantas y su habilidad para absorber Fe no es siempre consistente y efectiva por las condiciones de cambios del suelo, clima y por la etapa de crecimiento de la planta (Kabata-Pendias, 1992).

2.7.5. Manganeso (Mn).

Existe una amplia evidencia de que la absorción de Mn es controlada de forma metabólica, aparentemente de una manera similar a la de otras especies de cationes bivalentes. Sin embargo, la absorción pasiva de Mn también es probable que se produzca, sobre todo en altas concentraciones de este metal en la solución del suelo. En general, se sabe que el Mn se aborda y transloca dentro de las plantas con rapidez, y por lo tanto, es probable que el Mn no se vincule con ligandos orgánicos insolubles, ni en el tejido de la raíz, ni en líquido en el xilema (Kabata-Pendias, 1992).

El Mn es probable que se transporte como Mn^{2+} , pero sus complejos compuestos con moléculas orgánicas se han encontrado también en los exudados del floema. Van Goor (1974), reportó una menor concentración de Mn en los vasos del floema y esto provoca una baja concentración de Mn en las frutas, semillas y raíces de la planta, en cambio el Mn es preferentemente transportado a los tejidos meristemáticos, por lo que su concentración se observa principalmente en el tejido joven en expansión. (Heenan y Campbell, 1980), informaron que una alta concentración de Mn en las hojas se debe al crecimiento de la planta, y pequeñas cantidades de manganeso se logran translocar desde las hojas viejas a las hojas jóvenes cuando estas últimas tienen una deficiencia de Mn.

Por lo tanto, el Mn que parecía tener una lenta movilidad cuando el suministro en la planta era limitada, ahora es sabido que la concentración de Mn fluctúa en el interior de la partes de la planta y dentro de los periodos vegetativos. El contenido de Mn de las plantas no es sólo un efecto de características de la planta, sino también de la agrupación del Mn disponible, que es controlado por las propiedades del suelo. Generalmente, el Mn disponible se encuentra en el medio ácido y en suelos inundados. La reducción de la capacidad de captación en los exudados de las raíces y de bacterias en la rizósfera aparentemente tiene una importancia directa en la nutrición de Mn en las plantas.

Debido a que el Mn parece ser fácilmente absorbido por las plantas cuando se produce en formas solubles en el suelo, el contenido de Mn en las plantas debe tener una función directa con la solución del suelo y, de hecho, la concentración de Mn en las plantas muestra una relación negativa con el aumento de pH del suelo y de una relación positiva con el aumento de la materia orgánica del suelo. Un exceso de Mn fitodisponible se asocia a

varias propiedades del suelo: suelos ácidos, condiciones anaerobias y la aireación deficiente debido a inundaciones, encharcamientos, o suelos compactados y en suelos altamente encalados (aumento de los niveles de pH hasta cerca de 8) (Kabata-Pendias, 1992).

(Foy *et al.*, 1988), hicieron hincapié en que el enfoque más razonable al problema es la selección de genotipos de plantas o de algún tipo de planta que tenga mayor tolerancia al exceso de manganeso en los suelos.

Aparentemente la función más importante del Mn está relacionada con el proceso de óxido-reducción. Las funciones del Mn en las plantas han sido ampliamente revisadas por Shkolnik, (1974). El Mn^{2+} activa varias oxidasas pero todavía no se conoce cuales exactamente. El Mn parece participar en el sistema de evolución del O_2 , en la fotosíntesis y también juega un papel fundamental en el sistema de transporte de electrones fotosintéticos. Al parecer, una fracción de Mn está destinada para los cloroplastos que se asocian con la evolución al O_2 , mientras que otra fracción de Mn está firmemente sujeta a la fotosíntesis. Una alta tasa de aplicación de Mn o su forma inadecuada, así como las condiciones variables del suelo, pueden dar lugar a efectos tóxicos sobre las plantas.

La toxicidad de Mn en algunos cultivos de campo era de esperarse en suelos ácidos. Sin embargo, la toxicidad de Mn también se sabe que se produce en los niveles de pH altos y en suelos mal drenados. (Foy, 1983), describe que la tolerancia al Mn está relacionada con varias características y los procesos metabólicos, tales como:

- ❖ Posible oxidación de Mn a MnO_2 que es almacenada de la fracción inactiva.
- ❖ La tasa de absorción de Mn y la translocación
- ❖ Compuestos complejos de Mn con bajo peso molecular producidos en las raíces de las plantas ó con los microorganismos del suelo.
- ❖ Mn atrapado en los centros no-metabólicos.
- ❖ Interacciones con otros elementos, especialmente con Ca, Fe, Al, Si, y NH_4^+ .

2.7.6. Níquel (Ni).

No hay evidencia de un rol de Ni en el metabolismo de la planta, aunque los efectos de Ni en el crecimiento de la planta han simulado especulación que este metal puede tener algunas funciones en las plantas (Kabata-Pendias, 1992).

El Ni es un componente esencial de la enzima urea, y por lo tanto el Ni puede ser requerido por leguminosas noduladas que transportan N desde la raíz hasta lo más alto de la planta. Cuando el Ni está en fase soluble, es fácilmente absorbido por las raíces. La absorción de Ni está positivamente correlacionado con las concentraciones en solución de Ni, y el mecanismo es multifásico.

Junto con otros cationes divalentes (Cu^{2+} , y Zn^{2+}), el Ni^{2+} es conocido en compuestos de forma orgánica y complejas. (Tiffin, 1977) encontró Ni ligado a complejos aniónicos orgánicos en exudados de xilema. Aunque el transporte y almacenamiento de Ni parece estar metabólicamente controlado, este metal es móvil en las plantas y está probablemente acumulado en hojas y semillas.

El Ni es fácil y rápidamente tomado por las plantas desde el suelo, y se alcanzan hasta ciertas concentraciones de Ni en tejidos de la planta. La adsorción está positivamente correlacionada con las concentraciones de Ni en el suelo. La edafología y las plantas son factores que afectan en la captación de Ni en las plantas, pero el mayor factor que influye es el pH del suelo. Berrow y Burridge, (1979) encontraron que incrementándose el pH decrece en contenido de Ni. El mecanismo de toxicidad por Ni en las plantas no es bien entendido. Aunque el restringido crecimiento de plantas es causado por un exceso de este metal. El síntoma más común de fitotoxicidad por Ni es la clorosis la cual parece ser inducida por la clorosis de Fe. (Foy, 1983) reportó una baja producción foliar en niveles tóxicos de Fe y en Ni durante el crecimiento de la planta.

En plantas con bajo estrés de Ni, la absorción de nutrientes, desarrollo de la raíz, y metabolismo son fuertemente retardados. Elevadas concentraciones de este metal en tejidos de la planta son conocidas por la inhibición fotosintética y la transpiración. Las concentraciones fitotóxicas de Ni varían ampliamente entre especies de plantas y cultivables (Davies *et al.*, 1978). El Ni contenido en el crecimiento de las plantas en suelos

descontaminados puede variar considerablemente porque se refleja en el entorno y en factores biológicos.

El medio ambiente contaminado por Ni influye en la concentración de este metal en las plantas. En ecosistemas donde el Ni es un contaminante aéreo las partes altas de la planta probablemente serán las más contaminadas con Ni. Las cuales pueden ser lavadas en la superficie de las hojas fácilmente. Las aguas residuales pueden también considerarse una fuente importante de contaminación de Ni en plantas (Kabata-Pendias, 1992).

2.7.7. Plomo (Pb).

Hoy en día el Pb es uno de los mayores contaminantes químicos y es un elemento tóxico en plantas (Kabata-Pendias, 1992).

Según Zimdahl (1975), la absorción de plomo en las raíces se da por medio de la absorción pasiva. Otros autores mencionan que el Pb contenido en las plantas es porque crecen sobre áreas mineralizadas y en general está altamente correlacionado con la concentración de Pb en el suelo, aunque esta relación difiere dentro de la planta.

Cuando el Pb está presente de forma soluble en la solución nutriente, las raíces de la planta, son capaces de tomar grandes cantidades de este metal. La velocidad se incrementa con el aumento de la concentración en las soluciones y con el tiempo. La translocación del plomo desde la raíz hasta las partes altas de la planta es enormemente limitada, por lo que sólo el tres por ciento del Pb en la raíz es translocado al tallo (Kabata-Pendias, 1992).

Las plantas son capaces de tomar Pb desde el suelo en una extensión limitada. Aparentemente es mayor la concentración de Pb en el suelo que el plomo indispensable para las raíces de las plantas, si es así, lo más probable es que la mayoría del Pb en el suelo no está disponible para las raíces de las plantas. (Zimdahl y Koeppe, 1977) dicen que el Pb no se recoge directamente del suelo por las raíces de las plantas, sino que es absorbido de los materiales de plantas muertas acumuladas cerca de la superficie del suelo. Sin embargo, no hay mucha evidencia de esto. El Pb es absorbido por las raíces de los suelos por las altas y bajas concentraciones de este, proceso que está fuertemente regulado por factores del suelo y la planta.

El Pb llevado por el aire es una fuente importante de contaminación, también es fácilmente absorbido por las plantas a través del follaje. Existe una gran controversia en la literatura sobre la cantidad de Pb en el aire que se fija en las cutículas peludas o cerosas de las hojas y de la cantidad de este que es tomado por las células foliares. Numerosos estudios muestran que el plomo depositado en la superficie de la hoja es absorbido por las células de estas estructuras. Aunque se ha sugerido que la mayor parte de la contaminación del plomo puede ser removido de la superficie de las hojas con un lavado usando detergente. La vegetación cultivada en suelos contaminados con grupos tetra-alquilos con Pb muestra un enriquecimiento de este relativamente grande, tanto en órganos vegetativos como generativos (Kabata-Pendias, 1992). (Zimdahl y Koeppe, 1977) resumen los resultados recientes de estudios de traslocación y captación, mostrando que bajo ciertas condiciones el Pb es móvil dentro de la planta. Sin embargo, estos autores mencionan que el Pb no es fácilmente trasladado desde el suelo a las partes comestibles de las plantas y señalan que el proceso principal responsable de la acumulación de Pb en el tejido de la raíz es la acumulación de Pb en los depósitos de las paredes celulares.

Aunque no hay evidencia de que el Pb es esencial para el crecimiento de ninguna especie de plantas, hay muchos reportes sobre la simulación de los efectos en los crecimientos de planta con cierta cantidad de Pb (principalmente $Pb(NO_3)_2$ en bajas concentraciones). Otros reportes han descrito efectos inhibidores con bajos niveles de Pb en el metabolismo de la planta. Debido a las interacciones de Pb con otros elementos y con muchos factores ambientales, ha sido fácil establecer que las concentraciones de Pb son tóxicas en el crecimiento de la planta. Varios reportes describen los efectos tóxicos de Pb en procesos tales como la fotosíntesis, mitosis y la absorción de agua; Sin embargo, los síntomas de toxicidad en las plantas no son muy específicos.

Efectos subcelulares de Pb en los tejidos de la planta son relacionados con la inhibición de la respiración y la fotosíntesis debido al disturbio del electrón en las transferencias de reacción.

La tolerancia al Pb parece estar asociada con las propiedades de la membrana. El Pb se liga fuertemente a las paredes celulares y el ácido péptido es más activo en la absorción de Pb. Esto porque el Pb tiene una marcada influencia en la elasticidad y plasticidad con la pared celular, resultando un incremento en el tejido de la pared.

Plantas sensibles o cepas de bacterias atraen más Pb en sus paredes celulares que las plantas tolerantes. Una gran deposición de Pb en las membranas aparentemente perjudica sus funciones. Por otro lado, las especies tolerantes al Pb pueden acumular este en formas inactivas. El comportamiento entre las plantas tolerantes y sensibles al Pb es manifestado principalmente por las tasas de proporción en el crecimiento (Kabata-Pendias, 1992).

2.7.8. Sodio (Na).

Del Na no se sabe generalmente si es requerido por las plantas verdes. Sin embargo, ciertas plantas autóctonas de suelos salinos, crecen mejor con un amplio suplemento de NaCl. Para las plantas el Na es un micronutriente esencial. Bajo deficiencias del Na, las plantas exhiben clorosis (tejido verde amarillento) y necrosis (tejido muerto), o problemas para formar flores (Bloom y Epstein, 2005).

El Na es un elemento esencial y en adiciones de cloruro de sodio al suelo este puede proveer incremento en el rendimiento de algunas plantas. El Na es tóxico en algunas plantas con concentraciones altas. Esto ha sido mostrado por Cramer *et al.*, (1985) en el que el exceso de NaCl lleva a la pérdida de K^+ debido a la despolarización de la membrana y a que hay una pérdida de iones de Ca^{2+} en el plasmalema de la célula y en el líquido interno gracias al desplazamiento de los iones Na (Cramer *et al.*, 1987, 1991; Lauchli, 1990). La salinidad también interfiere en la adquisición y utilización de N (Lewis, 1986). La adaptación a la salinidad y los tipos de tolerancia a la sal han sido discutidos por Stewart y Ahmad (1983).

2.7.9. Zinc (Zn).

La proporción de absorción de Zn difiere grandemente entre las especies de la planta y el crecimiento mismo de estas. La composición de la solución de nutrimentos, particularmente la presencia de Ca es muy importante. (Moore, 1972; Loneragan, 1975 y Hewitt, 1986) han sugerido que la captación de Zn es metabólicamente controlada en su mayoría. La forma en la cual el Zn es absorbido por las hojas no ha sido precisamente definida. Sin embargo se presume que predomina la captación hidratada del Zn^+ y Zn^{2+} . Otros iones complejos y quelatos de Zn-orgánico pueden ser también absorbidos.

(Halvorsen y Lindsay, 1977) concluyeron que sólo el Zn^{2+} es absorbido por las raíces de maíz y que muy bajas concentraciones de estos iones pueden ser adecuados para el crecimiento en algunas especies.

Las fracciones de Zn ligadas a componentes orgánicos en fluidos del xilema y otros extractos de tejidos de las plantas son altamente movibles en la planta. (Tinker, 1981) reportó que las porciones de Zn ligados a complejos con una carga negativa constituyen más de la mitad del total de metales presentes en la planta.

El Zn está probablemente concentrado en hojas maduras, pero las raíces a menudo contienen más Zn que las partes aéreas de la planta, particularmente si las plantas están en crecimiento. Con niveles lujosos de Zn, este elemento puede ser translocado desde la raíz y puede ser acumulado en la parte aérea de la planta, el Zn está concentrado en los cloroplastos, especialmente en algunas plantas (por ejemplo las espinacas) este metal también probablemente se acumula en los fluidos de las vacuolas y en las membranas celulares (Kabata-Pendias, 1992).

El Zn juega importantes roles metabólicos en la planta, de los cuales el más sobresaliente es la actividad como un componente de una gran variedad de enzimas, tales como deshidrogenasas, proteinasas, peptidasas, y fosfohidrolasas. (Lindsay, 1972; Price *et al.*, 1972 y Shkolnik, 1974) han indicado que las funciones básicas del Zn en plantas están relacionadas con el metabolismo de carbohidratos, proteínas y fosfatos y también para auxinas, ARN, y la formación de ribosomas. Hay evidencia de que el Zn influye en la permeabilidad de membranas, que estabiliza componentes celulares y estabiliza los sistemas con microorganismos. Se cree que el Zn estimula la resistencia a sequías y al tiempo caluroso así como también a enfermedades de bacterias y de hongos.

Especies de plantas y otras variaciones difieren en la susceptibilidad en las deficiencias del Zn. Estas son relativamente comunes, su diagnóstico más bien es complejo, y la mejor diagnosis es obtenida cuando se basa en síntomas visuales.

(Nambiar y Montiramani, 1981) reportaron que los niveles de Zn en tejidos tomados para la predicción de la deficiencia a menudo fallan como diagnóstico de prueba y la relación Fe/Zn parece ser la más prometedora para la predicción de la deficiencia de Zn.

Factores que contribuyen a la deficiencia del Zn:

- ❖ Bajo contenido de Zn en suelos.
- ❖ Suelos calcáreos y pH arriba de 7.
- ❖ Suelos con poco material orgánico.
- ❖ Limitada captación de Zn por parte de la raíz debido a la restringida zona radicular y al clima de la estación primaveral.
- ❖ Diferentes respuestas según la especie de planta y genotipos.
- ❖ Efectos antagónicos. Inactivación microbiana de Zn en suelos (Linsay, 1972).

Especies de plantas y genotipos son conocidos por tener gran tolerancia al Zn y una gran selectividad en absorción de Zn de los suelos y que pueden acumular cantidades extremas de este metal sin mostrar síntomas de toxicidad. Especies tolerantes pueden reducir el efecto del exceso de concentraciones de Zn en cualquier adaptación metabólica y complejidades o limitan la presencia del metal en localidades celulares por inmovilización en los tejidos de almacenamiento. Más especies de plantas y genotipos tienen gran tolerancia a cantidades excesivas de Zn. La clorosis (mayormente en hojas nuevas), y la limitación del crecimiento de la planta son los síntomas más comunes de la toxicidad por Zn. La fitotoxicidad de Zn es reportada a menudo, especialmente debido a la presencia de ácido así como también en suelos muy fangosos. La fisiología y la bioquímica de los efectos tóxicos del Zn en plantas probablemente son similares a los reportados de los otros metales pesados. El Zn no está considerado como altamente fitotóxico.

En el medio ambiente la contaminación de Zn influye en las concentraciones de este metal en las plantas. En ecosistemas en donde el Zn es un contaminante aéreo, las partes altas de la planta presentarán probablemente más concentración de Zn (Kabata-Pendias, 1992).

2.8. Plantas hiperacumuladoras.

El término hiperacumulación es usado para definir a plantas que contienen más de 1,000 $\mu\text{g g}^{-1}$ de níquel en tejido seco. El umbral fue basado en histogramas con el solapamiento de hiperacumuladores y no acumuladores en los 1,000 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Ni como límite. Se ha modificado el valor para describir plantas que contienen más de 10,000 $\mu\text{g g}^{-1}$ (1%) para

Mn y Ni en materia de planta seca. Esto sugería que el término hiperacumulación debería ser aplicado a todas las plantas y para todos los oligoelementos con concentraciones excedentes a $1,000 \mu\text{g g}^{-1}$ en tejido seco, sin embargo el umbral de hiperacumulación variará considerablemente para los diferentes oligoelementos.

Las plantas hiperacumuladoras generalmente tienen poca biomasa debido a que ellas utilizan más energía en los mecanismos necesarios para adaptarse a las altas concentraciones de metal en sus tejidos (Kabata-Pendias, 2000). La capacidad de las plantas para bioacumular metales y otros posibles contaminantes varía según la especie vegetal y la naturaleza de los contaminantes. Estas pueden ser atribuidas precisamente a la capacidad de retención del metal en cuestión, por el suelo de cultivo y a la interacción planta-raíz-metal y al metabolismo vegetal propio (Vig *et al.*, 2003).

Sin embargo la hiperacumulación de metales en diferentes especies se da tanto en lugares contaminados como no contaminados, en un estudio realizado en la Universidad de Francia en 2005 se demostró que las concentraciones de metales contenidos en las especies de rellenos sanitarios eran muy similares a las concentraciones reportadas para las especies que crecen en lugares no contaminados (Remon *et al.*, 2005).

