



"2020, Año de Leona Vicario, Benemérita Madre de la Patria"

**“FACTOR DE BIOCONCENTRACIÓN Y TRASLOCACIÓN DE
METALES PESADOS EN *Eichhornia crassipes* DE LA
LAGUNA OLMECA EN VERACRUZ”**

TESIS

COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO
DE MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA:

BIOL. MARÍA PERLITA REYES VÁSQUEZ

DIRECTOR:

DRA. MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHÁVEZ

CO-DIRECTOR:

DRA. FABIOLA LANGO REYNOSO

ASESORES:

DRA. ITZEL GALAVIZ VILLA

DRA. CINTHYA ALEJANDRA SOSA VILLALOBOS

BOCA DEL RÍO, VERACRUZ, MÉXICO

13 NOVIEMBRE 2020





"2020, Año de Leona Vicario, Benemérita Madre de la Patria"

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

Número Registro: A-0804-150119

En la ciudad de Boca del Río, Ver., siendo las 10:00 horas del día 30 del mes de octubre de 2020 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Consejo del Posgrado de la Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental del ITBOCA, para examinar la Tesis de Grado titulada:

"FACTOR DE BIOCONCENTRACION Y TRASLOCACION DE METALES PESADOS EN *Eichhornia crassipes* DE LA LAGUNA OLMECA EN VERACRUZ"

Que presenta el (la) alumno(a):

MARÍA PERLITA REYES VÁSQUEZ

Aspirante al Grado de:

Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental

Después de escuchar las opiniones sobre el documento escrito e intercambiar puntos de vista, los miembros de la Comisión manifestaron SU APROBACIÓN, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes para su defensa ante el jurado correspondiente.

LA COMISIÓN REVISORA:

DRA. MARIA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHAVEZ
Directora

DRA. FABIOLA LANGO REYNOSO
Co-Director

DRA. ITZEL CAIAVIZ VILLA
Asesor

DRA. CINTHYA ALEJANDRA SOSA VILLALOBOS
Asesor





Instituto Tecnológico de Boca del Río

Subdirección Académica
División de Estudios de Posgrado e Investigación

"2020, Año de Leona Vicario, Benemérita Madre de la Patria"

Boca del Río, Ver., **30/octubre/2020**

Asunto: **CONSTANCIA DE NO INCONVENIENCIA**

LIC. MAGALI DE LOURDES MARTÍNEZ CANALES
JEFA DEL DEPTO. DE SERVICIOS ESCOLARES

Presente.

AT'N.LIC. SONIA CONCEPCIÓN SOLÍS SOLÍS
GESTOR DE TITULACIÓN

Presente.

Por medio del presente, me permito hacer constar que el(a) candidato(a) a Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental **C. MARÍA PERLITA REYES VÁSQUEZ** de la generación agosto 2018 - julio 2020 con número de control **18990046**, cumplió con todos los requisitos para su liberación como tesista, mismos que incluyen la presentación del manuscrito final de tesis autorizado por su director de tesis **DRA. MARIA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHAVEZ**, y él envió del producto derivado de su tesis de grado.

Por lo anterior no tengo inconveniente en que realice los trámites correspondientes para el acto recepcional para la obtención del grado de Maestro en Ciencias, en la fecha y hora que defina el candidato con su Director de tesis.

Sin otro particular y para los fines legales que corresponda, quedo de usted.

A T E N T A M E N T E

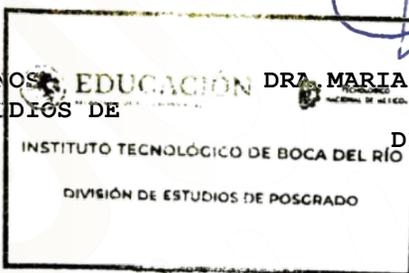
Excelencia en Educación Tecnológica®

Por nuestros mares responderemos

Vo.Bo.

M.C. ANA LETICIA PLATAS PINOS
JEFA DE LA DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

DRA. MARIA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHAVEZ
DIRECTOR DE TESIS



c.c.p. Coordinador de MCIAMB
c.c.p. Expediente



DEDICATORIA

A Dios por permitirme culminar este proyecto.

A mis padres Joel reyes y Concepción Vásquez, por ser mi fuerza y mis guías en cada etapa de mi vida, a mi hermano por su apoyo y motivación. A mi familia que me ha enseñado que la lucha, el sacrificio y la perseverancia por lo que anhelamos son la base de todo éxito.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo **Nacional de Ciencia y Tecnología** (CONACYT) por la beca otorgada **No.915913** a través del programa **Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental**.

Al **Instituto Tecnológico de Boca del Río** (ITBOCA) por ser una vez más mi casa de estudio y por las facilidades brindadas para el desarrollo de este proyecto mediante sus instalaciones.

A mi comité académico. La Dra. María del Refugio Castañeda Chávez y la Dra. Fabiola Lango Reynoso por su confianza y apoyo, a la Dra. Itzel Galaviz Villa por su apreciable atención al despejar siempre mis dudas y a la Dra. Cinthya Sosa Villalobos por su asesoramiento.

Al Dr. Jesús Montoya Mendoza y Al M.C. Christian Reyes Velázquez por ayudarme en la integración de la parte estadística en este proyecto.

A mis compañeros y amigos de posgrado por haber sido varias veces mis maestros, por sus consejos y apoyo incondicional durante este trayecto.

FACTOR DE BIOCONCENTRACIÓN Y TRASLOCACIÓN DE METALES PESADOS EN *Eichhornia crassipes* DE LA LAGUNA OLMECA EN VERACRUZ

RESUMEN

La laguna Olmeca perteneciente al Sistema de lagunas interdunarias de la ciudad de Veracruz, es un humedal de gran importancia ecológica que se encuentra impactado de manera negativa por factores de origen antropogénico, los asentamientos humanos, actividades industriales, las descargas de aguas residuales domésticas y de cascajo sumado a la falta de plantas de tratamiento. Esto ha generado una problemática ambiental asociada a la introducción de metales pesados al medio acuático; los metales pesados resultan ser tóxicos incluso a bajas concentraciones, una vez emitidos se absorben muy fácilmente a través de las membranas biológicas, aumentando su bioacumulación a través de las cadenas tróficas, dificultando su degradación y eliminación. Como alternativa biológica para esta problemática algunas plantas macrófitas como el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) que crece masivamente en lagunas interdunarias de la ciudad de Veracruz, funcionan como indicadores biológicos de contaminación con capacidad fisiológica y bioquímica para absorber, retener y metabolizar en sus tejidos contaminantes del medio acuático.