2.8.1. Mecanismos para la alta bioacumulación.

Cuando los metales han sido captados por el tejido de la planta hay mecanismos de acumulación. Los metales pueden ser acumulados en las paredes celulares por la atracción de cargas negativas. Los polipéptidos llamados *Fitoquelatinas* (PC), es probablemente el más amplio tipo de ligando de metales estudiado. Posiblemente este trabaja como un lanzador en la vacuola, mientras que libera el metal para el almacenamiento, y como un complejo almacenado (PC-metal) en el citoplasma (Steffens, 1990). Ácidos orgánicos (citrato, malato, oxalato, trans-aconitato) pueden ser producidos y utilizados para el ligue de metales; algunos de estos funcionan como lanzadores para la transportación de metales a la vacuola y otras formaciones complejas con metales en las vacuolas para el almacenamiento (Mathys, 1977). Los metales pueden también ser almacenados en las vacuolas como iones libres. Para regular en la captación de metales, algunas plantas son capaces de incrementar su pH en la rizósfera, lo cual disminuye la movilidad de los metales (Jackson *et al.*, 1990).

2.9. Espectrofotometría de absorción atómica de flama.

La absorción atómica es el proceso que ocurre cuando átomos de un elemento en estado fundamental absorben energía radiante a una longitud de onda específica. La cantidad de radiación absorbida aumenta al hacerlo el número de átomos del elemento presentes en el camino óptico utilizándose esto con fines analíticos cuantitativos. Conocida la absorbancia, y previa preparación de una curva de calibración, se determina la concentración de los átomos absorbentes en la llama y, con ello, la concentración de los átomos en disolución (García *et al.*, 2003).

2.9.1. Sistemas de atomización.

Las muestras se vaporizan y se convierten en átomos libres, proceso denominado “*atomización*”. Sobre el vapor atómico originado se hace incidir la radiación electromagnética que será absorbida parcialmente por el analito. En muchas ocasiones el proceso de atomización se consigue mediante una llama. En la absorción atómica interesa que la población de átomos neutros en estado fundamental sea lo más alta posible. Afortunadamente a las temperaturas ordinarias de las llamas, la cantidad en estado fundamental suele ser elevada, o lo que es lo mismo la fracción de átomos excitados es suficientemente baja (González y Hernández, 2002).

Cada especie química es capaz en condiciones adecuadas de absorber sus propias radiaciones y las fuentes de radiación pueden ser lámparas de cátodo hueco, o lámparas de descarga sin electrodos.

La lámpara de cátodo hueco produce una luz de longitud de onda específica para el tipo de metal a estudiar. Llevan un cátodo de dicho metal y, a veces de aleación para que sea de varios elementos (García *et al.*, 2003), el gas de relleno es óxido nitroso-acetileno, en este caso para la lectura de los trece metales determinados en este trabajo el cual calienta a una temperatura de 2.600 a 2.800°C (González y Hernández, 2002). Una llama es el resultado de una reacción exotérmica entre un gas combustible en este caso (acetileno) y un agente oxidante gaseoso (óxido nitroso). Cuando los átomos metálicos chocan con el gas, pierden energía y emiten su radiación característica (García *et al.*, 2003).

Las lámparas de descarga sin electrodos consisten en un tubo de cuarzo herméticamente cerrado conteniendo unos pocos miligramos del elemento de interés y un gas inerte a baja presión (González y Hernández, 2002).

Transporte de aerosol. Esta etapa tiene como finalidad asegurar que solamente lleguen hasta la llama las gotitas de tamaño adecuado. Esto se consigue mediante bolas de impacto tabiques deflectores, etc. con los que se pretende eliminar las gotitas de mayor tamaño producidas en la nebulización (González y Hernández, 2002).

Monocromadores: La única finalidad del monocromador es aislar la línea de resonancia del elemento de interés. Para la mayor parte de los elementos, el problema suele ser sencillo, pues las diferentes líneas suelen estar bastantes separadas.

Detector: El detector universalmente usado en absorción atómica es el tubo fotomultiplicador, ya que ningún otro sistema ofrece la misma sensibilidad en el margen de longitudes de onda utilizado en esta técnica (González y Hernández, 2002).

En general la absorción atómica es una técnica notablemente exenta de interferencias, pues los elementos absorben radiación independientemente de la presencia de otros. Así, en muchos casos es posible la determinación de un elemento sin tener que separarlo de otros lo que redundaría en un gran ahorro de tiempo (Reyes y Walton, 1983).

2.10. Zona de estudio.

El ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco, actualmente llamado “Parque Recreativo Cuitlahuac” se localiza en la Ciudad de México, en el perímetro de la Delegación Iztapalapa al sureste de la zona Metropolitana del Distrito Federal, entre los paralelos 19°22’00’’ latitud Norte y los meridianos 99°02’00’’ longitud Oeste. Colinda al Norte con terreno de Propiedad Federal, al sur con la unidad habitacional Santa Cruz Meyehualco, al Oriente con la Avenida Guelatao de la colonia Santa María Aztahuacán y al Poniente con la calle Carlos L. Grácidias de la unidad habitacional Vicente Guerrero. Se encuentra a una altitud de 2240 m y su extensión actual es de 148 hectáreas (figura 3) (Duarte 2005; www.earth.google.es, 2010).

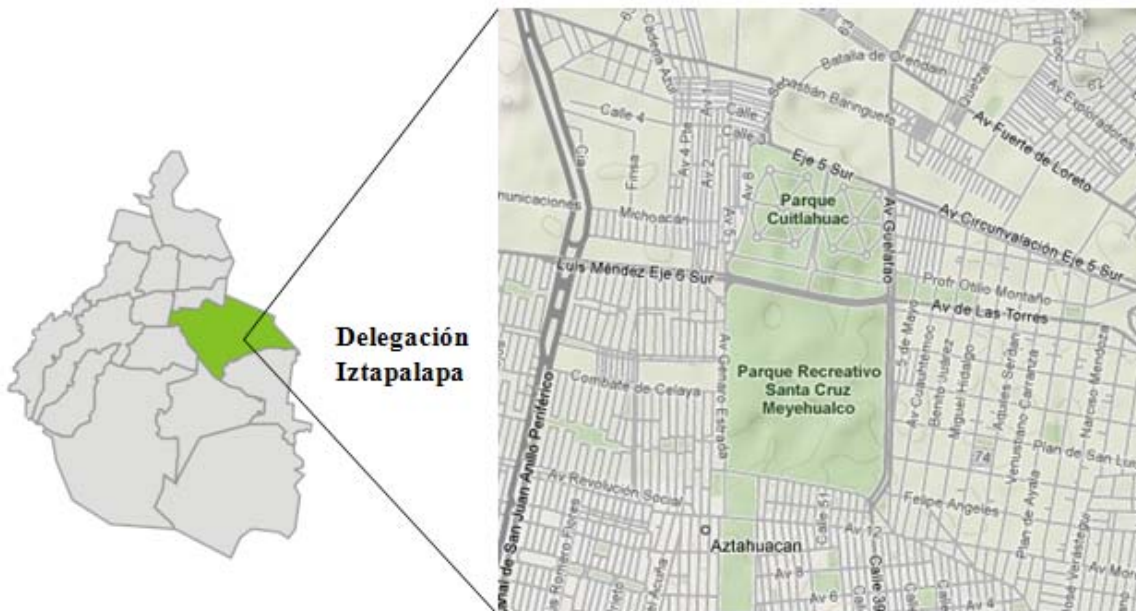


Figura 3. Ubicación geográfica del Parque Recreativo Cuitlahuac en el Distrito Federal.

2.10.1. Topografía e hidrología.

El área presenta topofomas de llanuras lacustres con suelos del Cuaternario, mientras que la hidrología es una fuente importante de abastecimiento de agua debido a que por esta pasa una corriente subterránea proveniente del sistema de Santa Catarina y en la parte superior del sitio predominan los depósitos lacustres (Duarte, 2005).

2.10.2. Edafología y geología.

Según la clasificación FAO/UNESCO, el tipo de suelo natural predominante es Regosol Eútrico, con suelo secundario de tipo Feozem. Son suelos con altas concentraciones de sales y alto contenido de arcilla, presenta rocas ígneas extrusivas pertenecientes al periodo Terciario de la Era Cenozoica (Galván, 1995).

2.10.3. Condiciones climáticas.

El clima predominante es templado subhúmedo, con lluvia en verano, donde la temperatura media anual varía entre los 12°C y 18°C, el período de lluvia se inicia con escasas precipitaciones durante el mes de Abril, incrementándose en los meses de mayo, junio y julio siendo los meses más lluviosos agosto, septiembre y octubre, disminuyendo la

precipitación durante el resto del año. La precipitación media anual es de 403.8 mm en los meses más secos y de 864.8 mm en los meses más lluviosos (Duarte, 2005).

2.10.4. Período de vida útil del tiradero de Santa Cruz Meyehualco.

El ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco recibía alrededor de 6,400 toneladas de desechos sólidos al día y tuvo un período de vida útil de casi 35 años, un área de 148 hectáreas y fueron depositadas aproximadamente 44, 712,500 toneladas de basura. Se clausura en junio de 1986. Utilizándose 769,600 m³ de material para cobertura proveniente de excavaciones y zonas de construcción. Al finalizar la clausura se propuso establecer una extensa zona verde con fines recreativos, convirtiéndose en lo que hoy conocemos como “Parque Recreativo Cuitlahuac” (García y Murguía, 2000).

Este parque se conforma de dos secciones: la parte Norte comprende numerosos módulos de convivencia familiar, locales para concesiones, oficinas administrativas, almacenes para la jardinería, zonas para acondicionamiento físico, sanitarios y estacionamiento. La parte sur es una zona deportiva que cuenta con canchas acondicionadas para practicar diferentes actividades, sanitarios y estacionamiento. Sin tener en cuenta el tipo de sustrato se realizó la forestación sin planificación alguna, de una gran variedad de especies incluyendo exóticas de las cuales para el estrato arbóreo lograron sobrevivir en su mayoría Eucaliptos spp, Casuarinas spp y Populus spp, además de diferentes tipos de gramíneas que constituyen el estrato rasante (García y Murguía, 2000).

la unidad ambiental que actualmente se ha designado para el parque, es la séptima de acuerdo al Manual técnico para el establecimiento y manejo integral de las áreas verdes urbanas del Distrito Federal (2000) y de la cual resaltan las siguientes características:

Pendiente de 0 a 4 por ciento, precipitación de 550 a 625 mm, densidad media de estructura urbana y zona de alta contaminación (Duarte, 2005). En el análisis químico resulta un tipo de sustrato Antrosol para el lugar de estudio (Gómez, 2008).

2.11. Biología de las especies.

2.11.1. *Acacia saligna* H. L. Wendl.

Es un árbol bajo, de matorral alto con ramas de inclinación bastante angular; filodios lanceolados a lanceolado-lineal u oblanceolado uniforme, agudo a obtuso, angosto en la base, con o sin glándula en la base, de 1.3 - 0.65 cm o aún de 4.5 cm de ancho, de 7.8 – 20 cm o las hojas más bajas de 30cm de longitud. Un nervio longitudinal con frecuencia excéntrico; cabezas globosas, de 1.3 cm de diámetro, en largos racimos terminales o reducidos a 4 ó 5 cabezas axilares ensartadas a lo largo de 60 - 90 cm, en la primavera; pedúnculos de 1.3 - 0.6 cm de longitud; vainas de 7.8 - 11 cm de longitud y de 0.6 cm de ancho, con estrechamiento entre las semillas, las cuales son planas con márgenes parecidos a nervios (Bailey, 1951) (figura 4).

Clasificación taxonómica de *Acacia saligna* H. L. Wendl:

Reino: Plantae

División: Antofita

Clase: Angiospermae

Orden: Fabales

Familia: Fabaceae (Leguminosae)

Subfamilia: Mimosoideae

Género: *Acacia*

Especie: *Acacia saligna* H. L. Wendl (Bold *et al.*, 1989; <http://www.ipni.org/>, 2011).



Figura 4. *Acacia saligna* H. L.Wendl

2.11.2. *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill.

Opuntia ficus-indica pertenece a la familia Cactaceae. Es originaria de América y su domesticación es el resultado de un proceso de selección realizado hace miles de años en México (Kiesling, 1998) (figura 5). Además del uso ornamental, de esta planta se aprovechan sus sabrosos frutos (tunas) y sus tallos (cladodios), estos últimos consumidos como verdura (nopalitos) en México y utilizados también como forraje, (González *et al.*, 2001), (Hoyos, 1994) y (Kiesling, 1998). Su propagación comercial se realiza por porciones o estacas de cladodios y no por semillas, porque la propagación sexual es lenta, (Bravo-Holis y Scheinvar, 1995). Casi no tiene espinas. Es un vegetal arborescente de 3 a 5m de alto, su tronco es leñoso y mide de entre 20 y 50 cm de diámetro. Forma artículos oblongos (Pencas o Cladodios) de 30 a 60 cm de largo x 20 a 40 cm de ancho y de 2 a 3 cm de espesor. Sus ramas están formadas por pencas de color verde opaco con 16 areolas que contienen espinas más o menos numerosas, amarillas y produce flores de 7 a 10 cm de largo, su fruto es oval de 5 a 10 cm de largo x 4 a 8 cm de diámetro y su color puede ser amarillo, anaranjado, rojo o purpúreo con abundante pulpa carnosa y dulce (Bravo-Holis, 1978).

La composición de los frutos varía con la madurez óptima de consumo y está reflejada en los valores de algunos parámetros específicos como el tamaño, cambios de color de la cascara, el pH entre otros. El pH evoluciona al progresar la madurez; en el caso de *Opuntia ficus-indica* no manifiesta cambios al avanzar la madurez, permaneciendo prácticamente

constantes en valores cercanos a 6.0 por lo que este valor de pH es adecuado para la planta (Saenz *et al.*, 2004).

Clasificación taxonómica de *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill:

Reino: Vegetal.

Subreino: Embryophyta.

División: Angiosperma.

Clase: Dicotiledoneae.

Subclase: Dialipetalas.

Orden: Opuntiales.

Familia: Cactaceae.

Tribu: Opuntiae.

Subfamilia: Opuntioideae.

Género: *Opuntia*.

Subgénero: *Platyopuntia*.

Especie: *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill

(Bravo-Holis, 1991; <http://www.ipni.org/>, 2011).



Figura 5. *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill

2.11.3. *Tamarix gallica* (L.).

Es un arbusto o arbolito caducifolio de hasta 6 u 8 m de altura o hasta más, con la corteza agrietada, pardusca. Ramaje delgado y flexible. Hojas alternas, escamiformes, de formas ovado-agudas, muy pequeñas, dispuestas abrazando las ramillas. Son de color verde glauco o pálido. Flores pequeñas dispuestas en racimos densos y delgados de 4 - 8 cm de longitud, de color blanco o rosado pálido que nacen sobre las ramillas del año y que aparecen al mismo tiempo que las hojas. Poseen 5 pétalos y 5 estambres. Pétalos de alrededor de 1mm de longitud, persistiendo después de la maduración. El fruto se encuentra en cápsulas dehiscentes de 3 valvas, conteniendo semillas con un penacho plumoso. Su floración se da entre abril y junio (Primavera-Verano). Es Poco exigente en suelos, aunque gusta de terrenos no apelmazados, silíceos y con cierto grado de humedad, tolerando muy bien los ambientes salinos. Soporta climas muy variados y aguanta bien el frío intenso.

Se multiplica por semillas, por retoños y por esquejes de madera del año y permite muy bien la poda. Es planta indicada para zonas próximas al mar, incluso en primera fila, pues tolera muy bien los ambientes salinos (figura 6).

Clasificación taxonómica de *Tamarix gallica* L.:

Reino: Plantae.

Phylum División: Spermatophyta.

Clase/Grupo: Dicotyledoneae.

Orden: Violales.

Familia: Tamaricaceae.

Género: *Tamarix*.

Especie: *Tamarix gallica*, Linneo.

(Mendoza, 2006; <http://www.ipni.org/>, 2011).



Figura 6. *Tamarix gallica* L.

III. JUSTIFICACIÓN

En general los metales pueden causar daños a la salud de los seres vivos si se encuentran en elevadas concentraciones o si estos son deficientes, sin embargo existen plantas que pueden tolerar tanto el exceso como la escasez de los mismos. Por esta razón la evaluación de la concentración de metales en plantas es de suma importancia para conocer el estado de salud de los individuos reflejando de forma indirecta las condiciones en las que se encuentra el suelo. Por otro lado, conocer las cantidades de estos elementos en plantas comestibles da un punto de referencia si estas son aptas para su consumo ya que al ingresar a las cadenas tróficas ciertos metales tienden a acumularse en los niveles más altos causando daños irreversibles en el organismo.

En lo concerniente a *Acacia saligna* H. L. Wendl, *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill y *Tamarix gallica* (L.), determinar la concentración de Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb y Zn provee conocimientos acerca del comportamiento de estas especies en presencia de ellos y en determinado caso saber si pueden ser utilizadas para formar parte de la cubierta vegetal de un suelo con características similares a las del Parque Recreativo Cuitlahuac.

Estas especies son plantas que han logrado tolerar las condiciones a un suelo antropogénico mostrando un desarrollo positivo desde su introducción en el sitio.

Por último, los antecedentes referentes a la captación de metales resultan ser pocos. Es por eso que toda la información generada en este trabajo con respecto a la absorción de Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb y Zn para estas tres especies es nueva y sirve como base para futuras investigaciones.

IV. HIPÓTESIS.

Si en la columna de basura del “Parque Recreativo Cuitlahuac” existen concentraciones elevadas de metales ligeros y pesados, estos pueden migrar al sustrato y ser absorbidos por *Acacia saligna* H. L. Wendl, *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill y *Tamarix gallica* (L.) que se desarrollan en la zona de estudio, entonces los niveles de estos contaminantes en los diferentes órganos rebasarán las concentraciones normales para las plantas.

V. OBJETIVOS.

5.1. Objetivo general.

- ❖ Evaluar la concentración de metales totales (Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb y Zn) en diferentes órganos de las especies; *Acacia saligna*, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* desarrolladas en el sitio de disposición post-clausura “Parque Recreativo Cuitlahuac”.

5.2. Objetivos particulares.

- ❖ Determinar la cantidad total de los metales (Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb y Zn) en flor, fruto, hoja, semilla, tallo y vaina de *Acacia saligna* por absorción atómica de flama.
- ❖ Cuantificar los metales (Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb y Zn) en cladodio, flor y fruto de *Opuntia ficus-indica* por absorción atómica de flama.
- ❖ Determinar los metales (Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb y Zn) en flor, hoja y rama de *Tamarix gallica* por absorción atómica de flama.
- ❖ Realizar la comparación de las concentraciones de metales pesados entre las especies de la zona de estudio y los individuos testigos de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza Campus II.
- ❖ Establecer patrones de comparación en la bioacumulación y la biomagnificiencia de los metales en *Acacia saligna*, *Opuntia ficus-indica* y *Tamarix gallica*.
- ❖ Fundamentar si estas tres especies establecidas en el ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco son hiperacumuladoras.