El objetivo de este trabajo fue establecer una línea base de investigación para desarrollar una tecnología integral a partir de la fitoremediación *in situ*, que permita el tratamiento de cuerpos de agua contaminados por metales pesados, por medio de la determinación de concentraciones de Pb y Cd en agua superficial y tejido estructural (raíz, tallo y hoja) de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) mediante espectro fotometría de absorción atómica de flama con un equipo Thermo Cientific Modelo Ice 3500 AA System.

El metal prominente en la planta fue el Pb, con una concentración total (CT=0.021mg/kg) en comparación con Cd (CT=0.005mg/kg), la hoja fue el tejido con mayor acumulación de Pb (0.153mg/kg) mientras que para Cd la raíz mostro (0.028mg/kg). Para el análisis de agua superficial las concentraciones detectables demostraron estar por debajo de los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996. Sin embargo los factores de bioconcentración (FBC) y translocación (FT) en la planta fueron superiores >1 lo que indica su uso en fitoextracción, fitoestabilización y propósitos de fitorremediación.

Palabras clave: Laguna interdunaria, Lirio acuático, metales pesados, factor de bioconcentración, factor de traslocación.

**BIOCONCENTRATION AND TRANSLOCATION FACTOR OF HEAVY METALS IN
Eichhornia crassipes OF THE OLMECA LAGOON IN VERACRUZ**

ABSTRACT

The Olmeca lagoon belonging to the lagoon system of the state of Veracruz, is a wetland of great ecological importance that is negatively pressured by factors of anthropogenic origin, human settlements, industrial activities, discharges of domestic wastewater and gravel added to the lack of treatment plants have generated an environmental problem associated with the introduction of heavy metals into the aquatic environment; heavy metals turn out to be toxic even at low concentrations, once emitted they are absorbed very easily through biological membranes, increasing their bioaccumulation through trophic chains, making their degradation and elimination difficult.

As a biological alternative to this problem, some macrophyte plants such as the water lily (*Eichhornia crassipes*) that grows massively in interdunal lagoons of the city of Veracruz, function as biological indicators of contamination with physiological and biochemical capacity to absorb, retain and metabolize polluting tissues in their tissues aquatic environment.

The objective of this work was to establish a research baseline to develop an integral technology based on in situ phytoremediation, which allows the treatment of water bodies contaminated by heavy metals, through the determination of concentrations of Pb and Cd in surface water and structural tissue (root, stem and leaf) of water lily (*Eichhornia crassipes*) using atomic flame absorption spectrum photometry with a Thermo Cientific Model Ice 3500 AA System.

The prominent metal in the plant was Pb, with a total concentration (CT = 0.021mg / kg) compared to Cd (CT = 0.005mg / kg), the leaf was the tissue with the highest accumulation of Pb (0.153mg / kg) while for Cd the root showed (0.028mg / kg). For the analysis of surface water, the detectable concentrations were shown to be below the maximum permissible limits of NOM-001-SEMARNAT-1996. However, the bioconcentration (FBT) and translocation (FT) factors in the plant were higher > 1, which indicates its use in phytoextraction, phytostabilization and phytoremediation purposes.

Key words: Interdunal lagoons, heavy metals, water lily, bioconcentration factor, translocation factor.

INDICE

DEDICATORIA	2
AGRADECIMIENTOS	3
RESUMEN	4
ABSTRACT	5
1. INTRODUCCION	13
2. ANTECEDENTES.....	15
2.1. República Mexicana	15
2.2. Ecosistemas acuáticos.....	15
2.3. Humedales	16
2.4. Sistemas de clasificación de humedales Ramsar	17
2.5. Sitios Ramsar	19
2.6. Veracruz: Lagunas Interdunarias	20
2.7. Beneficios que aporta el Sistema de lagunas interdunarias de la ciudad de Veracruz	20
2.8. Metales pesados	21
2.9 Biodisponibilidad de metales pesados en ecosistemas acuáticos	24
2.10. Efecto de bioacumulación y biomagnificación de los metales pesados.....	25
2.11. Toxicidad de los metales pesados Cd y Pb.....	27
2.12. Límites máximos permisibles de metales pesados (Cd y Pb) en cuerpos de agua	29
2.13. Normatividad Mexicana para metales pesados	29
3. Fitorremediación.....	30
3.1. Estrategias de plantas acumuladoras de metales	33
4. Factor de bioconcentración (FBC)	36
4.1. Factor de bioconcentración en la raíz de la planta	36
4.2. Factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta	36
4.3. Factor de traslocación (FT).....	36
5. Macrófitos acuáticos.....	37
5.1. Papel de los macrófitos en los ecosistemas acuáticos	37
5.2. Macrófitos como bioindicadores	38
6. Lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	40

6.1. Características generales del lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	40
6.2. Reproducción.....	41
6.3. Tasa de crecimiento y biomasa del lirio acuático (<i>E. Crassipes</i>).....	41
6.4. Hábitat.....	42
6.5. Usos del lirio acuático (<i>E. Crassipes</i>).....	42
6.6. Impacto ambiental por lirio acuático (<i>E. crassipes</i>).....	43
6.7. Propiedades fitorremediadoras del lirio acuático (<i>E. crassipes</i>) en los cuerpos de agua.....	45
7. JUSTIFICACIÓN.....	47
8. OBJETIVOS.....	48
8.1. Objetivo general.....	48
8.2. Objetivos específicos.....	48
9. MATERIALES Y METODOS.....	49
9.1. Área de estudio.....	49
9.2. Muestra.....	49
9.3. Selección de sitios.....	50
9.4. Periodicidad del muestreo.....	51
9.4. Método de muestreo para plantas.....	51
9.5. Pre-paración de muestras vegetativas.....	52
9.6. Muestreo agua.....	52
9.7. Pre-paración de muestras de agua.....	53
9.8. Análisis de metales pesados (Cd y Pb) en muestras vegetativas.....	53
9.9. Liofilización.....	54
9.10. Molienda.....	54
9.11. Digestión.....	54
9.12. Filtrado y aforado.....	55
9.13. Limpieza de material.....	55
9.14. Análisis de metales pesados (Cd y Pb) en agua.....	56
9.15. Digestión.....	56
9.16. Filtrado y aforado.....	57
9.17. Análisis de metales pesados por EAA.....	57
10. Análisis estadístico.....	58
11. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	59