VI. MÉTODO.

6.1. Fase de gabinete.

Consistió en la búsqueda, selección y revisión bibliográfica para fundamentar la investigación de manera adecuada estableciendo las bases para el trabajo en campo y laboratorio.

6.2. Fase de campo.

Se realizó un recorrido general en el “Parque Ecológico Cuitlahuac”, identificando especies que se han sometido a prueba en la parcela experimental y se observaron las condiciones en las que se encuentra el sitio.

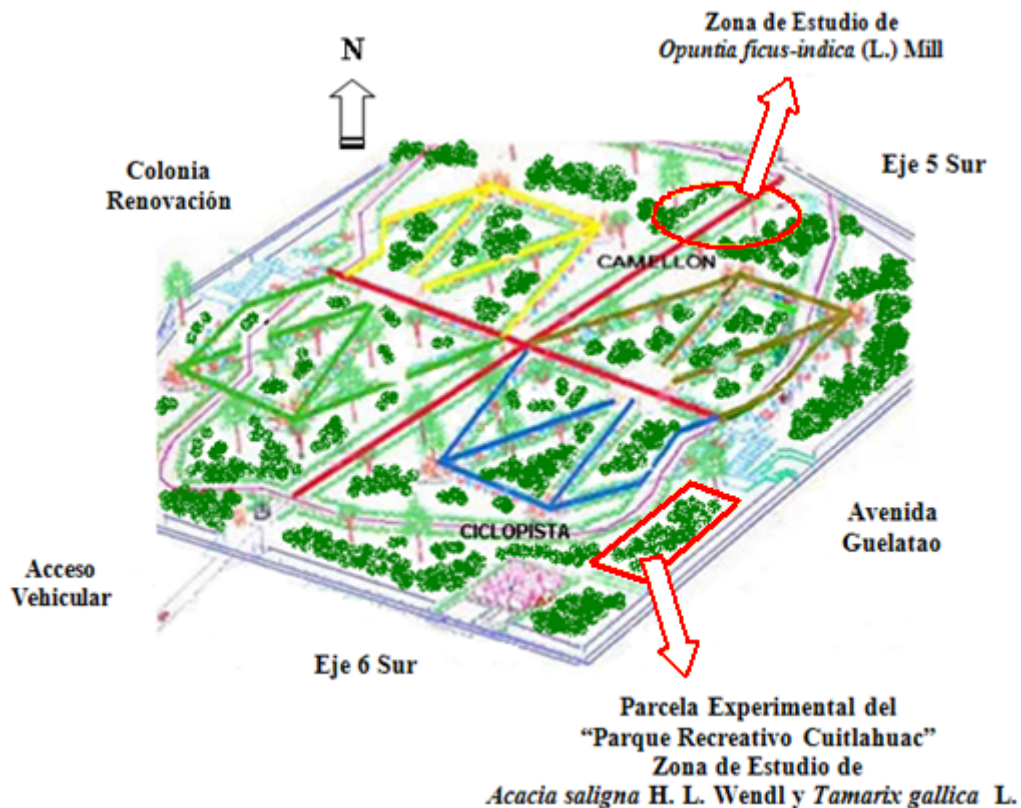


Figura 7. Zonas de estudio en el Parque Recreativo Cuitlahuac, Iztapalapa, México D.F.

- ❖ Con base en la bibliografía especializada se procedió a seleccionar, georeferenciar y marcar 10 individuos de *Acacia saligna*; 10 individuos de *O. ficus-indica* y 8 individuos de *Tamarix gallica* en la zona de estudio. Se utilizó un individuo por especie como testigo, estos se encuentran establecidos en el Campo II de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.

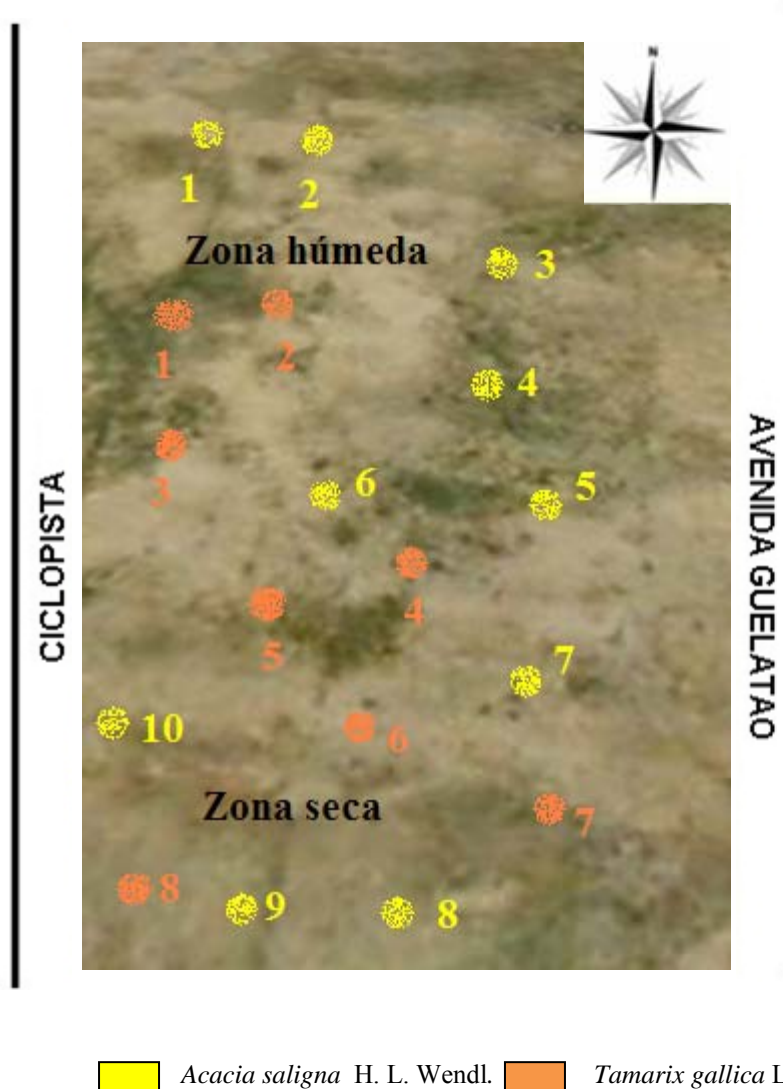


Figura 8. Ubicación de los individuos de *Acacia saligna* y *Tamarix gallica*, en la parcela experimental del Parque Recreativo Cuitlahuac.




 *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill

Figura 9. Ubicación de los individuos *Opuntia ficus-indica* en la zona de estudio del Parque Recreativo Cuitlahuac.

Cuadro 5. Coordenadas de los individuos *Acacia saligna* seleccionados en el Parque Recreativo Cuitlahuac, así como el del individuo testigo ubicado en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Campus II.

Individuo	Latitud	Longitud	Altitud (m)
1	19°21'49.52"N	99°02'27.86"O	2239
2	19°21'49.25"N	99°02'27.72"O	2239
3	19°21'49.40"N	99°02'27.36"O	2239
4	19°21'48.92"N	99°02'26.80"O	2238
5	19°21'48.49"N	99°02'26.86"O	2238
6	19°21'48.52"N	99°02'27.21"O	2238
7	19°21'47.96"N	99°02'27.09"O	2238
8	19°21'47.43"N	99°02'27.01"O	2238
9	19°21'47.54"N	99°02'27.41"O	2238
10	19°21'47.87"N	99°02'27.07"O	2238
Testigo	19°21'14.61"N	99°02'07.91"O	2236

Cuadro 6. Coordenadas de los individuos *O. ficus-indica* seleccionados en el Parque Recreativo Cuitlahuac, así como el del individuo testigo ubicado en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Campus II.

Individuo	Latitud	Longitud	Altitud (m)
1	19°22'02.37"N	99°02'36.37"O	2244
2	19°22'01.85"N	99°02'36.40"O	2244
3	19°22'01.78"N	99°02'36.43"O	2244
4	19°22'01.69"N	99°02'36.48"O	2244
5	19°22'01.60"N	99°02'36.50"O	2244
6	19°22'02.01"N	99°02'36.77"O	2244
7	19°22'01.87"N	99°02'36.79"O	2244
8	19°22'01.80"N	99°02'36.81"O	2244
9	19°22'01.79"N	99°02'36.91"O	2244
10	19°22'01.67"N	99°02'36.80"O	2244
Testigo	19°22'22.59"N	99°02'03.11"O	2246

Cuadro 7. Coordenadas de los individuos *Tamarix gallica* seleccionados en el Parque Recreativo Cuitlahuac, así como el del individuo testigo ubicado en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Campus II.

Individuo	Latitud	Longitud	Altitud (m)
1	19°21'48.93"N	99°02'27.85"O	2239
2	19°21'48.97"N	99°02'27.48"O	2239
3	19°21'48.42"N	99°02'27.63"O	2239
4	19°21'48.17"N	99°02'27.34"O	2238
5	19°21'48.06"N	99°02'27.49"O	2238
6	19°21'47.43"N	99°02'27.18"O	2238
7	19°21'47.54"N	99°02'26.92"O	2238
8	19°21'47.87"N	99°02'27.77"O	2238
Testigo	19°22'.11.64"N	99°02'05.80"O	2234

Se realizó el muestreo de flor, fruto, hoja, semilla, tallo y vaina de los individuos de *Acacia saligna*; para *Tamarix gallica* se recolectó flores, hojas y ramas; y de *Opuntia ficus-indica* flor, fruto y cladodios (Figura 10).

(a)



(b)



(c)

Figura 10. Recolecta de las estructuras de: (a) *Acacia saligna*, (b) *O. ficus – indica* y (c) *Tamarix gallica*.

Las muestras se colocaron en bolsas de polietileno debidamente rotuladas para ser trasladadas al Laboratorio de Contaminación Atmosférica de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Campus II (Figura 11).



(a)



(b)

Figura 11. Acondicionamiento de los órganos de *O. ficus – indica*, antes de su deshidratación en la estufa “Kinet”. (a) y (b) figuras que muestran el modo de preparación para pencas y frutos respectivamente.

6.3. Fase de laboratorio.

Las muestras recolectadas se lavaron con agua destilada y en bolsas de papel estraza rotuladas con lápiz, se deshidrataron hasta peso constante a 70-80°C en una estufa (figura 12) “Kinet”. Posteriormente las muestras se molieron en una licuadora “Osterizer” con aspas de acero inoxidable con la finalidad de disminuir el tamaño de partícula (figura 13).



(a)



(b)



(c)

Figura 12. (a) Lavado de estructuras de la planta, (b) Rotulado de las muestras y (c) Deshidratación de los componentes en la estufa “Kinet”.



Figura 13. Proceso de molienda de las estructuras en licuadora “Osterizer”

Ya en estado de pulverización las muestras se clasificaron por especie y a su vez en estructuras. Para la extracción de los metales, se colocó un gramo de muestra en un matraz “Kjeldahl” de 30 mL y se pre-digirió durante 24 horas con 6 mL de la mezcla de ácido nítrico (HNO_3) – ácido perclórico (HClO_4) en relación 2:1 (Figura 14).

Los matraces fueron llevados al Laboratorio de Nutrición Vegetal de la Unidad Multidisciplinaria de Investigación y se colocaron en un digestor de arena a más de 70°C para completar su digestión (Figura 15).



Figura 14. Muestras en estado de pre-digestión por 24 horas.



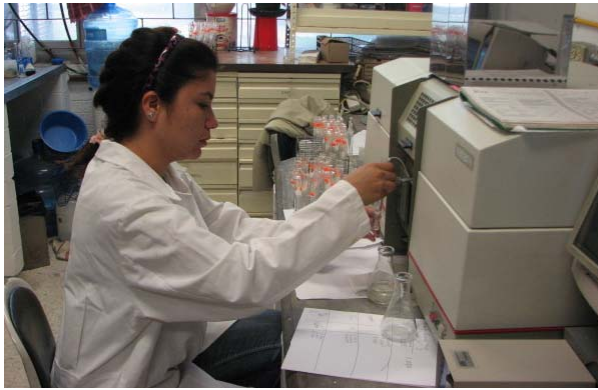
Figura 15. Digestión de las muestras.

Posteriormente se les adicionó 10 mL de agua desionizada, se filtraron en papel “*Watman No. 42*” y se aforaron a 25 mL.

Los extractos se colocaron en envases de polietileno previamente lavados con jabón “*Extrán*” al 2% v/v por 4 horas y ácido sulfúrico industrial al 10% v/v durante 24 horas. Finalmente se cuantificaron los metales pesados en un espectrofotómetro de absorción atómica de flama de acuerdo a las condiciones de trabajo que se encuentran en el cuadro 6; figura 16).

Cuadro 8. Condiciones de trabajo en el equipo de absorción atómica.

Metal	Posición de la		Longitud de onda (nm)	Ancho de Banda (nm)	Corriente óptima (mA)
	lámpara	Tipo de flama			
Al	2	Oxido nitroso/acetileno	396.2	0.5	10.0
Cd	4	Aire/acetileno	228.8	0.5	5.0
Ca	4	Oxido nitroso/acetileno	239.9	0.2	10.0
Cu	3	Aire/acetileno	324.8	0.5	10.0
Cr	3	Aire/acetileno	357.9	0.2	10.0
Fe	2	Aire/acetileno	248.3	0.2	10.0
Mg	3	Aire/acetileno	285.2	0.5	10.0
Mn	3	Aire/acetileno	279.5	0.2	10.0
Ni	4	Aire/acetileno	232.0	0.2	10.0
Pb	3	Aire/acetileno	217.0	1.0	10.0
K	3	Aire/acetileno	766.5	0.5	10.0
Na	3	Aire/acetileno	589.6	0.5	10.0
Zn	3	Aire/acetileno	213.9	1.0	7.0



(a)



(b)



(c)

Figura16. Cuantificación de los metales pesados: (a) Calibración del equipo de absorción atómica (b) Lavado del sistema de aspirado y (c) Lectura de extractos en el equipo de absorción atómica.

VII. RESULTADOS.

No se realizó un estudio sobre los parámetros físicos y químicos del sustrato en el área de estudio debido a que se cuenta con una investigación reciente de los mismos, esta información se muestra en el cuadro 7.

Cuadro 9. pH y porcentaje de materia orgánica del suelo antrópico de la parcela experimental del Parque Ecológico Cuitlahuac.

pH Real	Porcentaje de M.O.
Mín 6.9	Mín. 0.48
Máx. 8.4	Máx. 8.69

(Criollo y Hernández, 2011)

El siguiente cuadro muestra la presencia o ausencia de los órganos evaluados en las tres especies estudiadas.

10. Estructuras de las especies que fueron analizadas

	Flor	Hoja	Fruto	Semilla	Tallo	Vaina	Cladodio	Rama
<i>Acacia saligna</i>	1-8	1-10	---	1 y 2	2, 5 y 6	1,2 y 5	---	---
<i>O. ficus-indica</i>	1-3,5,7-9	---	1-9	---	---	---	1-10	---
<i>Tamarix gallica</i>	1 y 8	1-4,6-7	---	---	---	---	---	1,2,4-7

(---) = no cuenta con este órgano

Para dar a conocer la cantidad acumulada de cada uno de los metales determinados se procedió a graficar los datos obtenidos de Al, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn. En tanto que los valores de absorción registrados para Ca, Mg, K y Na se muestran en intervalos mínimos y máximos de acumulación en las tres especies, por último, se expone la captación total de los metales para cada uno de los individuos incluyendo el testigo. Cabe resaltar que la concentración de metales calculada en los órganos de *Acacia saligna* y *Tamarix gallica* son el promedio de dos determinaciones. Para el caso de *O. ficus-indica* se obtuvo un promedio a partir de cuatro valores.

En la figura 17, se presentan las concentraciones de metales en flores de *Acacia saligna*. Los elementos metálicos de mayor concentración en flores de *Acacia saligna* son por orden decreciente Fe, Al, y Mn que fluctuaron entre 48.0 – 135.0 $\mu\text{g g}^{-1}$. Cabe destacar que el Pb alcanza hasta 43.7 $\mu\text{g g}^{-1}$. Elementos como Cr, Ni, Zn, Cu y Cd presentan concentraciones no mayores de 17.0 $\mu\text{g g}^{-1}$.

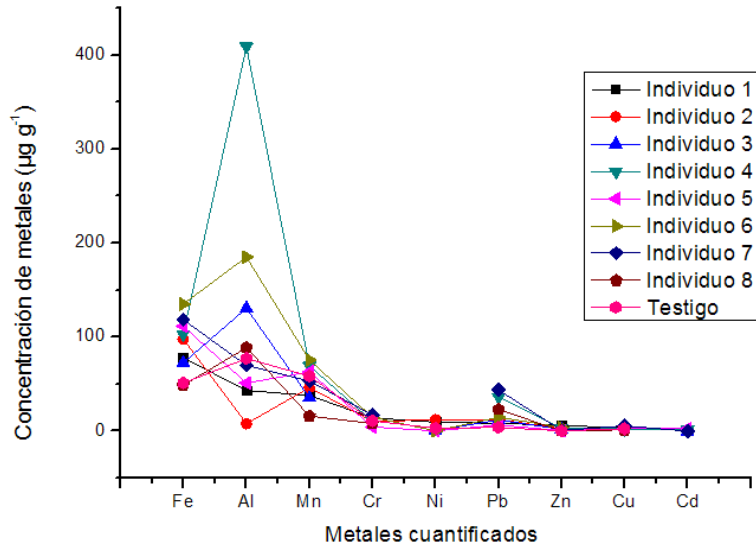


Figura 17. Concentración de metales en flores de *Acacia saligna*.

En la figura 18 se presentan las concentraciones de metales en hojas de *Acacia saligna*. En la mayoría de los individuos se observa que el Mn se encontró con las mayores concentraciones, de 52.0 a 157.0 $\mu\text{g g}^{-1}$; el Al y Fe no sobrepasan los 79.0 $\mu\text{g g}^{-1}$; Pb, Ni, Cu, Zn, Cr y Cd tiene la misma tenencia con niveles de concentración de no más de 22.0 $\mu\text{g g}^{-1}$.

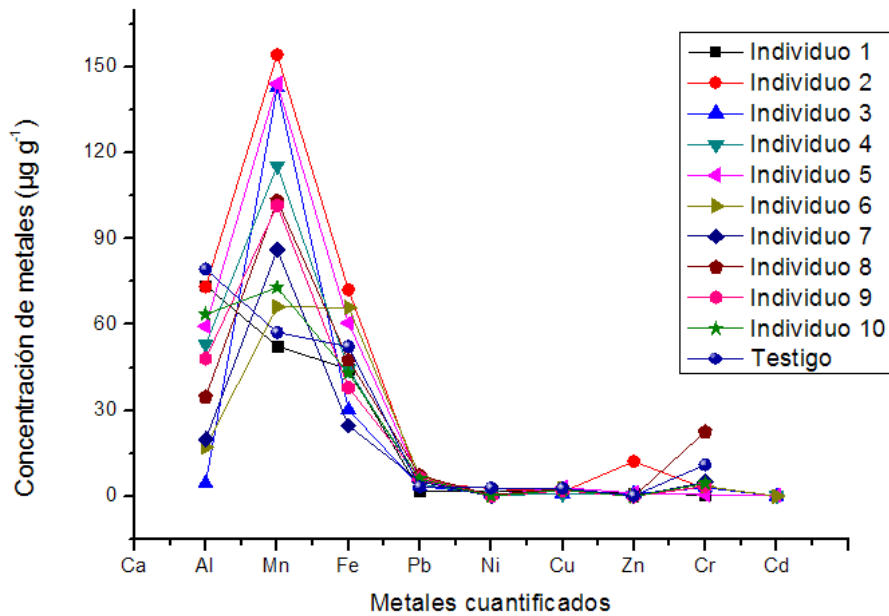


Figura 18. Concentración de metales en hojas de *Acacia saligna*.