11.1. Concentración de cadmio (Cd) y plomo (Pb) en agua de la Laguna Olmeca (Temporada de estiaje).....	59
11.2. Concentración de cadmio (Cd) y plomo (Pb) en Lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) de la Laguna Olmeca (Temporada de estiaje)	59
11.3. Análisis de varianza de concentración Cd en estructura vegetal (raíz, tallo y hoja) (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.....	60
11.4. Análisis de varianza de concentración Cd en raíz y E. aérea (tallo y hoja) de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.	63
11.5. Análisis de varianza de concentración Pb en estructura vegetal (raíz, tallo y hoja) de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.	65
11.6. Análisis de varianza de concentración Pb en raíz y E. aérea (tallo y hoja) de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.	67
11.7. Cálculo de las relaciones de concentración	70
11.8 Factor de bioconcentración (FBC) de plomo (Pb) en Lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).	71
11.9. Factor de bioconcentración (FBC) de cadmio Cd de tejido vegetal de lirio acuático	73
11.10. Factor de Traslocación de Cadmio (Cd)	75
11.11. Factor de Traslocación en plomo (Pb)	77
12. Estrategias de control y mantenimiento para el uso de lirio acuático.....	79
13. CONCLUSIONES	80
13. REFERENCIAS	81

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Proceso de fitoremediación (Lenntech, 2001).....	32
Figura 2. Lirio acuático <i>E. crassipes</i> . (Reyes 2018).....	40
Figura 3. Alfombra de lirio acuático en Laguna Olmeca Ver. (Reyes, 2019).....	44
Figura 4. Laguna Olmeca Ver. Arcmap.....	49
Figura 5. Sitios de muestreo. Laguna Olmeca Ver.	51
Figura 6. Concentración de Cd en raíz, tallo y hoja de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) por sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.	60
Figura 7. Significancia para concentraciones de Cd en estructura vegetal de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.....	61
Figura 8. Concentración promedio de Cd en raíz y E. aérea de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.	62
Figura 9. Concentración de Cd en planta completa de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.....	62
Figura 10. Significancia para concentraciones de Cd en estructura vegetal de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.....	63
Figura 11. Concentración de Pb por tejido vegetal de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) de acuerdo al sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.....	64
Figura 12. Significancia de concentración para Pb en estructura vegetal de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.....	65
Figura 13. Concentración promedio de Pb en raíz y estructura aérea de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.....	66
Figura 14. Concentración de Pb total en planta de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) por sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.	67
Figura 15. Significancia de concentración de Pb en raíz y estructura aérea de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.....	68
Figura 16. Comparación de Concentraciones de Cd y Pb entre tejido vegetal de (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver.	68
Figura 17. Comparación entre la concentración total de Cd y Pb en la planta (<i>Eichhornia crassipes</i>) en la Laguna Olmeca Ver. De acuerdo al sitio de muestreo	69

Figura 18. Factor de bioconcentración (FBC) de Pb en planta completa de Lirio acuático (Eichhornia crassipes) de acuerdo al sitio de muestreo.....	71
Figura 19. Factor de bioconcentración (FBC) promedio de Pb en raíz y estructura de lirio acuático (Eichhornia crassipes) de acuerdo al sitio de muestreo.	72
Figura 20. . Factor de bioconcentración (FBC) de Cd en planta completa de Lirio acuático (Eichhornia crassipes) de acuerdo al sitio de muestreo.....	74
Figura 21. Factor de bioconcentración (FBC) de Cd en raíz y estructura aérea y FBC promedio de lirio acuático (Eichhornia crassipes) de acuerdo al sitio de muestreo.	75
Figura 22. Factor de translocación (FT) de Cd en planta de lirio acuático (Eichhornia crassipes) de acuerdo al sitio de muestreo.....	76
Figura 23. Factor de translocación (FT) Pb de lirio acuático (Eichhornia crassipes) de acuerdo al sitio de muestreo y FT promedio.	78

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de ecosistemas acuáticos	15
Tabla 2. Correspondencia de los sistemas de clasificación de humedales de la Convención Ramsar.....	18
Tabla 3. Sitios Ramsar dentro del estado de Veracruz.....	19
Tabla 4. Usos de metales pesados a través de los cuales pueden ser introducidos al medioambiente (BRADL, 2005).....	22
Tabla 5. Metales pesados aportados a ecosistemas acuáticos por fuentes antropogénicas (Bautista, 1999; Volke et al., 2005).	24
Tabla 6. Límites máximos permisibles de metales pesados (Cd y Pb) en cuerpos de agua	29
Tabla 7. Normatividad mexicana de metales pesados en cuerpos de agua.....	30
Tabla 8. Etapas dentro del proceso de Fitoremediación.....	32
Tabla 9. Taxonomía de Lirio acuático (<i>E. crassipes</i>)	40
Tabla 10. Coordenadas de sitios de muestreo Laguna Olmeca Ver	50
Tabla 11. Tiempo de liofilización en muestras de lirio acuático	54
Tabla 12. Parámetros de lectura en espectrofotómetro.....	57
Tabla 13. Valores de concentración de Cd en tejido vegetal de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).	59
Tabla 14. Concentración Cd en estructura vegetal (raíz, tallo y hoja).....	60
Tabla 15. Valores de concentración de Cd en raíz y estructura aérea (tallo y hoja) de Lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	61
Tabla 16. Varianza de concentración Cd en estructura vegetal (Raíz y E. aérea).....	63
Tabla 17. Valores de concentraciones de Pb en tejido vegetal de Lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	64
Tabla 18. Varianza de concentración Pb en estructura vegetal (raíz, tallo y hoja).....	65
Tabla 19. Valores de concentración de Pb en tejido vegetal de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	66
Tabla 20. Varianza de concentración Pb en estructura vegetal (raíz y E. aérea)	67
Tabla 21. Factor de bioconcentración (FBC) de plomo (Pb) (mg/L) en planta completa de Lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	71

Tabla 22. Factor de bioconcentración (FBC) de Pb en raíz y estructura aérea (tallos y hojas) y FBC promedio de Lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	72
Tabla 23. Factor de bioconcentración (FBC) de Cd en planta completa de Lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	73
Tabla 24. Factor de bioconcentración (FBC) de Cd en raíz y estructura aérea (tallos y hojas) y FBC promedio de Lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	74
Tabla 25. Valores de Factor de translocación (FT) Cd en raíz y estructura aérea de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) de acuerdo al sitio de muestreo.	76
Tabla 26. Valores de Factor de translocación (FT) Cd en raíz y estructura aérea de lirio acuático (<i>Eichhornia crassipes</i>) de acuerdo al sitio de muestreo.....	77

1. INTRODUCCION

El deterioro de los ecosistemas acuáticos debido a la contaminación es un problema crítico de nuestros tiempos. La creciente cantidad de contaminantes en zonas costeras se produce como consecuencia del vertimiento de desechos orgánicos e inorgánicos producto de las la actividad agrícola, minera y portuaria, representando un peligro inminente para el hombre y el medio ambiente. La actividad antropogénica es una constante amenaza para la estabilidad de los ecosistemas y en este sentido, los sistemas acuáticos son receptores de toda clase de desechos urbanos en mayoría orgánicos, detectándose, además, la presencia de elementos tóxicos (Lango *et al.*, 2010), considerados agresivos por su persistencia en el agua y los sedimentos (Castañeda *et al.*, 2017).

Veracruz es uno de los estados costeros con mayores tasas de crecimiento poblacional a nivel nacional (Azuz-Adeath y Rivera-Arriaga, 2009) identificado como uno de los estados que representa la mayoría de los problemas ambientales identificados en la zona costera mexicana (Ortiz-Lozano *et al.*, 2005). A lo largo de la historia, la ciudad de Veracruz ha hecho uso de los humedales para satisfacer sus requerimientos de materias primas y espacio para uso en actividades agropecuarias, desarrollos inmobiliarios de distintos niveles socioeconómicos y pesca (López Portillo *et al.*, 2010; Siemens, *et al.*, 2006). Por otra parte la zona es afectada por las 11 descargas de aguas residuales; las provenientes de actividades industriales representan el 68% (672.2 mm³) de las fuentes puntuales en el estado, las urbanas el 32% (351.1 mm³), mientras que aproximadamente 975 mm³ son descargas difusas que provienen de actividades agropecuarias (Consejo del Sistema Veracruzano del Agua, AÑO).

Las aguas residuales contienen contaminantes, muchos en forma de iones catiónicos y aniónicos, aceites, grasas, metales pesados y otros residuos orgánicos e inorgánicos, con efectos nocivos y tóxicos para los ecosistemas (Vázquez, 2003). Diversos metales son micronutrientes esenciales, como el zinc y el cobre, resultan tóxicos en concentraciones elevadas mientras que otros como el plomo, cadmio y mercurio son tóxicos a concentraciones mínimas (Alonso *et al.*, 2004), así mismo son sustancias no biodegradables que presentan persistencia y tienden acumularse en los organismos vivos provocando trastornos o inclusive la muerte (Vera *et al.*, 2015).

Los principales humedales en Veracruz como en el caso particular de las lagunas interdunarias reciben descargas de agua sin tratamiento, provocando su modificación y contaminación como ha sido el caso de la Laguna Olmeca. La demanda de plusvalía, crecimiento demográfico y a los factores antropogénicos su estado natural se han visto modificados para la realización de fraccionamientos, y/o casas habitación que no cumplen con la normatividad en el tratamiento de sus aguas residuales (Sarabia 2004).

Los municipios y las empresas no cumplen con las normas establecidas en la legislación ambiental, básicamente porque implica una fuerte inversión para implementar, mantener y operar la infraestructura tecnológica necesaria para una planta de tratamiento de aguas residuales (Perrusquía 2003). Sin embargo, algunas especies de plantas que funcionan como reguladores dentro del sitio donde habitan, han desarrollado mecanismos fisiológicos y bioquímicos para minimizar los efectos nocivos de éstos contaminantes por medio de diferentes mecanismos, como son controlar la acumulación en las raíces y la traslocación de éstos a los diferentes órganos vegetativos (Raskin *et al.*, 1994).

Por lo tanto se hace necesario conocer los contaminantes presentes en el agua superficial de la laguna con el fin de buscar alternativas de tratamiento adecuado que evite la degradación y contaminación de la misma; para esta problemática algunas macrófitas como el Lirio acuático *Eichhornia crassipes*, planta que además de ser catalogada como plaga invasiva de ambientes acuáticos, funciona como bioindicador de contaminantes, al reflejar a simple vista el estado actual del sistema en donde se reproducen además de su alta capacidad para absorber y extraer el contaminante del medio, principalmente metales, para acumularlos en sus tallos y hojas (Kumar *et al.*, 1995). De acuerdo a esta información el uso e implementación de tecnologías como la fitoremediación de aguas contaminadas, la cual se define como un grupo de técnicas en el uso de especies vegetales y sus microorganismos asociados para extraer, acumular, inmovilizar o transformar los contaminantes del medio (Barceló y Poschenriender, 2003; Ghosh y Singh, 2005; Pilon-Smits, 2005), ha dado resultados favorables además de un costo menor al compararlo con otras tecnologías.

2. ANTECEDENTES

2.1. República Mexicana

La República mexicana cuenta con 11,592.77km de litoral, apenas el 0.6% pertenece a los humedales de todo el mundo, es decir, aproximadamente 3,318,500 ha (Olmsted, 1993), de las cuales 1,567,000 ha corresponden a superficies estuáricas o humedales costeros (Contreras, 1993) y 1,751,500 ha a humedales continentales, incluyendo algunos artificiales (De La Lanza y García, 1995). La superficie continental y el perímetro litoral de la República Mexicana están cubiertos en un 16.8 % por humedales. Se calcula que el 35 % de los humedales y ecosistemas de aguas profundas en México ha sufrido algún deterioro, se ha modificado sensiblemente o simplemente se ha perdido; esto representa alrededor de 1,161,475 ha o, de igual forma, una superficie equivalente a todos los lagos y presas que existen actualmente en el país (Cervantes, en prensa).

2.2. Ecosistemas acuáticos

Los ecosistemas acuáticos son todas aquellas aguas superficiales que se distribuyen en los continentes. Dentro de los ecosistemas acuáticos existen, de manera general, los sistemas lóticos término referente al agua corriente, (por ejemplo un arroyo o un río), y los lénticos concepto aplicado a las aguas estancadas, como pantanos, estanques, lagos y los humedales (Tabla 1), (Cervantes 1994).