En la figura 19 se muestran las concentraciones de metales en semillas de *Acacia saligna*, se observa una tendencia similar de concentración entre los individuos problema y el testigo. Por otro lado el valor más alto está representado por el Mn con $89.0 \mu\text{g g}^{-1}$, en tanto que los elementos Pb, Cu, Zn y Cr no sobrepasan los $11.0 \mu\text{g g}^{-1}$.

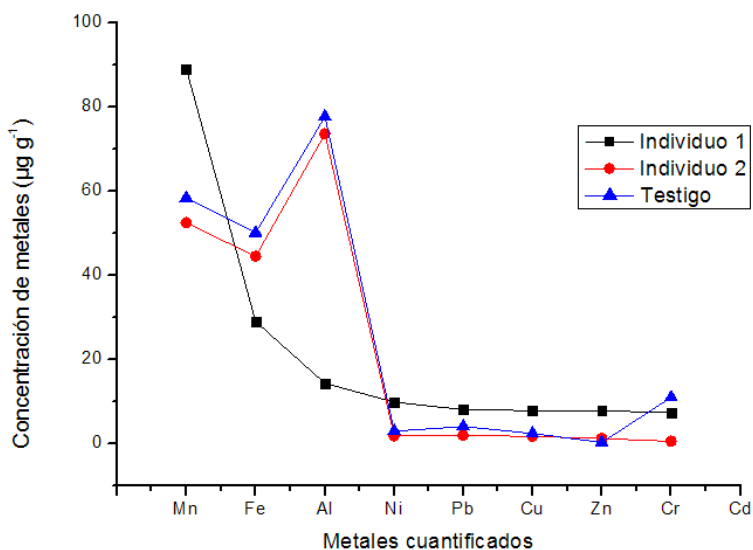


Figura 19. Concentración de metales en semillas de *Acacia saligna*

En tallos de *Acacia saligna* el Fe es el más elevado con una concentración de $260.2 \mu\text{g g}^{-1}$ (figura 20) para el individuo 2 la concentración más alta esta representada por el Mn con $133.0 \mu\text{g g}^{-1}$, para el individuo 5 el Al acumula $143.5 \mu\text{g g}^{-1}$ y es el punto más alto. Cr, Ni, Pb, Cu, Zn y Cd no sobrepasan los $36.0 \mu\text{g g}^{-1}$ de concentración.

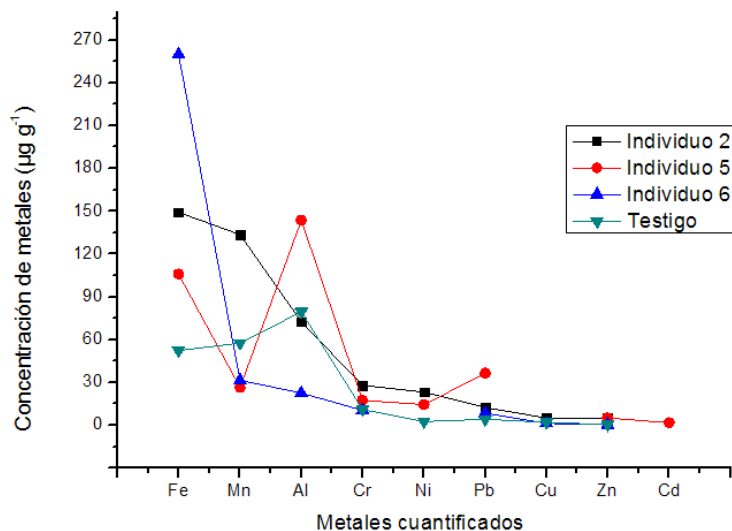


Figura 20. Concentración de metales en tallos de *Acacia saligna*.

La acumulación de los metales aquí estudiados en vainas de *Acacia saligna* por orden decreciente es Al, Fe, Mn, Pb, Ni y Zn. El Al representa el punto máximo de captación con $117.2 \mu\text{g g}^{-1}$ en tanto que Pb, Ni y Zn tienen una concentración parecida que no pasa de $4.1 \mu\text{g g}^{-1}$. Por último el individuo 5 concentra Cd en $0.75 \mu\text{g g}^{-1}$ (figura 21).

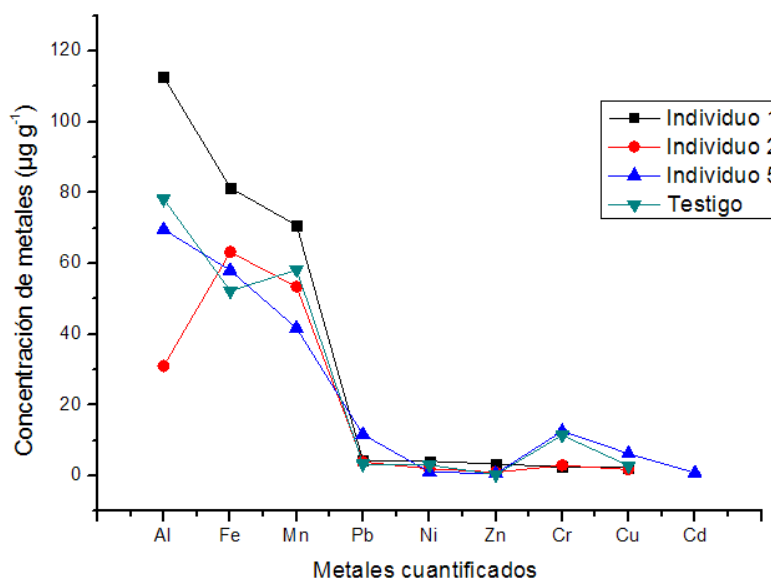


Figura 21. Concentración de metales en vainas de *Acacia saligna*.

La concentración de metales en flores de *O. ficus-indica* se presenta con un orden de tendencia decreciente Mn, Al, Fe, Pb, Cu, Cd, Ni y Zn (figura 22). Por otra parte el Cr fue un elemento no detectado. El Mn representa la más alta cantidad de concentración con $360.7 \mu\text{g g}^{-1}$. El Pb, Cu, Cd, y Zn registran valores similares y no superan los $54.3 \mu\text{g g}^{-1}$.

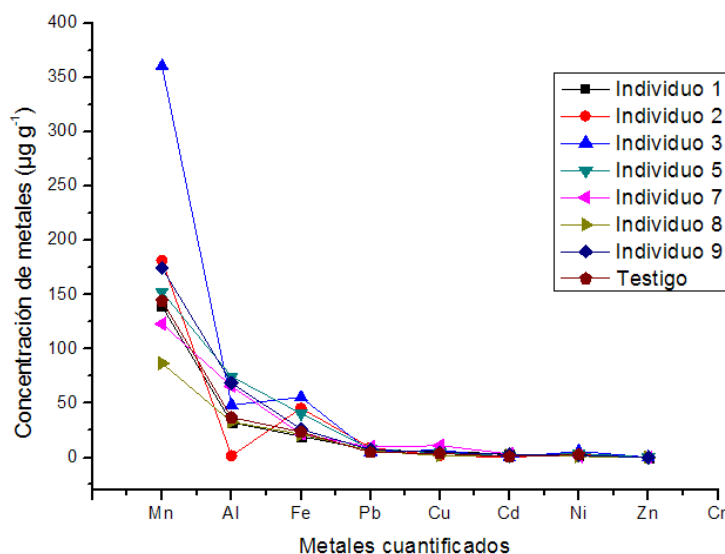


Figura 22. Concentración de metales en flores de *O. ficus-indica*.

En frutos de *O. ficus-indica*, el Mn es el metal con la más alta concentración: $163.3 \mu\text{g g}^{-1}$. Cu, Pb, Ni, Cd, y Zn muestran un comportamiento equivalente y no excede los $9.7 \mu\text{g g}^{-1}$. El Cr no fue detectado (figura 23).

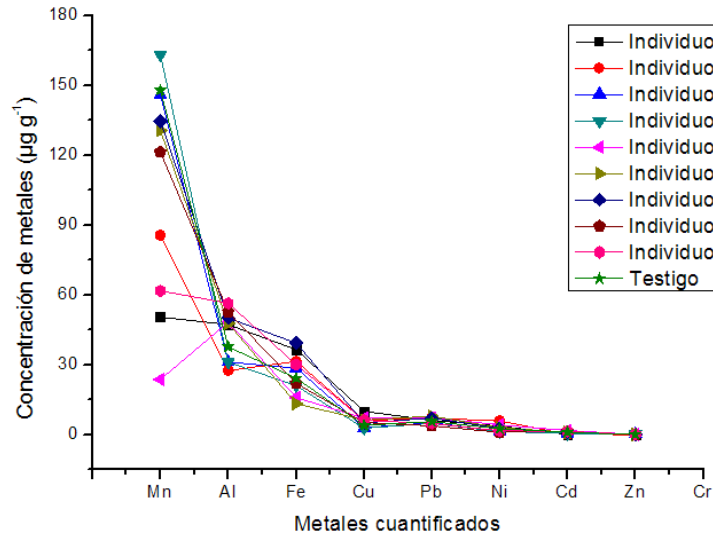


Figura 23. Concentración de metales en frutos de *O. ficus-indica*.

En cladodios de *O. ficus-indica* los elementos metálicos marcan una tendencia similar para todos los individuos; el máximo de acumulación se da en Na con $426.8 \mu\text{g g}^{-1}$. Pb, Ni, Cu, Cd, y Zn tienen concentraciones muy parecidas que no rebasan los $4.1 \mu\text{g g}^{-1}$, en tanto que el Cr no es detectable (figura 24).

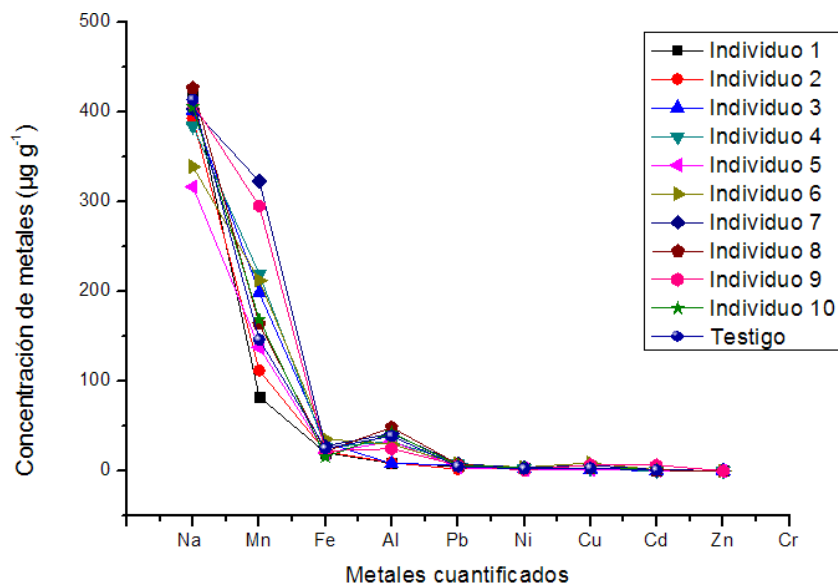


Figura 24. Concentración de metales en cladodios de *O. ficus-indica*.

En la figura 25, se muestra como se encontró la acumulación de los metales en flores de *Tamarix gallica* expone al Fe como el punto más alto con $58.0 \mu\text{g g}^{-1}$. Se define una secuenciencia descendente de concentración Mn, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn y Cd. Cabe mencionar que el intervalo de captación de Cd es casi indetectable (de 0.025 a $0.060 \mu\text{g g}^{-1}$).

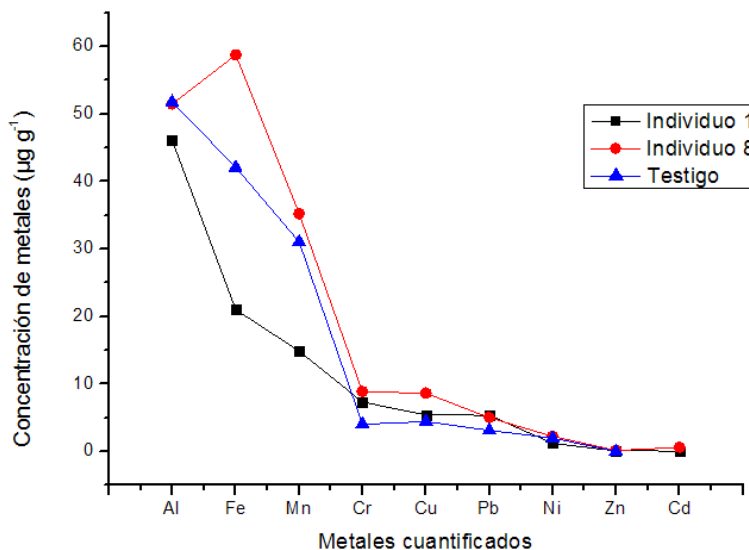


Figura 25. Concentración de metales en flores de *Tamarix gallica*.

La concentración de metales en hojas de *Tamarix gallica* varia de forma decreciente Pb, Cu, Cr, Ni, Cd y Zn (figura 26). Con excepción del Cr el cual registra un intervalo de acumulación de 3.3 a $18.6 \mu\text{g g}^{-1}$. El punto más alto se da en Mn con $30.1 \mu\text{g g}^{-1}$. En la mayoría de los individuos el Al es elemento que más se capta (de 30.2 a $68.3 \mu\text{g g}^{-1}$).

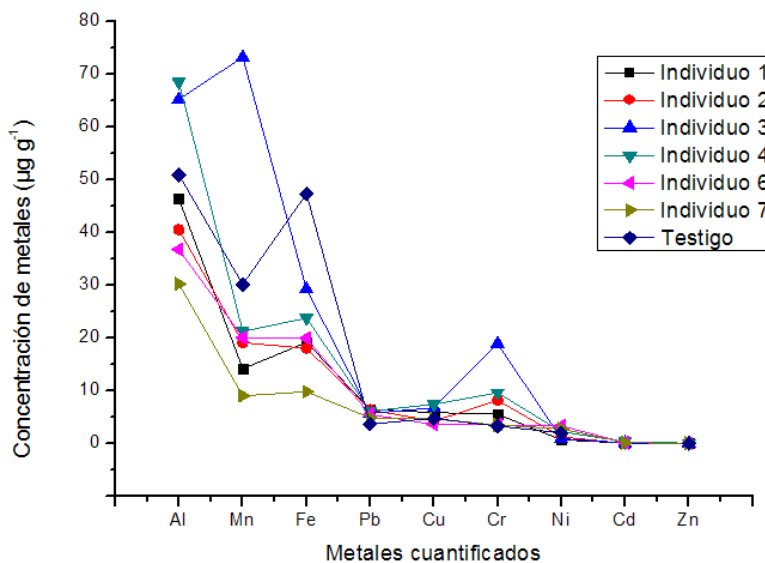


Figura 26. Concentración de metales en hojas de *Tamarix gallica*.

Por otra parte en la figura 27 se muestra como se encontró la acumulación de metales en ramas de *Tamarix gallica* tiene una tendencia decreciente Al, Fe, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn y Cd, siendo el Mn una excepción con un intervalo de concentración de 8.9 a 32.7 $\mu\text{g g}^{-1}$. El punto más alto está representado en Al con 88.7 $\mu\text{g g}^{-1}$. La mayoría de los individuos llevan un mismo patrón referente al Cr cuyo intervalo de captación fluctúa entre 2.5 y 8.9 $\mu\text{g g}^{-1}$.

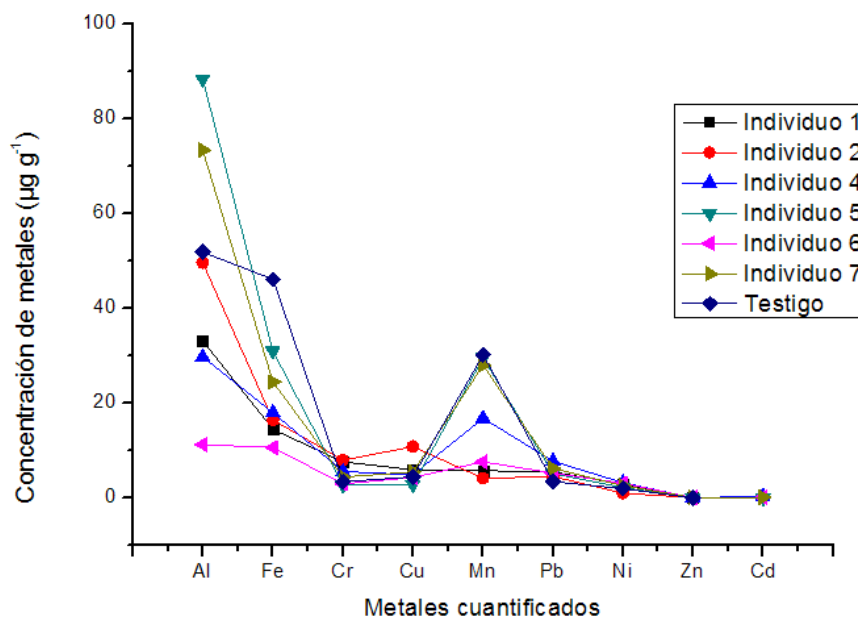


Figura 27. Concentración de metales en ramas de *Tamarix gallica*.

Cuadro 11. Intervalos de concentración de Ca, Mg, K y Na ($\mu\text{g g}^{-1}$) en las estructuras *Acacia saligna*, ubicados en la zona de estudio y el testigo.

		Ca	Mg	K	Na
Flores	Individuos	4060.1 - 18100.2	860.5 - 3265.7	7114.8 - 34323.6	2818.5 - 34323.65
	Testigo	6050.1	2005.3	10888.0	3622.4
Hojas	Individuos	1530.8 - 3890.3	206.7 - 3336.0	2948.7 - 7741.1	579.9 - 2346.5
	Testigo	6070.8	1999.1	10601.0	3908.4
Semillas	Individuos	3330.0 - 3420.4	1436.8 - 5687.5	13415.4 - 49164.2	2687.9 - 3685.4
	Testigo	6060.7	2012.3	10734.0	3400.3
Tallos	Individuos	2450.4 - 29180.2	1052.2 - 9508.9	23547.4 - 33536.9	8335.6 - 23722.4
	Testigo	6050.4	1999.1	10601.0	3699.9
Vainas	Individuos	3330.33 a 6290.5	551.2 a 2122.4	4556.2 a 8057.6	1029.5 a 3959.5
	Testigo	6070.2	1998.9	10100.0	3607.3

Cuadro 12. Intervalos de concentración de Ca, Mg, K y Na ($\mu\text{g g}^{-1}$) en las estructuras de *Opuntia ficus-indica*, ubicados en la zona de estudio y el testigo.