Tabla 1. Clasificación de ecosistemas acuáticos

Tipos de ecosistemas acuáticos		Ejemplo
Interiores	Lóticos	Río, arroyo y peten
	Lénticos	Lagos, lagunas, humedales
	Humedales	Marisma, estero ,estuario
Costeros	Sistemas de aguas profundas	Laguna costera, bahía
Marinos		Arrecifes

Elaborado a partir de Cervantes M. (1994).

Se considera un humedal interior a toda aquella planicie de la inundación, existente a lo largo de los ríos y arroyos, en las márgenes de lagos y estanques o como depresión inundada aislada, rodeada por tierra. Estos sistemas no presentan algún tipo de contacto directo con el mar y pueden, o no, tener una salinidad variable, aspecto determinado por los tipos de afluentes que los alimentan o por el sustrato, las lagunas son un claro ejemplo de ello al considerarse dentro de la categoría de humedal.

- **Laguna**

Son cuerpos de agua con aparente similitud con los lagos; su existencia puede corresponder a cualquier origen, drenaje y dimensiones. Permanecen relativamente estancados y son un tanto inestables, con variaciones en el nivel de agua; pueden ser temporales o permanentes, dependiendo del régimen pluvial. Son depósitos con una profundidad media menor a los ocho metros y de forma cóncava. Esta profundidad tiende a provocar una turbiedad que origina una menor transparencia del agua en comparación con un lago la cual frecuentemente resulta de color pardo por la presencia de materia orgánica, por el crecimiento de algas y por la presencia de sólidos suspendidos (Cervantes 1994).

2.3. Humedales

Los humedales son sitios de transición entre ecosistemas terrestres y acuáticos, se caracterizan porque sus suelos permanecen saturados de agua, ya sea de forma temporal o permanente, y con vegetación la mayor parte del año adaptada a dichas condiciones (Mitsch y Gosselink, 2007). Los humedales como marismas, pantanos o ciénegas son ecosistemas que surgen cuando la saturación del terreno por agua produce sustratos hídricos y permite el establecimiento de biota, principalmente plantas enraizadas, con adaptaciones para tolerar la anegación (Keddy, 2004). Dadas las diferencias regionales en el régimen hidrológico, clima, procesos de formación del suelo y escenarios geomorfológicos, una vasta asociación de comunidades de plantas de humedales y tipos de suelos hídricos han evolucionado en todo el mundo (Tiner, 1999). Estos ambientes complejos y dinámicos se caracterizan por su alta productividad y diversidad biológica, juegan un papel fundamental al proporcionar un hábitat único para una amplia variedad de flora y fauna. Son fuente, sumidero, y transformadores de materiales químicos-biológicos, ayudan a estabilizar los suministros de agua y contribuyen en la depuración de aguas contaminadas, en la protección de litorales y recarga de los mantos freáticos. También han sido reconocidos como

sumideros de carbono y estabilizadores climáticos en una escala global (Mitsch y Gosselink, 2000).

Pese a lo anterior, las presiones antropogénicas sobre los humedales continúan, alterando procesos ecológicos clave que han conducido a la reducción de la superficie y a la disminución de la resiliencia de estos ecosistemas (Agardy *et al.*, 2005). Alrededor del 9% de la superficie terrestre está cubierta por algún tipo de humedal y aunque no hay datos precisos del impacto antropogénico sobre su extensión, se estima que la mitad del área de humedales en el planeta se ha perdido (Zedler y Kercher, 2005). En el caso concreto de los humedales costeros, algunos reportes señalan que están desapareciendo a una tasa anual del 1% (Gu *et al.*, 2007). En México, Olmsted (1993) estimó más de 3.3 millones de hectáreas de humedales que representan el 0.6% de los humedales del mundo, pero Dugan (1993) reconoce menos de dos millones, de los que 1250 000 ha corresponden a humedales costeros y 650 000 ha a humedales interiores. Recientemente, las cifras que ofrece el Sistema Nacional de Información Forestal de México, indican que para 2002 existían aproximadamente 4.5 millones de hectáreas de vegetación hidrófila, dentro de la que se agrupa a manglares, popales, tulares, petenes y vegetación de galería, entre otras.

En la actualidad existe mayor conciencia sobre la necesidad de conservar los humedales y mantener las funciones y servicios ecológicos que proporcionan. Para ello, varios países han implementado planes de manejo y leyes para protegerlos, congregándose alrededor de un tratado internacional que promueve la conservación y uso racional de los humedales, conocido como Convención sobre los Humedales de Ramsar o Convención Ramsar. Se firmó con la participación de 18 países acreditados y cinco observadores en la ciudad Iraní de ese nombre en 1971. Actualmente cuenta con 158 países miembros y hasta febrero de 2008 la lista de Humedales de Importancia Internacional incluía 1,743 humedales. México se adhirió a la Convención en 1986 al incluir en la lista a la Reserva de la Biosfera Río Lagartos con 60348 ha (Ramsar 2008).

2.4. Sistemas de clasificación de humedales Ramsar

Esta clasificación fue inicialmente adoptada en 1990 y se ha modificado en algunas ocasiones, recientemente definió a los humedales como extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros. Adicionalmente los

humedales podrán incluir sus zonas ribereñas o costeras adyacentes, así como las islas o extensiones de agua marina de una profundidad superior a los seis metros en marea baja, cuando se encuentren dentro del humedal (Ramsar 2008).

Esta clasificación es una adaptación libre de la propuesta de Cowardin *et al.*, (1979), que reconoce tres grupos amplios de humedales: Marinos-Costeros, Interiores y Artificiales, dentro de los que originalmente se identificaban 35 tipos de humedales con base en la permanencia y propiedades del agua, el tipo de suelos, el sustrato y la vegetación (Semeniuk y Semeniuk, 1997). Sin embargo, en la actualidad el número de clases se eleva a 42, al incorporar nuevos tipos de humedales, incluidos los cársticos.

Si se considera que en la actualidad las lagunas costeras son identificadas como humedales, uno de los primeros antecedentes para la de clasificación de humedales costeros en México se encuentra en el trabajo de Lankford (1977), donde se define a estos sistemas como: una depresión de la zona costera por debajo del nivel máximo de la marea alta, teniendo comunicación con el mar permanente o efímera, pero protegida del mar por algún tipo de barrera y las clasifica geológicamente de acuerdo con su origen y características de su barrera.

A pesar de lo positivo de esta propuesta, la clasificación de Ramsar es la única que reconoce a los humedales antropogénicos dentro del esquema de clasificación y en tanto que la aproximación geomorfológica, sólo considera humedales naturales interiores (Tabla 2).