		Ca	Mg	K	Na
Flores	Individuos	760.8 - 2230.5	575.6 - 2176.1	28584.4 - 7102.9	383.9 - 875.0
	Testigo	1350.4	1110.6	7982.11	412.2
Frutos	Individuos	950.5 - 1700.9	208.6 - 1820.9	2400.5 - 15014.7	351.1 - 449.3
	Testigo	1350.8	1024.2	9110.7	420.22
Cladodios	Individuos	645.5 - 2010.5	204.1 - 3025.1	3890.0 - 12078.2	316.4 - 639.11
	Testigo	1335.4	1071.8	9050.6	413.3

Cuadro 13. Intervalos de concentración de Ca, Mg, K y Na ($\mu\text{g g}^{-1}$) en las estructuras de *Tamarix gallica*, ubicados en la zona de estudio y el testigo.

		Ca	Mg	K	Na
Flores	Individuos	2120.1 - 4320.6	985.5 - 1394.2	5273.8 - 5311.0	1281.5 - 3172.2
	Testigo	3090.99	1800.3	8123.0	2850.0
Hojas	Individuos	1350.5 - 4010.7	626.2 - 1648.7	4351.4 - 5593.0	2719.0 - 6804.4
	Testigo	3040.6	1767.9	8000.0	2800.0
Ramas	Individuos	2650.5 - 3880.8	112.2 - 3190.4	1131.0 - 6805.0	1281.5 - 4808.1
	Testigo	3110.8	1804.77	8115.0	2811.1

La acumulación total de metales en individuos de *Acacia saligna* se presentó con Mn, Al, y Fe, en mayor cantidad ($461.7 \mu\text{g g}^{-1}$). Se observa que el Pb llega a tener una concentración de hasta $100.0 \mu\text{g g}^{-1}$; por otra parte el Cd no alcanza ni los $10.0 \mu\text{g g}^{-1}$ (figura 28).

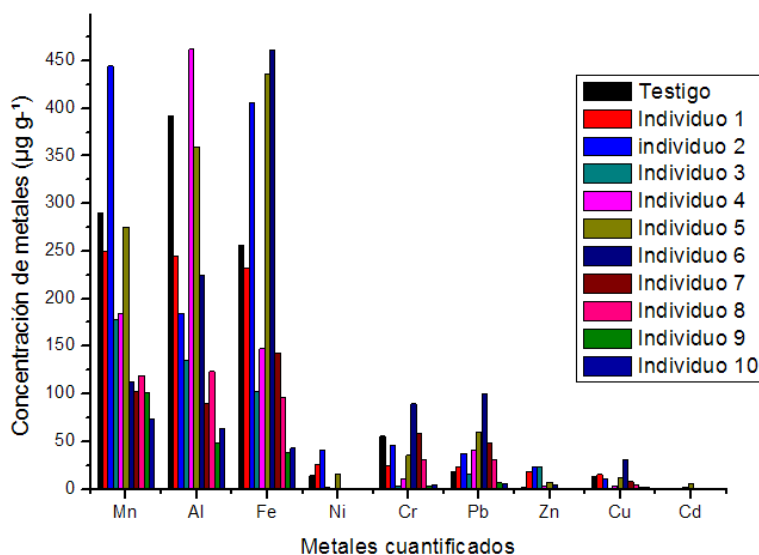


Figura 28. Concentración total de metales en individuos de *Acacia saligna*.

Con la figura 29, se ilustra cómo se encontró en *O. ficus-indica* el total de concentración muestra un orden decreciente de los metales de la siguiente manera: Mn, Al, Fe, Pb, Cu, Ni, Cd. El Mn se muestra en altas cantidades ($903.57 \mu\text{g g}^{-1}$); en contraste el Zn y Cr resultan ser casi indetectables para la mayoría de los casos.

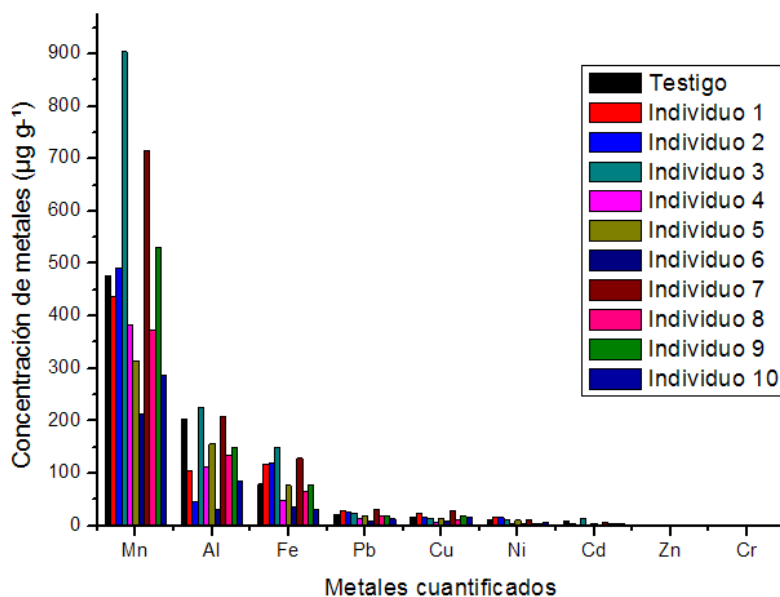


Figura 29. Concentración total de metales en individuos de *O. ficus-indica*.

La concentración total de metales en individuos de *Tamarix gallica* se observa en la figura 30 que el testigo es el individuo con mayor concentración en elementos Al, Fe, Mn. Para los organismos establecidos en la zona de estudio la acumulación de Al es la máxima en cantidad; seguido del Mn. En cambio Zn y Cd son elementos que arrojan resultados de concentración muy bajos, incluso indetectable en algunos casos.

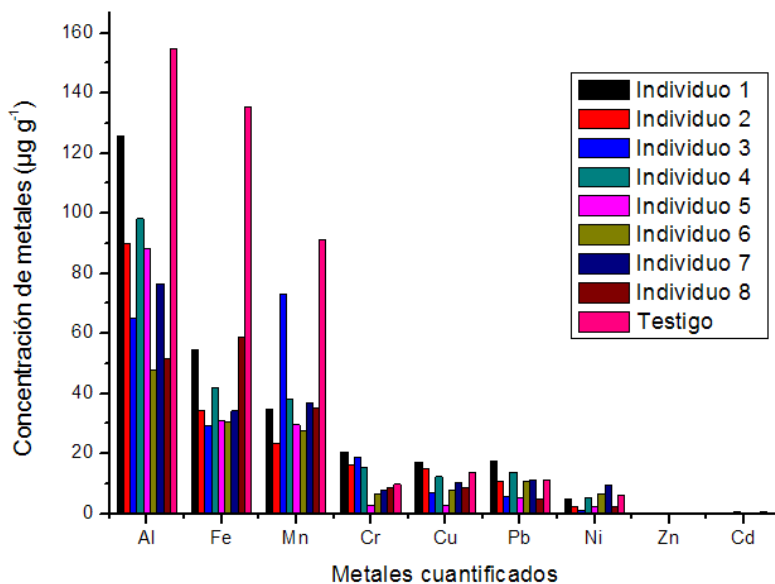


Figura 30. Concentración total de metales en individuos de *Tamarix gallica*.

Cuadro 14. Intervalos de concentración total de Ca, Mg, K y Na ($\mu\text{g g}^{-1}$) en los individuos *Acacia saligna*, ubicados en la zona de estudio y el testigo.

	Ca	Mg	K	Na
Individuos	3030.7 - 46160.53	19844.52 - 1969.35	1569.3 - 43953.9	3618.0 - 117331.62
Testigo	30320.3	10019.43	18238.43	52865.0

Cuadro 15. Intervalos de concentración total de Ca, Mg, K y Na ($\mu\text{g g}^{-1}$) en los individuos de *O. ficus-indica*, ubicados en la zona de estudio y el testigo.

	Ca	Mg	K	Na
Individuos	1420.55 - 5890.87	238.6 - 10100.1	3890.0 - 54140.9	338.9 - 2001.5
Testigo	6540.3	6087.57	39781.5	1958.1

Cuadro 16. Intervalos de concentración total de Ca, Mg, K y Na ($\mu\text{g g}^{-1}$) en los individuos *Tamarix gallica*, ubicados en la zona de estudio y el testigo.

	Ca	Mg	K	Na
Individuos	4010.1 - 13880.8	985.5 - 2917.8	4943.8 - 16295.5	954.0 - 11612.6
Testigo	9260.48	5373.11	24238.0	8461.0

VIII. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.

8.1. Concentración de metales en estructuras de *Acacia saligna*, *Opuntia ficus-indica* y *Tamarix gallica*.

8.1.1. Concentración de Aluminio (Al).

El Al es un nutrimento que no ha sido estudiado en flores, tallos y frutos (figuras 17, 19 y 20) las concentraciones en estos órganos de *Acacia saligna* que crecen en el ex tiradero de Santa Cruz son similares a las del testigo. Este elemento tiene una concentración promedio ligeramente superior al testigo en hoja y semilla (figuras 18 y 21). De acuerdo con Kabata-Pendias (2000), las concentraciones de Al encontradas en esta especie son normales (cuadro 5). Cabe señalar que los resultados obtenidos coincidieron con el pH alcalino del sustrato pues el Al es disponible en pH ácidos y dependerá del grado de acidez que este nutrimento pueda ser tóxico Kabata-Pendias (1992).

No existen datos sobre la concentración de aluminio en flores y frutos, pero al comparar los resultados de estos mismos órganos en individuos de *O. ficus-indica* establecidos en el Ex tiradero de Santa Cruz Meyehualco con los resultados del testigo, la cantidad de aluminio es normal (figuras 22 y 23). El rango de concentración de aluminio en cladodios de *O. ficus-indica* (figura 24) es más alto a lo detectado por Pissani *et al.*, (2002) quien no detectó este elemento en los tejidos de planta, sin embargo Kabata-Pendias, (1992) establece que en plantas el Aluminio puede encontrarse desde decenas hasta centenas de partes por millón (cuadro 5). Con base a lo reportado por este último autor *O. ficus-indica* presenta concentraciones normales de Aluminio en sus cladodios.

Aunque no se cuenta con estudios previos en flores y ramas, los rangos de captación establecidos en *Tamarix gallica* fueron similares a los obtenidos en el testigo (figuras 25 y 27). Las concentraciones de Aluminio en hojas de *Tamarix gallica* (figura 26) son similares a los obtenidos por Kabata-Pendias, (2000) (Cuadro 5).

8.1.2. Concentración de Cadmio (Cd).

Aunque el Cd es considerado un elemento no esencial para procesos metabólicos, es absorbido por la raíz y translocado hasta las hojas, flores y frutos como se demuestra en las

concentraciones de este elemento obtenidas en estos órganos (figuras 17, 18, 20 y 21) de *Acacia saligna* de la zona de estudio en donde se detectó significativamente Cd, y según Ross (1994) (cuadro 5), son concentraciones normales. En la planta testigo no se detectó concentración de este nutrimento, no obstante según Kabata-Pendias, (1992) esto significa que cuando las plantas crecen en suelos contaminados, este elemento es probable que se acumule en las raíces.

No se encuentran antecedentes sobre la captación de cadmio en flores. Sin embargo las concentraciones de Cd en flores de *O. ficus-indica* están entre lo normal al compararlas con la concentración del testigo (figura 22). En frutos de esta planta la concentración de los individuos establecidos en el ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco es ligeramente más baja en relación al testigo (figura 23), y finalmente los cladodios presentan cantidades apenas por encima a lo reportado por Pissani *et al.*, (2002), cabe destacar que en el testigo no hubo detección de Cd, resultado que es idéntico al obtenido por el autor ya mencionado (cuadro 5).

No existen publicaciones acerca de la concentración de este metal en flores de *Tamarix gallica* pero al comparar estas con las flores del testigo la diferencia es mínima (figura 25). Los intervalos de cadmio en hojas de *Tamarix gallica* (figura 26) concuerdan con las investigaciones realizadas por distintos autores (cuadro 5) y para los resultados conseguidos en ramas (figura 27) pueden ser considerados normales según lo reportado por Ross, (1994) en ramas pertenecientes a varias especies de plantas (cuadro 5).

8.1.3. Concentración de Calcio (Ca).

El Ca es un nutrimento esencial para la vida en la planta su absorción es pasiva por lo que la presencia de este elemento en las plantas es alta, como se observa en hojas tallos vainas semillas y flores de *Acacia saligna* donde la concentración de este elemento tanto en el testigo como en los individuos de zona de estudio son similares (cuadro 11). Sin embargo en flor, hoja y tallos de los individuos del ex -tiradero la presencia de este nutrimento es elevado. Según Jones (1998), estas altas concentraciones se consideran normales (cuadro 5). El pH promedio del suelo en la zona de estudio es de 7 a 8.6 (cuadro 6), esto explica que

para suelos con pH arriba de 8 el Ca usualmente sea el catión con la más alta concentración en el suelo con formas solubles y cambiables Jones (1998).

La cantidad de Ca registrado en flores de *O. ficus-indica* (cuadro 11) al ser comparada con Jones, (1998) resulta ser más elevadas (cuadro 5). Para los frutos de esta especie (cuadro 11) los valores son similares a los reportados por Rodríguez *et al.*, (2006) y el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) en 1998 (Cuadro 5). Las concentraciones en los cladodios existentes en el Parque Ecológico Cuitlahuac son más elevadas a diferencia de lo que detecta Pissani *et al.*, (2002) (Cuadro 5).

En *Tamarix gallica* el Calcio en hojas (cuadro 11) se encontró en cantidades que coinciden con lo reportado por varios autores (cuadro 5). Hasta ahora no se cuenta con antecedentes de concentración de Ca en ramas de otras especies, sin embargo la comparación entre los individuos y el testigo muestran que este nutrimento se encuentra en condiciones normales. Los intervalos de concentración hallados en flores de *Tamarix gallica* (cuadro 11) son ligeramente bajas comparado con otros autores (Cuadro 5).

La baja captación de Ca en estos órganos es probablemente a que este nutrimento es más soluble y cambiante en suelos con pH arriba de 8.0 (Jones, 1998) y el sustrato perteneciente al sitio donde se encuentran ubicadas las especies suele sobrepasar de dicha cifra (cuadro 6).

8.1.4. Concentración de Cobre (Cu).

El Cu juega un significativo rol en los procesos fisiológicos y es un micronutrimento esencial para la planta. La presencia de cobre en *Acacia saligna* es mayor en los individuos de la zona de estudio que los individuos testigo, (figuras 17-20), sin embargo la concentración es similar solo en semillas. De acuerdo a Ross (1994) (cuadro 5), las altas concentraciones obtenidas de este elemento son normales, lo que significa que existe un buen funcionamiento del metabolismo en los individuos de *Acacia saligna* Kabata-Pendias (1992).

En *O. ficus-indica* el Cu en flores (figura 22) se encuentra presente de manera similar a lo mencionado por Jones, (1998). Los valores de captación de Cu en frutos (figura 23) están por encima a lo que menciona la USDA, (1998); Rodríguez *et al.*, (2006) (cuadro 5). Este comportamiento puede deberse a que este metal es absorbido con mayor facilidad por las

plantas en suelos que contienen fertilizantes, desechos agrícolas o municipales, etcétera (Cervantes y Moreno-Sánchez, 1999). Para los cladodios (figura 24) la concentración es coherente a lo que menciona Pissani *et al.*, (2002) (cuadro 5).

En las flores de *Tamarix gallica* (figura 25) se obtuvo una captación alta si se compara a lo que maneja Markert, (1993), en cambio Jones, (1998) cantidades mucho más congruentes (cuadro 5). En hojas de *Tamarix gallica* (figura 26) se establecieron cantidades dentro de lo normal de acuerdo Jones, (1998) (cuadro 5). Cuevas y Walter, (2004) determinan el Cu en hojas con cantidades ligeramente bajas, sin embargo Merkert, (1993); Ross, (1994) reportan concentraciones más altas. En ramas de *Tamarix gallica* (figura 27) se acumularon valores parecidos a los de Ross, (1994) en hojas de otras especies.

8.1.5. Concentración de Cromo (Cr).

El Cr es un metal sin un rol metabólico esencial en la planta y su absorción por las plantas es pasiva. La presencia de este elemento en flores, hojas y tallos de las *Acacias* de la zona de estudio es alta en comparación con la *Acacia saligna* testigo sin embargo hay similitud del contenido de Cr en vainas y semillas (figuras 17-20). De acuerdo con Ross, (1994), las concentraciones altas principalmente de hoja son normales (cuadro 5), por otro lado Chaney *et al.*, (1981), menciona que fuentes antropogénicas de este metal son responsables de la elevada concentración de Cr en plantas.

No se encontraron niveles de concentración de Cr en flores, frutos y pencas de *O. ficus-indica* (figuras 22, 23 y 24), no obstante Rodríguez *et al.*, (2006) registran algunos valores (Cuadro 5). Las concentraciones de Cr en las plantas varían ampliamente en los tejidos y en las etapas de crecimiento (Mertz *et al.*, 1974). La captación de Cr en plantas por lo general es la captación es mayor en las raíces que en tallos y hojas (Cervantes y Moreno-Sánchez, 1999). Por otra parte Kabata-Pendias, (1992) establece que el Cr contenido en las plantas está controlado principalmente por el Cr soluble contenido en los suelos y menciona que existen muchos suelos que contienen significantes cantidades de Cr, pero su disponibilidad para las plantas está altamente limitada y aparentemente, los tejidos de la raíz no son capaces de estimular la reducción de Cr^{3+} a Cr^{2+} , es por eso tal vez que no se haya detectado este metal en esta especie.

No se cuenta con antecedentes en flores y ramas (figuras 25 y 27) sobre la captación de Cr. Para las flores de *Tamarix gallica* la concentración entre los individuos ubicados en el Parque Ecológico Cuitlahuac y el testigo difiere de manera mínima (figura 25), esta diferencia es probablemente debida a que los desechos incrementan las concentraciones de este metal (Chaney *et al.*, 1981). En ramas las concentraciones son semejantes entre los individuos y el testigo (figura 27). La absorción de hojas (figura 26) en comparación con Markert, (1993); Jones, (1998) es menor a las obtenidas en *Tamarix gallica*. Ross, (1994) reportó rangos porcentuales mucho más altos (cuadro 5). Sin embargo Kabata-Pendias, (2000) reporta niveles normales de Cr.

8.1.6. Concentración de Hierro (Fe).

La captación de Fe por la planta es activa y juega un rol importante de nutrición en la planta. La concentración de este micronutriente en flores y tallos de las *Acacias* de la zona de estudio es alta en comparación con las *Acacias* testigo, pero hay similitud en las hojas y vainas, cabe mencionar que de las estructuras evaluadas, la concentración más alta que se obtuvo de Fe es en los tallos (figuras 17-20). De acuerdo con Kabata-Pendias, (2000) la concentración obtenida principalmente de hoja y vaina son normales pero también de acuerdo con el mismo autor la presencia de hierro es alto en semillas (cuadro 5), este mismo autor también menciona que el Fe puede ser absorbido como Fe^{2+} o Fe^{3+} , pero la habilidad de la raíz para reducir Fe^{3+} a Fe^{2+} se cree que es fundamental en la absorción de este catión en la mayoría de las plantas.

Las flores de *O. ficus-indica* (figura 22) registran mayor cantidad a lo mencionado por Markert, (1993). El hierro puede ser absorbido ya sea como Fe^{3+} , Fe^{2+} , o como quelatos de Fe (Scheffer *et al.*, 1979), es posible que esta sea la razón por la cual hay más cantidad de Fe acumulado. El hierro en frutos de *O. ficus-indica* se calculó más cantidad de Fe (figura 23) de lo detectado por La USDA, (1998); Rodríguez *et al.*, (2006) (cuadro 5). Las concentraciones de hierro en los cladodios de *O. ficus-indica* (figura 24), son más bajas a las concentraciones establecidas por Pissani *et al.*, (2002) (Cuadro 5), La baja captación de hierro en los cladodios pertenecientes a *O. ficus-indica* puede ser causada debido al grado

de aireación del suelo (Jones, 1998) afectado por la cantidad de residuos existentes en el área.

Las flores en *Tamarix gallica* (figura 25) tienen concentraciones de hierro muy parecidas a las que maneja Markert, (1993) (cuadro 5). Las hojas (figura 26) contienen parecida concentración a la registrada por Markert, 1993. Sin embargo autores como Jones, (1998); Kabata-Pendias, (2000) obtienen cantidades más elevadas mientras que Dris *et al.*, (2002) reportaron concentraciones más bajas (cuadro 5). Las ramas de los individuos ubicados en el Parque Ecológico Cuitlahuac concentran menor hierro que el testigo (figura 27). No se encontraron antecedentes de concentración de este nutrimento en ramas, pero la baja concentración de Fe en los órganos es posible que se deba al alto pH en el suelo (Kabata-Pendias, 1992). Condiciones en las que se encuentra en su mayoría el sustrato del Parque Ecológico Cuitlahuac (cuadro 6).

8.1.7. Concentración de Magnesio (Mg).

El Mg es parte de los micronutrientes requeridos por la planta es componente principal de la molécula de clorofila. En el caso de *Acacia saligna* la presencia de este metal es notable, la concentración de Mg en flores, hojas, tallos, y vainas de las Acacias de la zona de estudio es mas alta que las acacias testigo (cuadro 11), también la mayor concentración de magnesio se obtuvo en los tallos. De acuerdo con Kabata-Pendias, (2000); Cuevas y Walter, (2004), estas altas concentraciones son normales (cuadro 5). Es posible que gracias al pH de 6.1 a 7.8 presente en el suelo (cuadro 6), la presencia de este elemento en las especies de estudio sea normal ya que usualmente el catión Mg^{+} tiene las más altas concentraciones en el suelo en formas solubles y cambiables cuando el suelo es ligeramente ácido a neutral en pH. La disponibilidad de Mg se declina significativamente cuando el pH agua del suelo es menor a 5.4 Kabata-Pendias, (2000).

Hasta el momento no hay trabajos relacionados con la absorción de Mg en flores. Los valores de estas estructuras entre los individuos que se desarrollan en el ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco pertenecientes a *O. ficus-indica* son menores a los del testigo. En órganos como los frutos (cuadro 11) se obtuvieron rangos habituales a lo obtenido por la USDA, (1998); Rodríguez *et al.*, (2006). La concentración en los cladodios (cuadro 11), es

livianamente baja a comparación a lo que obtiene Passani *et al.*, (2002) (cuadro 5). *Tamarix gallica* (cuadro 11) presentó una concentración en hojas semejante a lo obtenido por Jones, (1998); Dris *et al.*, (2002) (cuadro 5). La concentración de Mg en ramas (cuadro 11) a comparación se encuentran por debajo a lo estipulado por Jones, 1998. En flores de *Tamarix gallica*. Jones, (1998) por su parte maneja altas cantidades de Mg con intervalos de concentración coherentes a los reportados en estas estructuras. Cabe señalar que la baja captación de Mg en algunos órganos de las plantas puede deberse a la inundación de los suelos provocado por el exceso de residuos municipales presentes lo que induce a un exceso de humedad (Jones, 1998).

8.1.8. Concentración de Manganeso (Mn).

El Mn es un micronutriente que es captado por la planta de forma metabólica. La concentración de Mn en flores, hojas, semillas, tallos y vainas de las Acacias salinas de la zona de estudio es más alta que las *Acacias* testigo (figuras 17-20). Por otro lado estas mismas concentraciones se consideran bajas cuando se comparan con lo descrito por Jones, (1998) y Kabata Pendias, (2000) (cuadro 5). Generalmente, el Mn disponible se encuentra en el medio ácido y en suelos inundados. Kabata Pendias, (1992) Es posible que por esta causa se encuentre bajo en los órganos evaluados.

La acumulación de Mn en flores de *O. ficus-indica* (figura 22) está por encima a lo que dice Markert, (1993), en tanto que Jones, (1998) da a conocer que las concentraciones obtenidas en flores son muy similares (cuadro 5). En frutos la concentración de este metal (figura 23) se encuentra en el rango lógico según con lo que mencionan Rodríguez *et al.*, (2006), en cambio, Kabata-Pendias, (1992) considera valores que caen en el rango lógico de captación (cuadro 5). En los cladodios de *O. ficus-indica* (figura 24) se obtuvieron cantidades semejantes a comparación de lo reportado por Kabata-Pendias, (1992); Pissani *et al.*, (2002).

La captación de Mn en flores para *Tamarix gallica* fue mayor (figura 25) a lo que establece Markert, (1993) pero por otro lado Jones, (1998) obtiene valores casi idénticos (cuadro 5). El Mn está presente en hojas de *Tamarix gallica* (figura 26) en condiciones aceptables con respecto a lo que indica Jones, (1998); Kabata-Pendias, (2000) (cuadro 5), en tanto que

Markert, (1993) maneja cantidades bajísimas en la concentración de Mn. No se hallaron reportes en la captación de Mn en ramas, no obstante la concentración de este metal en ramas de los individuos y el testigo es equivalente (figura 27), y cabe mencionar que el incremento de concentración de Mn en las plantas es debido al mismo crecimiento de esta última (Heenan y Campbell, 1980).

8.1.9. Concentración de Níquel (Ni).

El Ni es un metal que hasta el momento no se han descubierto funciones metabólicas en la planta, sin embargo las concentraciones de Ni obtenidas entre los individuos de *Acacia Saligna* en el ex tiradero y los testigos son similares en hojas y vainas, pero en flores, tallos y semillas la presencia de Mg es mayor en las especies de la zona de estudio (figuras 17-20). De acuerdo con Cuevas y Walter, (2004) y Ross, (1994), estas concentraciones obtenidas son normales (cuadro 5). Taxonomicamente la familia de tolerancia e hiperacumulación del níquel es la Leguminosae principalmente, ya que tiene efectos de estimulación en la nitrificación del suelo por las plantas Dalton *et al.*, (1985).

Los intervalos de concentración de Ni en frutos de *O. ficus-indica* (figura 23) están dentro del rango de absorción con lo que testifican Rodríguez *et al.*, 2006 (cuadro 5). No se cuenta con antecedentes refiriéndonos a la captación Ni en flores y cladodios, sin la absorción en flores (figura 22), es congruente con las concentraciones obtenidas en el testigo, mientras que para los cladodios la concentración de los individuos es menor a la que se presentó en el testigo (figura 24). La escasez de Ni en los cladodios es debido quizá a que el sustrato del Parque ecológico tiende ser de neutro a alcalino (cuadro 6). En estas condiciones la absorción de Ni tiende a ser mínima (Rodríguez, 2008)

Para el caso de los individuos *Tamarix gallica* las flores y ramas captaron una cantidad de Ni equivalente a la del testigo (figura 25), hay que tomar en cuenta que no se tienen antecedentes respecto a la absorción de este metal en estas estructuras. Las cantidades de Ni en hojas de están en un rango de concentración aceptable (figura 26), según a lo que reportan Markert, (1993); Ross, (1994); Jones, (1998); Kabata-Pendias, (2000); Cuevas y Walter, (2004) (cuadro 5).

8.1.10. Concentración de Plomo (Pb).

Aunque el Pb se da naturalmente en todas las plantas, no se ha demostrado que juegue algún rol esencial en el metabolismo de las plantas. La concentración de este elemento en la mayoría de las estructuras de la planta es alta en comparación con *Acacia saligna* testigo (figuras 17-20). De acuerdo con la concentración de tallos y semillas principalmente es normal, por otro lado se encontraron altos valores de Pb en flores, hojas y semillas principalmente en las especies del ex tiradero. De acuerdo con Ross, (1994) y Kabata-Pendias, (2000) (cuadro 5), los resultados obtenidos de tallos y vainas son normales. Este ultimo autor menciona que el Pb llevado por el aire es una fuente importante de contaminación de plomo ya que es depositado en la superficie de las hojas y es fácilmente absorbido por las celulares foliares Kabata Pendias, (2000).

Las flores de *O. ficus-indica* alcanzan cantidades elevadas de concentración (figura 22) a comparación a lo que dice Markert, (1993). No se encontraron investigaciones de Pb en frutos, no obstante los individuos que se desarrollan en el ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco concentran cantidades análogas a las del testigo (figura 23). En cladodios las detecciones de Pb son menores (figura 24) a lo detectado por Pissani *et al.*, (2002) (cuadro 5). Si bien las cantidades de plomo obtenidas en individuos son mínimas estas son justificadas con lo comentado por Nicolls *et al.*, (1965) mencionando que cuando las concentraciones de metal del suelo incrementan, el Pb es claramente excluido de la planta. Además si el Pb fuera necesario para las plantas su nivel de concentración estaría en 2.0 ó 6.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 1992).

El único antecedente con el que se cuenta referido a la determinación de Pb en flores proviene de Markert, (1993) (cuadro 5), sus valores obtenidos resultan ser similares a los de *Tamarix gallica* (figura 25). Las cifras de concentración en hojas (figura 26) son congruentes con lo que dice Markert, (1993); Ross, (1994); Kabata-Pendias, (2000). En ramas se obtuvo una acumulación variada (figura 27), en donde algunos datos coinciden a lo obtenido en ramas de *Tamarix gallica* mientras que otras son bastante elevadas (cuadro 5), esto puede considerarse normal ya que las concentraciones de Pb varían notoriamente dependiendo de la especie y/o las concentraciones son elevadísimas esto debido a que el Pb es un contaminante químico en el medio ambiente (Rühling y Tyler, 1968), por otra parte la

elevada concentración de Pb en plantas puede ser debida a que el Pb no se recoge directamente del suelo por las raíces, sino que es absorbido de los materiales de plantas muertas acumuladas cerca de la superficie del suelo (Zimdahl y Koeppe, 1977).

8.1.11. Concentración de Potasio (K).

El K es un macronutriente esencial para la vida en las plantas, La concentración de este metal en *Acacia saligna* es alta en: tallos, semillas y principalmente en flores, pero es baja en vainas y hojas en comparación con el testigo (cuadro 11). De acuerdo con Jones, (1998) la concentración alta en flores es normal pero es baja en hojas (cuadro 5). La alta presencia de otros metales como el y Cr provoca la baja captación y aumenta el descenso de potasio en la hojas Foy, (1983) y Kloke *et al.*, (1984), es posible que por estos factores la presencia de K en vainas y flores se baja.

Los intervalos de concentración en flores de *O. ficus-indica* (cuadro 11) son superiores a los indicados por Jones, (1998) (cuadro 5). Los frutos registraron intervalos de concentración parecidos a los que reportan Jones, (1998); La USDA, (1998). Por otro lado Rodríguez *et al.*, (2006) manejan cantidades ligeramente menores. La concentración en cladodios (cuadro 11) varía de acuerdo a lo reportado por Pissani *et al.*, (2002), ya que en algunos casos es menor la captación mientras que en otros casos las concentraciones son parecidas (Cuadro 5).

En *Tamarix gallica* (cuadro 11) las hojas obtienen mayor cantidad de K en comparación a lo señalado por Markert, (1993); Dris *et al.*, (2002). Sin embargo los resultados obtenidos por Jones, (1998) son congruentes (cuadro 5). Para el caso del K acumulado en ramas no se hallaron fuentes de información, pero al comparar la captación de las estructuras de esta especie resultan ser inferiores a la captación del testigo (cuadro 11). En flores la concentración es menor a lo reportado por Jones, (1998), esta baja acumulación puede ser debida a que la deficiencia más común en los suelos, después de la del N y P es precisamente la del K. El ión K^+ se redistribuye fácilmente desde los órganos maduros hacia los jóvenes, así que los síntomas de deficiencia aparecen en la mayoría de las hojas (Salisbury y Ross, 2000). La absorción de K también depende altamente de la temperatura, así como de una buena oxigenación en el suelo (Jones, 1998).

8.1.12. Concentración de Sodio (Na).

El Na es un micronutriente esencial en la planta, la concentración de este elemento en *Acacia saligna* es alta en flores, tallos y vainas, pero es similar en semillas y vainas en comparación con las *Acacias* testigo (cuadro 11) de esta misma forma la concentración obtenida en hojas es baja en las *Acacias* de la zona de estudio. El pH presente en la zona de estudio se considera neutro a ligeramente alcalino con valores de 7 a 8.6 (cuadro 6) y según Navarro y Navarro, (2003) los suelos salinos tienen altas concentraciones de cationes como el Na^+ , así que es posible la presencia de este micronutriente en los órganos de las *Acacias* sea elevado.

En cuanto a la acumulación de Na en flores no se cuentan con estudios previos pero al hacer una comparación de acumulación de este mineral en estas estructuras los individuos ubicados en el ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco y el testigo resultan ser similares. En frutos se obtuvo un intervalo de captación muy por debajo (cuadro 11) a lo obtenido por la USDA, (1998) (cuadro 5), pero esto puede ser normal si se toma en cuenta que los principales cationes en los suelos son el Ca, K, Mg, y Na, además de considerar que el 15 por ciento de la capacidad catiónica está ocupada por el Na^+ y con un pH inferior a 8.5 (Navarro y Navarro, 2003). Este último dato característico de la zona de estudio en el Parque Ecológico Cuitlahuac (cuadro 6). La cantidad de Na en cladodios de *O. ficus-indica* es parecida a lo mencionado por Pissani *et al.*, (2002).

Markert, (1993) reporta datos similares de hojas a los obtenidos en *Tamarix gallica* (cuadro 11). Lo acumulado de en ramas y flores es normal al ser comparados los individuos del Parque Ecológico Cuitlahuac con sus respectivos testigos (cuadro 11). Es importante aclarar que no se encontraron investigaciones referentes a concentraciones de este mineral en estas dos últimas estructuras.

8.1.13. Concentración de Zinc (Zn).

El Zn es un micronutriente que es captado por la planta de forma metabólica, la concentración de este metal en las estructuras de *Acacia saligna* como flores, tallos y vainas es alta en comparación con las *Acacias* testigo (figuras 17-20), pero cuando se comparan con los resultados obtenidos por otros autores como Jones, (1998) y Ross,

(1994) se consideran bajos (cuadro 5), por otro lado de acuerdo con Markert, (1993), el contenido de Zn en hojas y semillas se considera normal. Es posible que la concentración baja del metal sea por la baja disponibilidad del Zn en el suelo ya que el pH en la zona de Acacias es de 7 a 8.6 (cuadro 6), y un suelo con pH arriba de 7 provocan una deficiencia del Zn para las plantas (Linsay, 1972).

Hasta el momento no hay estudios de este micronutriente en flores. Prácticamente las diferencias entre lo detectado en los individuos de *O. ficus-indica* establecidos en el Parque Ecológico Cuitlahuac y los testigos es mínima en flores (figura 22). El Zn registra en frutos de *O. ficus-indica* valores coherentes (figura 23), al compararlos con lo publicado por la USDA, (1998). Otros autores como Rodríguez *et al.*, (2006) mencionan cantidades más elevadas (cuadro 5). En cladodios se concentra una cantidad más baja (figura 24) a comparación de lo que establece Pissani *et al.*, (2002) (cuadro 5).

La concentración de Zn en flores de *Tamarix gallica* (figura 25) están muy por debajo a lo reportado por Markert, (1993); Jones, (1998) (cuadro 5). La concentración de Zn en hojas (figura 26) también son bajas comparándolas con Markert, (1993), mientras que Ross, (1994); Jones, (1998); Kabata-Pendias, (2000); Cuevas y Walter, (2004) manejan valores mucho más parecidos. Las concentraciones en rama (figura 27) son inferiores a diferencia de lo que establece Ross, (1994) (cuadro 5). Sin embargo Illera *et al.*, (2001) reportó un promedio de $1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ en otras especies, valor que es muy similar a las obtenidos en *Tamarix gallica*. Existen diversos factores por lo cual el Zn se manifiesta en bajas concentraciones y una de ellas es que la disponibilidad del Zn se ve afectada cuando el pH del suelo incrementa. Otra se puede deberse a la presencia de Cu^{2+} y otros cationes tales como el NH_4^+ que inhiben la captación de este micronutriente (Jones, 1998). Por otra parte es sabido que el Zn varía dependiendo de la fase de crecimiento modificando su concentración en distintas estructuras de las plantas (Scheffer *et al.*, 1979). Asimismo se asume que el contenido de Zn cambia considerablemente dependiendo del ecosistema y de los genotipos (Tinker, 1981; Kabata-Pendias, 1992).

8.2. Concentración total de metales en individuos *Acacia saligna* H. L. Wendl, *O. ficus-indica* (L.) Mill y *Tamarix gallica* L.

8.2.1 Concentración de Aluminio (Al).

El aluminio fue detectado en individuos *Acacia saligna*, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* (figuras 28, 29 y 30) de manera evidentemente similar a lo que se ha reportado en investigaciones realizadas por Chapman, (1979); Bloom y Epstein, (2005) (cuadro 12).

8.2.2. Concentración de Cadmio (Cd).

La captación en *Acacia saligna* y *Tamarix gallica* (figuras 28 y 30) resultan ser equivalentes a las manejadas por Kabata-Pendias, (1992) (cuadro 4). Para el caso de *O. ficus-indica* (figura 29) se obtuvo un rango de absorción ligeramente por debajo a lo que menciona Nuorteva, (1990) (12 a 24 $\mu\text{g g}^{-1}$), mientras que Kloke *et al.*, (1984); Macnicol y Beckett, (1985) determinan que el Cd puede hallarse de 5.0 a 20.0 $\mu\text{g g}^{-1}$, al igual que Kabata-Pendias, (1992) este intervalo de concentración es similar a lo obtenido en *O. ficus-indica*.

8.2.3. Concentración de Calcio (Ca) y Cobre (Cu).

Acacia saligna, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* arrojan valores de captación de Ca (Cuadro 12) y de Cu (Figuras 28, 29 y 30) muy similares a los detectados por Chapman, (1979); Raven, (1992); Jones, (1998); Bloom y Epstein, (2005) (cuadro 4). Aunque Farago, (1994) establece valores más elevados en plantas a lo obtenido en *Acacia saligna*, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* en Ca.