Tabla 2. Correspondencia de los sistemas de clasificación de humedales de la Convención Ramsar

Humedales marinos-costeros	
Estuarios	<ul style="list-style-type: none"> • Lagunas costeras salobres • Lagunas costeras de agua dulce
Bajos intermareales	<ul style="list-style-type: none"> • Pantanos y esteros intermareales
Sin correspondencia	<ul style="list-style-type: none"> • Lagunas costeras • Humedales intermareales arbolados

Elaborado a partir de César *et al.*, 2007.

2.5. Sitios Ramsar

México cuenta con 142 Sitios Ramsar es decir, humedales de importancia internacional, con una superficie total de casi nueve millones de hectáreas. Estos incluyen manglares, pastos marinos, humedales de alta montaña, arrecifes de coral, oasis, sistemas cársticos y sitios con especies amenazadas de los cuales el estado de Veracruz alberga nueve sitios Ramsar, (Tabla 3) dentro de esta categoría se consideran 18 lagunas interdunarias localizadas en el interior de la ciudad de Veracruz, siendo la más extensa la laguna Olmecca, con 60 ha (Sarabia 2004).

Tabla 3. Sitios Ramsar dentro del estado de Veracruz.

Numero RAMSAR	SITIO	FECHA DE DESIGNACION	AREA (ha)	CORDENADAS
1336	La Mancha y El Llano	02/02/2004	1414	19°36'N 096°23'W
1342	Manglares y humedales de la Laguna de Sontecomapan	02/02/2004	8 921	18°32'N 095°02'W
1346	Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano	02/02/2004	52238	19°08'N 096°00'W
1355	Sistema Lagunar Alvarado	02/02/2004	267 010	18°39'N 095°51'W
1450	Sistema de Lagunas Interdunarias de la Ciudad de Veracruz	02/02/2005	141	19°10'N 096°10'W
1462	Humedales de la Laguna La Popotera	05/06/2005	1975	18°40'N 095°31'W
1596	Laguna de Tamiahua	27/11/2005	88000	0 20°58'N 097°19'W
1601	Cascadas de Texolo y su entorno	02/02/2006	500	19°24'N 097°00'W
1602	Manglares y humedales de Tuxpan	02/02/2006	6 870	21°00'N 097°21'W

FUENTES: Ramsar 2008. The List of Wetlands of International Importance. Convención de Ramsar sobre los Humedales. <http://www.ramsar.org/indexsp.htm>.

2.6. Veracruz: Lagunas Interdunarias

En la costa central del estado de Veracruz, en el Golfo de México, se forman extensos campos de dunas, entre los cuales existen lagunas interdunarias de distinto tamaño. Todas ellas son de agua dulce y se alimentan del manto freático. Actualmente en el Puerto de Veracruz sólo hay 20 de ellas, pero llegó a haber 200 (García, 1998), de ahí el valor histórico que tienen y la importancia de conservarlas y conservar las condiciones ecológicas.

Las lagunas interdunarias son humedales inmersos en la ciudad, cuyo funcionamiento se mantiene debido a las características hidrológicas particulares que le dan vida. Constituyen sistemas poco frecuentes en el resto del país por lo que tienen un valor especial regional (Sarabia 2004).

En el litoral del estado de Veracruz los cuerpos lagunares cubren un área de 1 166 km² (7.4% del total nacional), se dividen en cinco regiones: Región Norte, Región Centro Norte, Región Centro, Región Centro Sur y Región Sur de acuerdo a la regionalización propuesta por Moreno-Casasola *et al.*, (2002) la cual se basa en la influencia marina y en los procesos costeros prevaletientes.

Las características de estos cuerpos son muy variables en cuanto a sedimentación y geomorfología que dependen principalmente del relieve, clima, oleaje, entre otros (Inman y Nordstrom, 1971; Carranza Edwards *et al.*, 1975; Lankford, 1977).

La región del Sistema lagunar del estado de Veracruz, se encuentra presionada de manera negativa por diferentes factores como son los asentamientos humanos, zonas industriales, descargas de aguas residuales domésticas, descargas de cascajo (desechos de construcciones) y desecación entre otros, y son áreas críticas en proceso constante de reducción (Sarabia,2004).

2.7. Beneficios que aporta el Sistema de lagunas interdunarias de la ciudad de Veracruz

Los principales beneficios que aportan las lagunas interdunarias a la ciudad de Veracruz y a su población son: mantener ambientes naturales donde se reproducen plantas y animales, arribo de aves migratorias; así mismo, brindan un escenario de gran calidad estética y recreativa que apenas hoy en día comienza a ser valorado (el costo de plusvalía más alto se está dando en la

laguna Olmeca, llamada también Real). Además ayudan a mantener la calidad del agua de los mantos freáticos de la zona, sirven para abastecer agua para pavimentación de calles y para regar camellones. Proporcionan beneficios no extractivos como recreación, control de inundaciones y estético; gracias al valor estético que se le está dando actualmente a algunas lagunas como la Olmeca, los terrenos de las colonias cercanas a ellas, tienen mayor plusvalía (Sarabia 2004).

Gracias a trabajos anteriores realizados por la Universidad Veracruzana, se llevaron a cabo estudios de la importancia ecológica que estas lagunas ofrecen al ambiente. En el año 2005 la Organización Mundial de Protección y Humedales Ramsar, declaró al Sistema Lagunar de la ciudad de Veracruz el quinto sitio Ramsar de importancia internacional aprobado en el Estado. Sin embargo pese a los esfuerzos realizados estas lagunas siguen sufriendo daños en la actualidad (Sarabia 2004).

2.8. Metales pesados

Actualmente, la denominación de metal pesado se utiliza en muchas ocasiones como sinónimo de contaminante inorgánico o elemento traza potencialmente tóxico. Sin embargo, no se dispone de una definición oficial generalmente aceptada. Aunque, se han empleado diversos criterios para definir los metales pesados. Entre las principales propiedades consideradas para ello, se cuentan, la masa atómica y el peso atómico (Libes 1992), así como la densidad, considerándose como metales pesados aquellos elementos metálicos con densidad superior a 55.85g/mol y que se encuentran en el ambiente en bajas concentraciones, algunos de ellos son esenciales para el desarrollo de organismos vivos incluyendo al ser humano por su capacidad para alterar o desnaturalizar las proteínas (Realpe, 2009), cuando se encuentran en altos niveles de concentración llega a ser tóxicos (Rainbow,1995).