8.2.4. Concentración de Cromo (Cr).

El intervalo de acumulación para cromo en *Acacia saligna* es elevado (figura 28) a comparación de lo que manejan Kabata-Pendias, (1992); Farago, (1994) (cuadro 4). No hubo detección de cromo en los individuos de *O. ficus-indica* (figura 29), esto queda justificado al hacer una detallar lo obtenido por Kabata-Pendias, (1992); Farago, (1994) quienes registran concentraciones casi indetectables en plantas (cuadro 4).

Los individuos de *Tamarix gallica* detectan gran cantidad de Cr (figura 30) aunque Kabata-Pendias, (1992); Farago, (1994) obtienen resultados de captación menores. Elevadas cantidades de Cr en plantas pareciera ser algo anormal, sin embargo se han reportado concentraciones en muchas plantas de hasta $100.0 \mu\text{g g}^{-1}$ de Cr (Cervantes y Moreno-Sánchez, 1999).

8.2.5. Concentración de Hierro (Fe), Magnesio (Mg) y Manganeso (Mn).

En *Acacia saligna*, *O. ficus-indica* y en *Tamarix gallica* las concentraciones para Fe, Mn (figuras 28, 29 y 30) y Mg (cuadro 12) fueron determinados con valores normales según a lo establecido por Chapman, (1979) Kabata-Pendias, (1992); Raven, (1992); Farago, (1994); Jones, (1998); Bloom y Epstein, (2005).

8.2.6. Concentración de Níquel (Ni).

Acacia saligna, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* (figuras 28, 29 y 30) en su mayoría de valores mencionados entran en el rango de captación de autores como Kabata-Pendias, (1992); Farago, (1994); Jones, (1998); Bloom y Epstein, (2005), sin embargo algunos datos de las tres especies estudiadas rebasan el límite reportado en cuanto a este metal se refiere, no obstante se sabe desde hace muchos años que el Ni forma parte fundamental de una enzima llamada ureasa, que cataliza la hidrólisis (degradación conseguida utilizando H_2O) de urea a CO_2 y NH_4^+ (Salisbury y Ross, 2000), tal vez por ese motivo la captación de este nutrimento se da a grandes cantidades relativamente. Existen especies conocidas por su gran tolerancia e hiperacumulación de Ni donde se reportan incluso arriba de $19,000 \mu\text{g g}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 1992).

8.2.7. Concentración de Plomo (Pb).

Algunos datos de *Acacia saligna*, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* (figuras 28, 29 y 30) logran coincidir con lo reportado por Kabata-Pendias, (1992), pero en otros casos las cantidades de Pb están muy por encima (cuadro 4). Esto se debe probablemente a que el Pb puede que sea absorbido de los materiales de plantas muertas acumuladas cerca de la

superficie del suelo (Zimdahl y Koeppe, 1977), o bien a que la cantidad de plomo varía dependiendo de la especie (Rühling y Tyler, 1968).

8.2.8. Concentración de Potasio (K).

De las cifras obtenidas en la absorción de potasio en *Acacia saligna*, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* (figuras 28, 29 y 30) sólo una de ellas sobrepasó lo confirmado por otros autores (esto en el caso del K en un individuo de *Acacia saligna*), en cambio los demás valores coinciden tajantemente a lo que estableció Chapman, (1979); Raven, (1992); Farago, (1994); Jones, (1998); Bloom y Epstein, (2005) (cuadro 4).

8.2.9. Concentración de Sodio (Na).

El intervalo de concentración de este mineral es muy amplio y de tal modo los valores de Chapman, (1979); Kabata-Pendias, (1992); Farago, (1994); Jones, (1998); Bloom y Epstein, (2005) (cuadro 4) concuerdan con lo detectado en *Acacia saligna*, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* (cuadro 12).

8.2.10. Concentración de Zinc (Zn).

Los resultados obtenidos en *Acacia saligna*, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* (figuras 28, 29 y 30) difieren de la literatura citada (Chapman, 1979; Kabata-Pendias, 1992; Raven, 1992; Jones, 1998; Bloom y Epstein, 2005), ya que estos autores consideran concentraciones de Zn mucho más elevadas (cuadro 4). Sin embargo Jones, (1998) señala que la carencia de Zn en las plantas puede deberse a un incremento en la escala de pH en el sustrato. Así como también a la presencia de otros cationes que impiden la absorción de este metal.

IX. CONCLUSIONES

Las especies estudiadas tienen una acumulación diferencial de nutrimentos.

El Al se presenta en bajas cantidades en hojas de *Acacia saligna* y *Tamarix gallica*, en cambio en altas concentraciones en los cladodios de *O. ficus-indica*, sin llegar a afectar el proceso de crecimiento en estos individuos.

El Ca se concentra en altas cantidades en semillas de *Acacia saligna* así como también en hojas de *Tamarix gallica*. Elevadas concentraciones de este micronutriente provocó una deficiencia de K sin llegar a afectar el crecimiento de los individuos.

El Cd en la mayoría de los órganos evaluados fue un elemento “no detectado”, sin embargo se detectaron bajas concentraciones de este metal que no afectan el metabolismo de las plantas.

El Cu se encuentra en bajas cantidades en flores y hojas de *Acacia saligna* y *Tamarix gallica*, asimismo en frutos de *O. ficus-indica* debido a la presencia de elevadas concentraciones de otros cationes (tales como K^+ y Ca^{2+}) en el sustrato del Parque Recreativo Cuitlahuac.

El Cr es el único elemento tóxico de los aquí estudiados que se encontró en concentraciones por arriba de las normales en *O. ficus-indica*, pero no impide su establecimiento y desarrollo normales.

El Fe se encontró en elevadas concentraciones en flores y tallos de *Acacia saligna* y cladodios de *O. ficus-indica* y con bajas en hojas de *Tamarix gallica*. La elevada concentración de este elemento es controlada por la misma planta y debida a la alta presencia de Ca.

De Mg se encontraron bajos valores en flores y hojas de *Acacia saligna* y en hojas de *Tamarix gallica* a consecuencia de las altas concentraciones de los cationes K^+ y Ca^{2+} .

El Ni se encontró en condiciones normales para las tres especies en todas sus estructuras. Esto se ve reflejado en las buenas condiciones en que se encuentran *Acacia saligna*, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica*.

El alto contenido de Pb en flor, hoja y semillas de *Acacia saligna* y en frutos de *O. ficus-indica* no manifiesta efectos tóxicos en las plantas evaluadas.

El K se obtuvo en concentraciones bajas en los frutos de *O. ficus-indica* y en elevadas cantidades en semillas de *Acacia saligna* debido a la elevada concentración de Ca.

El Na en los cladodios de *O. ficus-indica* se encuentra en altas cantidades, esto es normal ya que naturalmente este género retiene gran cantidad de agua en sus tejidos.

El Zn es un micronutriente presente en los tejidos de *Acacia saligna*, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* en concentraciones ligeramente superiores a los normales sin que llegue a ser tóxico.

Acacia saligna es una especie hiperacumuladora de Pb estos metales son transportados desde la raíz a la hoja, flor, fruto y semillas, mientras que el Cr se encontró en flores y semillas.

El Na en *O. ficus-indica* tiene un papel sobresaliente en la succulencia de sus cladodios en el ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco.

Tamarix gallica no bioacumula ninguno de los cationes metálicos aquí estudiados probablemente por contar con mecanismos de exclusión en el cuello de la raíz.

Acacia saligna, *O. ficus-indica* y *Tamarix gallica* son especies que pueden ser utilizadas para la fitorremediación en suelos contaminados.

X. RECOMENDACIONES

1. Inocular el suelo con una bacteria específica para *Acacia saligna* con el propósito de mejorar el proceso de fijación del nitrógeno
2. Inocular el suelo con micorriza arbuscular con el fin de que la asociación favorezca la obtención de recursos por la planta.
3. Realizar un análisis de suelo con el fin de tener el estudio completo de la absorción de metales y la captación en raíz principalmente.
4. Considerar en la evaluación un mínimo de cinco individuos como testigo para poder realizar el análisis estadístico de manera confiable.
5. Establecer un tratamiento de los lixiviados para evitar riesgos de contaminación hacia la población, así como aprovechar el biogás.
6. Involucrar a todos los sectores sociales de la Delegación Iztapalapa para que asuman la responsabilidad en el cuidado y mantenimiento del Parque Recreativo Cuitlahuac.

XI. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

1. Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C., Barberis, R. 2002. **Distribution and mobility of metals in contaminated sites. Chemometric investigation of pollutant profiles.** Environmental Pollution, 119 (2): 177 - 193
2. Bailey, L. H. 1951. **Manual of cultivated plants. Most commonly grown in the continental.** United States and Canada. Mcmillan Publishing Co. U.S.A.
3. Baker, A. J. M. 1981. **Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals.** Journal Plant Nutrition. 3 (1): 643 - 654.
4. Baszynski, T., Wajda, L., Król, M., Woliska, D., Krupa, Z., Tukendorf, A. 1980. **Photosynthetic activities of cadium-treated tomato plants.** Physiol Plant. 48 (3): 365 - 370.
5. Bautista, Z. F. 2000. **Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados.** Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México.
6. Beauford, W., Barber, J., Barringer, A. R. 1977. **Uptake and distribution of mercury within higher plants.** Physiol Plant. 39 (4): 261 - 265.
7. Berrow, M. L. Burridge, J. C. 1979. **Sources and distribution of trace elements in soils and related crops. In Proc. Inf. Conf. on management and control of heavy metals in the environment.** Amsterdam, CEP. Consultants Ltd. Edinburg, U. K.
8. Bloom, A. J., Epstein, E. 2005. **Mineral nutrition of plants: principles and perspectives.** 2nd ed., Sinauer Associates, Inc. Publishers. University of California.
9. Bold, H., Alexopoulos, C., Delevoryas, T. 1989. **Morfología de las plantas y los hongos.** Editorial Omega. España.
10. Bowling, D. J. F. 1976. **Uptake of ions by plants roots.** London: Chapman and Hall.
11. Bravo-Holis, H. 1978. **Las cactáceas de México.** México. D.F. UNAM.
12. Bravo-Holis, H. 1991. **Las cactáceas de México.** Universidad Nacional Autónoma de México. 1 (2): 1 - 743.
13. Bravo-Holis, H., Scheinvar, L. 1995. **El interesante mundo de las cactáceas.** Sección de obras de ciencia y tecnología. Concejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Fondo de Cultura Económica. México.
14. Brix, H. 1993. **Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates.** (ed.) Moshire, G. A. In: Constructed Wetland for Water Quality Improvement. Lewis Publ, Boca Raton.
15. Brooks, R. R. 1972. **Geobotany and biogeochemistry in mineral exploration,** New York: Harper and Row.
16. Brooks, R. R. 1993. **Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment.** (ed.) Market, B. Weinheim: VHC.

17. Bussler, W. 1981. **Physiological functions and utilization of copper.** In **copper in soils and plants.** (eds.) Loneragan, J. F. Robson, A. D., Graham, R. D. Academic Press. Sidney.
18. Callejas, C. M. 2009. **Evaluación de *Cynodon dactylon* (L.) pers y *Senna tomentosa* Batka como plantas extractoras de zinc y cadmio.** Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
19. Chaney, R. L., Hornick, S. B. 1977. **Accumulation and effects of cadmium on crops.** Paper Presented at International. Cadmium Conference. San Francisco.
20. Chaney, R. L., Hornich, S. C., Sikora, L. J. 1981. **Review y preliminary studies of industrial land treatment practice:** In Proc. 7th Annu. Res. Symp. Land Disposal: Hazardous Waste, Cincinnati, Ohio.
21. Chapman Q.H. 1979. **Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas.** Editorial Trillas. México, D.F.
22. Cervantes, C. y Morales-Sánchez, R. 1999. **Contaminación ambiental por metales pesados. Impacto en los seres vivos.** AGT Editor, S.A. México, D.F.
23. Cramer, G., Epstein, E., Lauchli, A. 1991. **Effects of sodium, potassium and calcium on salt-stressed barley.** *Physiology Plantarum.* 81 (2): 197 – 202.
24. Cramer, G., Lauchli, A., Polito, V. S. 1985. **Displacement of Ca^{2+} by Na^+ from the plasmalemma of root cells.** *Plant Physiology.* 79 (2): 207 - 211.
25. Cramer, G., Lynch, J., Lauchli, A., Epstein, E. 1987. **Influx of Na^+ , K^+ , and Ca^{2+} into roots of salt-stressed cotton seedlings.** *Plant Physiology.* 83 (1): 510 - 516.
26. Criollo, D. C. A. y Hernández, S. G. R. 2011. **Establecimiento de *Populus alba* L., *Kalanchoe blossfeldiana* P. y *Tamarix gallica* L. en un sitio de disposición final post-clausura Parque Ecológico Cuitlahuac.** Tesis de Licenciatura. UNAM, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza.
27. Cuevas, G., Walter, I. 2004. **Metales pesados en maíz (*Zea mays* L.) cultivado en un suelo enmendado con diferentes dosis de compost de lodo residual.** Departamento de Medio Ambiente. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Agroalimentaria, INIA. Madrid. España. 20 (2): 59 - 68.
28. Cunningham, L. M., Collins, F. W., Hutchinson, T. C. 1975. **Physiological and biochemical aspects of cadmium toxicity in soybean.** Paper Presented at International Conference. On Heavy Metals in the Environment Toronto. 27 (5): 67 – 97.
29. Dahmani-Muller, H., Van Oort F., Gélie, B., Balabane, M. 2000. **Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter.** *Environ Pollution.* 109 (2): 231 – 238.
30. Dalton, D. A., Evans, H. J., Hanus, F. J. 1985. **Simulation by nickel of soil microbial urease activity and urease and hydrogenase activities in soybeans grown in a low-nickel soil.** *Plant Soil.* 88 (2): 245 - 258.

31. Davies, R. D., Beckett, P. H. T., Wollan E. 1978. **Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley.** Plant Soil. 49 (4): 395 - 408.
32. Dris, R., Abdelaziz F.H., Jain, S. M. 2002. **Plant nutrition and diagnosis.** Science Publishers, Inc. Enfield, New Hampshire, USA.
33. Duarte, Z. V. 2005. **Establecimiento de la cubierta vegetal arbórea (con el género *Acacia*) en un sitio de disposición final de Post-clausura; Parque Recreativo Cuitlahuac.** Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
34. Ernest, W. H. O. 1993. **Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment.** (ed.) Markert, B. Weinheim: VCH.
35. Farago, M. E. 1986. **Frontiers in bioinorganic chemistry.** (ed.) Xavier, A. V. Weinheim. VCH.
36. Farago, M. E. 1994. **Plants and the chemicals elements biochemistry, uptake, tolerance and toxicity.** (ed.) Markert, B. VCH. New York, USA.
37. Farago, M. E. y Mehra, A. 1992. **Metal compounds in environment and life, 4. (Interrelation between chemistry and biology).** (eds.) Merian, E., Haerdi, W. Northwood: Science and Tecnology Letters.
38. Förstner, U., Wittmann, G. T. W. 1979. **Metal pollution in the aquatic environment.** Springer Berlin Heidelberg New York.
39. Franke, W. 1967. **Mechanism of foliar penetration of solutions.** Annual Review of Plant Physiology 18 (2): 281 - 300.
40. Foy, C. D. 1983. **Adaptation to mineral stress problem in soils.** Iowa State Journal of Research 57 (1): 339 - 354.
41. Foy, C. D., Scott, B. J., Fisher J. A. 1988. **Genetic differences in plant tolerance mn toxicity. in manganese in soils and plants.** (eds.) Graham, R. D., Hannam, R. J., Uren, N. C. Kluwer Academic Publ. Dordrecht.
42. Galván, V. M. A. 1995. **Caracterización de los desechos sólidos del ex-tiradero de Santa Cruz Meyehualco y su impacto en el suelo.** Tesis licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
43. García, B. J., Colom, V. F., Jaramillo S. J. 2003. **Manual del auxiliar del laboratorio.** Editorial MAD. México, D. F.
44. García, I., Dorronsoro, C. 2002. **Contaminación por metales pesados.** Departamento de edafología y química agrícola de España.
45. García, M., Murguía, A. 2000. **Evaluación del establecimiento de *Senna didymobotrya* para la recuperación de la cubierta vegetal para los sitios de disposición final post-clausura.** Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
46. Gary, W. V. 2000. **Environmental chemistry, a global perspective.** Oxford University Press. New York, USA.
47. Gómez, N. M. 2006. **Seguimiento de las especies de *Acacia baileyana*, *Acacia saligna* y *Acacia Nerifolia* en un sitio de disposición final Post-clausura (Parque**

- Recreativo Cuitlahuac**). Reporte Servicio Social. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
48. Gómez N. M. 2008. **Establecimiento de la cubierta vegetal con las especies de de Álamo Plateado (*Populus alba* L.), Trueno (*Ligustrum Japonicum* Thunb.), Pirúl (*Schinus molle* L.), y Fresno (*Fraxinus uhdei* (Wenzi.) en un ex-tiradero a cielo abierto (Parque Recreativo Cuitlahuac) y modelación del establecimiento de plantas.** Tesis licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
 49. González, A. A. 2008. **Introducción y seguimiento de la especie *Cupressus Lindley Klotsch ex Endl* en el sitio final Post-clausura Parque Recreativo Cuitlahuac.** Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Zaragoza. UNAM.
 50. González, B. 2003. **Uso de *Larrea tridentata* Cav. como bio-indicador de Cd y Ni en la zona circundante a la planta de tratamiento de residuos de un cimari en el municipio de Mina, Nuevo León.** Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Zaragoza. UNAM.
 51. González, D. A., Riojas L., Mónica, N., Arreola, H. 2001. **El género *Opuntia* en Jalisco.** Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. Universidad de Guadalajara. México.
 52. González, P. C., Hernández, H. L. 2002. **Introducción al análisis instrumental.** Editorial Ariel Ciencia. México, D. F.
 53. Gray, H. B. 1975. **Principios básicos de química.** Editorial Reverté., Barcelona, España.
 54. Greger, M., Kautsky, 1993. **Use of macrophytes for mapping bioavailable heavy metals in shallow coastal areas, Stockholm, Sweden.** Applied Geochemistry 8 (2): 37 - 43.
 55. Halloway, P. J. 1982. **Structure and histochemistry of plant cuticular membranes: an overview.** (eds.) Cutler, D. F., Alvin, K. L., Price, C. E. The Plant Cuticle. Academic Press, London.
 56. Halvorsen, A. D., Linsay, W. L. 1977. **The Zn^{2+} concentration for corn and the nonabsorption of chelated zinc.** Soil Science Society of America Journal. 41 (1): 531 - 534.
 57. Hemphill, D. D., Rule, J. 1978. **Foliar uptake and translocation of Cd and Pb.** International Conference Heavy Metals Environ. Toronto – Ontario, Canadá.
 58. Heenan, D. P., Campbell, L. C. 1980. **Transport and distribution of manganese in two cultivars of soybean.** Australian Journal of Agricultural Research. 31 (5): 943 - 949.
 59. Hewitt, E. J. 1986. **Sand and water culture methods used in the study of plant nutrition,** Commonwealth Agriculture Bureaux. Bucks, U. K.
 60. Hewitt, E. J., Smith, T. A. 1975. **Plant mineral nutrition.** London: English Universities Press.

61. Hoyos, J. 1994. **Frutales de Venezuela**. Sociedad de Ciencias Naturales La Salle. 2^a ed., Monografía No 36. Caracas, Venezuela.
62. Hunt, G. M., Baker, E. A. 1982. **Developmental and environmental variations in plant epicuticular waxes: some effects on the penetration of naphthylacetic acid**. (eds.) Cutler, D. F., Alvin, K. L., Price, C. E. The Plant Cuticle. Academic Press, London.
63. Illera, V., Walter, I. Cala, V. 2001. **Niveles de metales pesados en *Thymus zygis* desarrollado en suelos enmendados con residuos orgánicos urbanos contenido de metales pesados en la parte aérea de *Thymus zygis***. Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid. Madrid. España. 17 (4): 179 - 186.
64. Jackson, P. J., Unkefer, P. J., Delhaize, E., Robinson, N. J. 1990. **Mechanisms of trace metals tolerance in plants**. In: Katterman (ed.) Environmental Injury to Plants. Academic Press. San Diego.
65. Jaramillo, J. 2002. **Guía para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios manuales. Una solución para la disposición final de residuos sólidos municipales en pequeñas poblaciones**. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente., Lima, Perú.
66. Jiménez, C. B. 2001. **La Contaminación ambiental en México; causas efectos y tecnología apropiada**. Editorial Limusa, México D.F.
67. Johansson, L. A. 1985. **Chromatographic analysis of epicuticula plant waxes**. Sv Utsädesföresn Tidskr. 95 (2): 129 - 136.
68. Jones, J. B. 1998. **Plant nutrition manual**. Boca Raton CRC.
69. Kabata-Pendias, A. 1992. **Trace elements in soils and plants**. 2^a ed., CRC Press, Boca Raton, USA.
70. Kabata-Pendias, A. 2000. **Trace elements in soils and plants**. Third Ed. CRC Press, Inc. Boca Raton. USA.
71. Keenan, W. C. 1985. **Química general universitaria**., 3ra. ed.; Compañía Editorial Continental México D.F.
72. Kiesling, R. 1998. **Origen, domesticación y distribución de *Opuntia ficus-indica***. Professional Association for Cactus Development Journal. Instituto de Botánica Darwinion. San Isidro, Argentina.
73. Kitagishi, K., Yamane, I. 1981. **Heavy metal pollution in soils of Japan**. Japan Science Society Press, Tokyo.
74. Kloke, A. Saurbeck, D. R., Vetter, H. 1984. **The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in the terrestrial food chains. In changing metal cycles and human health**. (ed.) Nriangu, J. O. Dahlem, Konferenzen, Springer – Verlag, Berlin.
75. Kovalevsky, A. L. 1979. **Biogeochemical exploration for mineral deposits**, New Delhi: Amerind Press.

76. Kovalevsky, A. L. 1987. **Biogeochemical exploration for mineral deposits**, Utrecht: VNU.
77. Kozuchowski, J., Johnson, D. L. 1978. **Gaseous emissions of mercury from an aquatic vascular plant**. *Nature* 274 (3): 468 - 469.
78. Lauchli, A. 1990. **Calcium in plant growth and development**. In **Current tropics in plant physiology**. (eds.) Leonard, R. T., Hepler, P. K. Rockville, MD: American Society of Plant Physiologist.
79. Leal, M., Valencia, C., Larrald, L. 1995. **Temas ambientales de la ciudad de México**. UNAM. Coordinación de Investigación Científica; UNAM. Programa Universitario del Medio Ambiente. México, D.F.
80. Legerwerff, J. V. 1971. **Uptake of cadmium, lead y zinc as contaminants. By radish from soil and air**. *Soil Science*. 111 (2): 129 - 133.
81. Lewis, O. A. M. 1986. **Plants y nitrogen: London**: Edward Arnold.
82. Lindsay, W. L. 1972. **Zinc in soils and plant nutrition**. *Advances in Agronomy*. 24 (1): p. 147 - 186.
83. Little, P. 1973. **A study of heavy metal contamination of leaf surfaces**. *Environ Pollution*. 5 (3): 159-172p.
84. Little, P., Matin, M. H. 1972. **A survey of zn, pb y cd in soil and natural vegetation around a smelting complex**. *Environ Pollution*. 3 (2): 241 - 254.
85. Liu, H. F., Liptak, D., Béla, G. 2000. **Hazardous waste and solid waste**. Lewis Publishers. U.S.A.
86. Loneragan, J. F. 1975. **The availability and absorption of trace elements in soil-plant systems and their relation to movement concentration of trace elements in plants**. In **trace elements in soil-plant-animal systems**. (eds.) Nicholas, D. J. D., Egan, A. R. Academic Press. New York.
87. López, S. M., Pérez, M. C. 2003. **El género *Acacia*. Una alternativa para recuperar la cubierta vegetal arbórea, en el sitio Post-clausura. Parque Recreativo Cuitlahuac de Santa Cruz Meyehualco**. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
88. Lucho, C. A., Álvarez, M., Beltrán, R. I., Prieto, F., Poggi, H. 2005. **A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater**. *Environmental International*. 31 (3): 273 - 278.
89. Lych J. M., Whipps, J. M. 1991. **The rizosphere and plant growth**. (eds.) Keister, L., Cregan, P. B. Amsterdam: Kluwer Academic Publishers.
90. Macnicol, R. D., Beckett, P. H. T. 1985. **Critical tissue concentrations of potentially toxic elements**. *Plant Soil*. 85 (2): 107 - 129.
91. Maier-Maercker, U. 1979. **“Peristomatal transpiration” and stomatal movements: a controversial view**. I. Additional Proof of Peristomatal Transpiration

- by Photography and a Comprehensive Discussion in the Light of Recent Results. *Z Pflanzenphysiol.* 91 (4): 25 - 43.
92. Malyuga, D. P. 1964. **Biogeochemical methods of prospecting**, Consultants Bureau. New York, USA.
 93. **Manual técnico para el establecimiento y manejo integral de las áreas verdes urbanas del Distrito Federal** (2000).
 94. Marschner, H. 1995. **Mineral nutrition of higher plants**. Academic Press, Cambridge, England.
 95. Marín, A. M. 2006. **Introducción de (*Grevillea robusta* y *Cupressus lindley*) en el Parque Cuitlahuac anteriormente empleado como sitio de disposición final de residuos sólidos**. Reporte Servicio Social. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
 96. Markert, B. 1993. **Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment**. VCH. New York, USA.
 97. Markert, B. 1994. **Plants as biomonitors – potential advantages and problems**. (eds.) Adriano, D. C., Chen, Z. C., Yang, S. S. *Biogeochemistry of Trace Elements*. Science and Technology Letters, Northwood, New York.
 98. Martin, T. J., Juniper, E. B. 1970. **The cuticles of plants**. Arnold, Edinburgh.
 99. Mathys, W. 1977. **The role of malate, oxalate and mustard oil glucosides in the evolution of zn-resistance in harbage plants**. *Physiol Plant.* 40 (1): 130 - 136.
 100. McKenney, D. J., Vrisacker, J. R. 1985. **Effect of Cd contamination on denitrification processes in brookston clay and fox sandy loam**. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological.* 38 (3): p. 221 - 233.
 101. Medina, M. 1993. **Recovery of recyclables in Mexico City**, en *Urban Issues*, New Haven, Urban Resources Institute.
 102. Mendoza, M. 2007. **Análisis de la normatividad mexicana para el manejo de residuos sólidos municipales, caso Bordo Poniente**. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
 103. Mendoza, R. J. 2006. **Evaluación de la capacidad de establecimiento de *Tamarix gallica* y *Tecoma - stans* a diferentes tallas, para la recuperación de la cubierta vegetal arbórea y arbustiva en un sitio de disposición final de residuos sólidos Post-clausura**. Reporte Servicio Social. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
 104. Mengel, K., Kirkby, E. A. 1982. **Principles of plant nutrition**. International Potash Institute Bern, Switzerland.
 105. Mérida, T., Schönherr, H., Schmidt, H. W. 1981. **Fine structure of plant cuticles in relation to water permeability: the fine structure of the cuticle of *Clivia miniata* Reg. Leaves**. *Planta.* 152 (3): 259 - 267.
 106. Mertz, W. 1969. **Chromium occurrence and function in biological systems**. *Physiological Reviews.* 49 (1): 163 - 166.

107. Mertz, W. 1974. Angino, E. E., Cannon H. L., Hambidge, K. M. Voors, A. W. **Chromium**. In: Geomistry and the Environment. Washington, D. C.
108. Ministerio del Ambiente y Calidad de Vida de Francia. 1985. **Les residuos urbains**. Éditorial Lavoissier, Francia.
109. Moore, D. P. 1972. **Mechanisms of micronutrient uptake by plants**. (eds.) Micronutrients in Agriculture. Mortvedt, J. J., Giordano, P. M., Lindsay, W. L. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
110. Morel, J., Mench, M., Guckert, A. 1986. **Measurement of Pb²⁺, Cu²⁺ and Cd²⁺ binding with mucilage exudates from maize (*Zea mays* L.) roots**. Biology Fertility of Soils. 2 (1): 29 - 34.
111. Muranyi, A., Seeling, B., Ladewig, E., Jungk, A. 1994. **Acidification in the rizosphere of rape seedlings and in bulk soil by nitrification and ammonium uptake**. Z Pflanzenernähr Bodenkd. 157 (1): 61 - 65.
112. Nambiar, K. K. M., Montiramani, D. P. 1981. **Tissue Fe/Zn ratio as diagnostic local tool for prediction of Zn deficiency in crop plants**. Plant Soil. 60 (3): 357 - 367.
113. Navarro, A. J., Aguilar, A. I., López, M. J. 2007. **Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas**. Ecosistemas. 16 (2): 10 - 25.
114. Navarro, B. S. y Navarro, G. G. 2003. **Química agrícola**. 2ª ed. Mundi-Prensa Libros. Madrid, España.
115. Nicolls, O. W., Provan, D. M. J., Cole, M. M., Tooms, J. S. 1965. **Geobotany and geochemistry in mineral exploration in the Dugald River area, Cloncurry district, Australia**. Institution of Mining and Metallurgy. 74 (2): 696 - 799.
116. Nieboer, E., Richardson, D. H. S. 1980. **The replacement of the nondescript term "heavy metals" by biologically and chemically significant classification of metal ions**. Environ Pollution. 1 (1): 3 - 26.
117. NOM 083 - SEMARNAT - 2003. **Norma sobre especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y manejo especial**.
118. Nuorteva, P. 1990. **Distribution patterns and forest decline. Seeking Achilles heels for metals in finish forest biocoenosses**. University of Helsinki.
119. Olaeta, C. J., Espinace, A., Szanto, N., Palma, G. 1987. **Experiencias de reinscripción de vertederos mediante la implantación de una cubierta vegetal**. XII Congreso Chileno de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad de Valparaíso (Chile).
120. Otte, M. L, Haarsma, M. S., Broeckman, R. A., Rozema, J. 1993. **Relation between heavy metal concentration in salt marsh plant and soil**. Environmental pollution. 82 (1): 13 - 22.

121. Paerson, R. 1968. **Hard and soft acids and bases.** HSAB, part I. Fundamental Principles. Journal of Chemical Education. 45 (9): 581 - 587.
122. Pissani, J. F., Martínez, R. E., Vázquez, A. R., Samaniego, M. L., 2002. **Efecto del lodo residual en la absorción de elementos minerales de nopal *Opuntia spp.* variedad Copena F1.** In: Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Guanajuato, Gto. México.
123. Prasad, M. N. V. 2004. **Heavy metal stress in plants from biomolecules to ecosystems.** Springer. Segunda Edición.
124. Price, C. A., Clark, H. F., Funkhouser, E. A. 1972. **Functions of micronutrients in plants.** In Micronutrients in Agriculture. (eds.) Mortvedt, J. J., Giordano, P. M., Lindsay, W. L. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
125. Ramírez H., Salazar R. 1998. **Evaluación de las características de las especies de *Malva parvifolia* y *Amarantus hidridus* para la recuperación de la cubierta vegetal en el enterramiento controlado Bordo Xochiaca.** Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
126. Raven, R. F. 1992. **Biología de las plantas.** Editorial Reverté S.A., 4ª ed., Barcelona, España.
127. Reiderer, M. 1991. **The cuticle as barrier between terrestrial plants and the atmosphere the significance of the wax structure for cuticular permeability** Naturwissenschaften. 78 (8): 201 - 208.
128. Remon, J. L., Bouchardon, B., Cornier, B., Guy, J.C., Leclerc, O. 2005. **Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: Implications in risk assessment and site restoration.** Environmental Pollution. 137 (2): 316 – 323.
129. Reyes, J., Walton, H. F. 1983. **Análisis químico e instrumental moderno.** Editorial Reverté. Barcelona, España.
130. Riddle-Black, D. 1994. **Heavy metal uptake by fast growing willow species.** (eds.) Arosson, P., Perttu, K. Willow Vegetation Filters for Municipal Wastewaters and Sludges. A Biological Purification System. Swedish University of Agricultural Sciences.
131. Rodríguez R. S. 2008. **Crecimiento del arbolado, producción de pasto y efectos edáficos en sistemas silvopastorales fertilizados con lodos de depuradora. efecto residual.** Tesis de Doctorado. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela, España.
132. Rodríguez, R. E. M., Díaz, M. E. M., Díaz R. C. 2006. **Chemical characterization of *Opuntia dillenii* and *Opuntia ficus-indica* fruits.** Food Chemistry 103 (1): 38 - 45.

133. Rosa, C. E. V., Sierra, M., Radetski, C. M. 1999. **Use of Plant Tests in the Evaluation of Textile Effluent Toxicity.** Ecotoxicology Environmental Research. 2 (9): 56 - 61.
134. Ross, S. M. 1994. **Toxic metals in soil-plant systems.** Department of Geography. University of Bristol, UK. Wiley Editorial Offices.
135. Rühling, A., Tyler, G. 1968. **An ecological approach to the lead problem.** Botaniska notiser. 121 (2): 321 - 342.
136. Saenz, C., Sepulveda, E., Matsuhira, B. 2004. **Opuntia spp mucilage's: a functional component with perspectives.** J. Arid Environ. 57 (3): 275 - 290.
137. Salisbury, F. B. y Ross, C. W. 2000. **Fisiología de las plantas.** Paraninfo Thomson Learning. Madrid, España.
138. Sánchez, J. 1990. **Estudios del comportamiento de un relleno sanitario mediante una celda de control.** Memorias del VII Congreso Nacional de Ingeniería sanitaria y Ambiental. SMISA E93-E101.
139. Sandmann, G., Boger, O. C. 1980. **Copper-mediated lipid peroxidation process in photosynthetic membranes.** Plant Physiology. 66 (5): 797 - 800.
140. Scheffer, K., Stach, W., Vardakis, F. 1979. **Über die verteilung eisen. Mangan kupfer und zink in sommergesternpflanzen.** Bodenk. 2 (5): 131 - 144.
141. Schönherr, H. y Bukovac, M. J. 1970. **Preferential polar pathways in the cuticle and their relationship to ectodesmata.** Planta. 92 (8): 189 - 201.
142. SEDESOL - Secretaría de Desarrollo Social. 2009. **Indicadores básicos y manuales de evaluación para relleno sanitario. Subsecretaría de desarrollo urbano y vivienda.** México.
143. SEMARNAT - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2007.
144. Shkolnik, M. J. 1974. **Microelements in plant life.** Nauka, Leningrad.
145. Siegel, A. M., Puerner, N. J., Speitel, T. W. 1974. **Release of volatile mercury from vascular plants.** Physiology Plant. 32 (2): 174 - 176.
146. Steffens, J. C. 1990. **The heavy metal-binding peptides of plants.** Annual Review of Plant Physiology. 41 (1): 553 - 575.
147. Stewart, G. R., Ahmad, I. 1983. **Metals and micronutrients, uptake and utilization by plants.** (eds.) Robb, D.A., Pierpoint, W. S. London: Academic Press.
148. Streit, B., Stumm, W. 1993. **Plants as biomonitors, indicators for heavy metals in the terrestrial environment.** (ed.) Markert, B. Weinheim: VCH.
149. Svenningsson, M., Liljenberg, C. 1986. **Changes in cuticular transpiration rate and cuticular lipids of oat (*Avena sativa*) seedlings induced by water stress.** Plant Physiology. 66 (1): 9 - 14.
150. Thursby G. B. 1984. **Root-exudated oxygen in the aquatic angiosperm *Ruppia maritima*.** Marine Ecology Progress Series. 16 (3): 303 - 305.
151. Tiffin, L. O. 1977. **The form and distribution of metals in plants: an overview.** In Proc. Hanford Life Sciences Symp. U. S. D. Department of Energy, Symposium Series, Whashington, D. C.

152. Tinker, P. B. 1981. **Levels, distribution and chemical forms of trace elements in food plants.** Philosophical Transactions of the Royal Society of London. 294 (1071): 41 – 65.
153. USDA. **United States Department of Agriculture.** 1998.
154. Van Goor. B. J. 1974. **Distribution of mineral nutrients in the plant in relation to physiological disorder.** Paper Presented at 19th Int. Horticultural Congr. Warsaw.
155. Vig, K., Megharaj, M., Sethunathan, N., Naidu, R. 2003. **Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review.** Advances in Environmental Research, 8 (1): 121 - 135.
156. Wierzbicka, M. 1998. **Lead in apoplast of *Allium cepa* L. roots tips – ultrastructural studies.** Plant Science. (133): 105 - 119.
157. Williams, I. 2001. **Environmental chemistry. A modular approach.** John Wiley & Sons. LTD. University of Central Lancashire, Preston, U. K.
158. Wood, T., Bormann, F. H. 1975. **Increases in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist.** Ambio. A Journal of the Human Environment. 4 (6): 169 - 171.
159. Woolhouse, H. W., Walker, S. 1981. **The physiological basis of copper toxicity and copper tolerance in higher plants.** Copper in Soils and Plants. (eds.) Loneragan, J. F. Robson, A. D., Graham, R. D. Academic Press. New York.
160. Wright, D., Otte, M. L. 1999. **Wetland plant effects on the biogeochemistry of metals beyond the rizosphere.** Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy. 99B (1): 3 - 10.
161. Yamada, Y., Bukovac, M. J. Wittwer, S. H. 1964. **Ion binding by surfaces of isolated cuticular membranes.** Plant Physiology. 39 (6): 978 - 982.
162. Ziegler, H. 1988. **Schadwirkungen und pflanzen.** (eds.) Hock, B., Elstener, E. Mannheim: BI Wissenschaftsverlag.
163. Zimdahl, R. L. 1975. **Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources.** Paper Presented at 68th Annu. Meeting of the Air Pollution Control Association, Boston, Massachusetts.
164. Zimdahl, R. L., Koeppe, D. E. 1977. **Uptake by plants.** In: Lead in the Environment. (eds.) Boggess, W. R., Wixson, B. G. Report N. F. S. National Science Foundation, Washington, D. C.
165. http://www.uned.es/biblioteca/rsu/pagina3.htm#epig_4 (12 de Mayo de 2010, 11:30hrs).
166. www.earth.google.es (12 de Septiembre de 2010, 13:00hrs).
167. <http://www.ipni.org/> (29 de Enero de 2011, 17:00hrs).