El cadmio (Cd) y el plomo (Pb) son considerados como los contaminantes inorgánicos y se les ha dado una mayor relevancia y preocupación debido a facilidad de con la que llegan a formar parte de los ecosistemas acuáticos naturales y a su toxicidad para las formas superiores de vida. Aun cuando se encuentran en pequeñas cantidades y son indetectables, la persistencia de los iones metálicos presentes en cuerpos de agua, implica que a través de procesos naturales como la biomagnificación, su concentración puede llegar a niveles de concentración letales para las formas de vida superiores (Realpe, 2009).

- **Cadmio (Cd)**

El Cd es un metal pesado tóxico, miembro del grupo IIB de la tabla periódica de elementos químicos y presente en el suelo, sedimentos, aire y agua (Weisberg *et al.*, 2003). Sus principales fuentes naturales son las erupciones volcánicas, las quemas forestales y el transporte de partículas del suelo por el viento. En los últimos años, la contaminación por este metal ha aumentado a causa de actividades industriales tales como minería, fundición de metales, enchapado eléctrico (electroplating), uso y purificación de Cd, quema de combustibles fósiles, uso de fertilizantes fosfatados, fabricación de baterías, cemento, pigmentos y plásticos (Palus *et al.*, 2003; Weisberg *et al.*, 2003).

El cadmio se usa en pinturas, plásticos, pilas, baterías, abonos, soldaduras, asbestos, pigmentos, barras (reactores nucleares), farmacéutica, fotografía, vidrio, porcelana, etc. (Wasson *et al.*, 2005). Este metal está presente en suelos contaminados, en algunas tuberías antiguas, en algunas pinturas (sobre todo de color rojo, amarillo y naranja) y en algunos plásticos.

- **Plomo (Pb)**

El plomo es un metal pesado, azulado, suave y maleable, con un atómico 82 y un peso atómico 207, forma muchas sales, óxidos y compuestos organometálicos (Harmand *et al.*, 2011). Este metal existe naturalmente en la corteza terrestre, de donde es extraído y procesado para usos diversos. En la industria, los compuestos más importantes de plomo se usa como aditivo antidetonante en la gasolina, baterías, en monitores de computadores y pantallas de televisión, joyería, latas de conserva, tintes para el pelo, grifería, pigmentos, aceites, cosmetología, aleaciones, cerámicas, municiones, soldaduras, plomadas, armamento, radiación atómica, insecticidas, etc. (Tabla 4) (Lanphear *et al.*, 2012).

Tabla 4. Usos de metales pesados a través de los cuales pueden ser introducidos al medioambiente (BRADL, 2005).

Metal	Usos
Cd	Baterías Ni/Cd, pigmentos, revestimientos anticorrosivos de metal, aleaciones, en la combustión del carbón, absorbentes de neutrones en los reactores nucleares.
Pb	Agentes antidetonantes, baterías de plomo-ácido, pigmentos, vidrios, cerámica, plásticos, aleaciones, láminas, cables, soldadura, tuberías.

Los metales pesados en el medioambiente pueden tener distintas fuentes, un origen natural cuando proceden del material originario, o un origen antropogénico (Tabla 5) cuando provienen de actividades humanas contaminantes (APTE *et al.*, 2002; BRADL, 2005).

La contaminación en cuerpos de agua por metales pesados es una problemática ambiental (Reyes *et al.*, 2016). La acumulación de estos elementos en las lagunas del Golfo de México, se debe a las descargas de actividades antrópicas, procesos fisicoquímicos y ecofisiológicos (Lango *et al.*, 2010). Generalmente se producen como producto de contaminación de efluentes industriales (Tejeda *et al.*, 2014), por metales como el cromo, níquel, cadmio, plomo y mercurio (Castañeda *et al.*, 2017).

De manera general se considera que las aguas de desecho doméstico constituyen, la fuente más grande de metales en los ríos, lagos y lagunas (Forstner y Wittmann, 1979). Estos efluentes consisten de aguas no tratadas o tratados sólo mecánicamente; de sustancias las cuales han pasado a través de los filtros; de plantas de tratamientos biológico, ya sea solubilizadas o bien como partículas finamente divididas; y de sustancias que son servidas mediante un emisor y que descargan en la zona costera, ya sea en la orilla o aguas adentro. Las partículas sólidas de las aguas residuales provocan apreciable enriquecimiento de varios metales en la carga de los sólidos suspendidos en las aguas naturales. El empleo de los detergentes también se ha señalado que provoca riesgos de contaminación por metales (Angino *et al.*, 1970).

Veracruz es uno de los estados costeros con mayor porcentaje de escorrentía, lo que permite el acarreo de desechos desde puntos distantes hacia el mar, con importantes implicaciones de contaminación en sus aguas, ya que los desechos que se vierten a las cuencas que llegan a la costa, en su mayor parte sin tratamiento alguno (OCDE, 1998).

La contaminación por metales en las lagunas costeras afecta diversas pesquerías, por lo que el estudio de los recursos debe abordarse de forma integral; tomando en consideración que la pesca en México es preferentemente costera (el 95% del total de las embarcaciones en el Golfo de México están dedicadas a la pesca ribereña); que de acuerdo con la CONABIO (1998) las lagunas en estudio se consideran como áreas prioritarias marinas, de alta biodiversidad y de importancia pesquera en el estado de Veracruz.

Tabla 5. Metales pesados aportados a ecosistemas acuáticos por fuentes antropogénicas (Bautista, 1999; Volke *et al.*, 2005).

Fuente	Metal
Aguas y lodos residuales	Cd, Pb, As, Cr, Zn, Fe, Co, B, Ba, Be, Br, Ce, Cu, Mn, Co, Ge, Hg, Mo, Ni, Rb, Sn, Sr, V y Zr
Rellenos sanitarios	Cu, Zn, Pb y Hg
Agua de riego	Cd, Pb y Se
Con fertilizantes	Cd, Pb, As, B, Ba, Br, Ce, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Sc, Se, Sn, Sr, Te, U, V, Zn y Zr
Con plaguicidas	Pb, As, Hg, Br, Cu, V y Zn
Con abonos	As, Se, Ba, Br, Co, Cr, Cu, F, Ge, Mn, Ni, Pb, Sr, Zn y Zr
Quema de combustibles	As, Se, Sb y Pb
Industria minera y de fundición	Pb, Cd, As, Hg, Sb, Se, Zn, In, Cr, entre otros.
Descargas y pinturas de barcos	Pb y Cd

2.9 Biodisponibilidad de metales pesados en ecosistemas acuáticos

Se define biodisponibilidad como la afinidad de un contaminante para ser absorbido o adsorbido por un organismo vivo, atravesando las barreras biológicas (membranas celulares o epitelios compuestos por una doble membrana lipídica con moléculas proteicas y canales cargados electroquímicamente), mediante procesos biológicos activos o procesos pasivos de tipo físico o químico (Caussy *et al.*, 2003).

Una vez los metales son emitidos se absorben muy fácilmente a través de las membranas biológicas, por su elevada afinidad química a las proteínas aumentando su bioacumulación, dificultando su degradación y eliminación (Soto *et al.*, 2010). Existen estrategias biológicas en donde microorganismos y plantas pueden inmovilizar o transformar el metal *in situ*, lo cual puede reducir su biodisponibilidad (Rajendran *et al.*, 2003).

Factores fisicoquímicos como la temperatura, la salinidad, la presencia o ausencia de agentes complejos, la presencia o ausencia de otros metales y factores biológicos como las características de las especies, las interacciones tróficas, y la adaptación bioquímica/fisiológica, también desempeñan un papel importante que determinan la biodisponibilidad de los metales hacia los organismos (Tchounwou P. *et al.*, 2014). Hay que considerar que los organismos disponen de múltiples estrategias de asimilación o eliminación de metales tóxicos (Worms *et al.*, 2006).

La solubilidad y movilidad de los metales depende de su estado de oxidación y de su forma iónica, los metales en el agua pueden encontrarse en forma disuelta, en forma coloidal o bien adherida a materiales en suspensión como la materia orgánica (Bolan *et al.*, 2014).

El cadmio existe en forma de ion libre o como complejo iónico asociado a otras sustancias inorgánicas u orgánicas. Los compuestos de cadmio solubles se movilizan en el agua, mientras que los insolubles se depositan en el sedimento (ATSDR, 2012). La movilidad y biodisponibilidad del cadmio depende principalmente de su especie química. El cadmio y los compuestos de cadmio son con respecto a otros metales pesados, relativamente solubles en agua. Son también, en general, más biodisponibles y móviles (BRADL *et al.*, 2005). Como todos los metales pesados, el Cd puede acumularse en los organismos, transferirse de un nivel trófico al siguiente y multiplicar su concentración a lo largo de las cadenas tróficas (De Acevedo, 2003).

2.10. Efecto de bioacumulación y biomagnificación de los metales pesados

De todos los contaminantes, los metales pesados han recibido una atención especial debido a que no son biodegradables, son tóxicos en bajas concentraciones y tienden a acumularse en las zonas costeras y estuarinas (Lacerda *et al.*, 1988). Además de ello, son acumulados en los organismos acuáticos donde se genera un proceso de bioacumulación y biomagnificación (Pernía *et al.*, 2008).

Existen numerosos términos utilizados para describir la absorción y retención de metales u otros contaminantes tóxicos en organismos, muchos de los cuales han sido inconsistentes y confusos (Jorgensen, 2016). Actualmente algunos de los términos más comúnmente aplicados y aceptados para describir estos procesos son bioacumulación y biomagnificación (Newman, 2014; Jorgensen, 2016). La bioacumulación se define como la cantidad total de un contaminante que

es absorbida y retenida por los organismos (Newman, 2014; Jorgensen, 2016). Para describir este proceso se utiliza el factor de bioacumulación, el cual consiste en la proporción del contaminante en el organismo con respecto a la concentración del mismo en sus fuentes potenciales, como su alimento o el medio al que están expuestos (Newman, 2014; Jorgensen, 2016). Este factor ha revelado que algunos organismos tienen la capacidad de bioacumular más de 100 veces la concentración de algunos metales de su ambiente (Mackay y Clark, 1991).

Mientras que la biomagnificación se define como el incremento en la concentración de un contaminante de un nivel trófico inferior a uno mayor, donde los depredadores presentan mayores concentraciones que sus presas (Newman, 2014). Este proceso se debe a la transferencia del contaminante a través de las redes tróficas y la acumulación de los contaminantes adquiridos por la dieta (Newman, 2014; Jorgensen, 2016).

Los metales pesados muestran una elevada tendencia a bioacumularse y a biomagnificarse a través de su paso por los distintos eslabones de las cadenas tróficas. En concentraciones elevadas, ocasionan graves problemas en el desarrollo, crecimiento y reproducción de los seres vivos (Roy *et al.*, 2005).

De acuerdo con (Wang *et al.* 1996), la acumulación de metales por los organismos acuáticos se presenta en un proceso que consiste en dos pasos: un primer paso de adsorción rápida o vinculación a la superficie biológica (biosorción), seguido por un segundo paso de transporte lento e irreversible, controlado por difusión al interior de la célula (bioacumulación), que puede ser por difusión del ion metálico a través de la membrana celular o por transporte activo por una proteína transportadora. El primer efecto directo de los metales cuando alcanzan las concentraciones tóxicas en la planta es un cambio en el balance iónico de la célula. Este desbalance se puede dar en la superficie celular al reemplazar el ión tóxico por otro ión de la célula, también puede suceder que el ión ingrese dentro de la célula y reemplace otros iones que son normalmente cofactores de enzimas u otros componentes de organelas celulares. Ante la posibilidad de estos desórdenes fisiológicos, todas las plantas han desarrollado una serie de respuestas para tolerar y por tanto sobrevivir hasta un cierto umbral de concentración del metal. El conjunto de respuestas de los metales en las plantas son comunes para diversos metales; los síntomas más comunes son una reducción del crecimiento y amarillamiento de las hojas (Torres *et al.* ,2007).

2.11. Toxicidad de los metales pesados Cd y Pb

Desde el punto de vista ambiental el aspecto más problemático de los metales pesados es su toxicidad. En la naturaleza se puede producir en todos los organismos vivos. Las consecuencias de esta, se ha descrito para los cultivos, el ganado y los seres humanos, en algunas situaciones la toxicidad es consecuencia directa de la posición del organismos dentro de la cadena alimenticia y su entorno, sin embargo en otras se basan en anormalidades genéticas produciendo daños fisiológicos (Ramos, 2002).

Debido a su toxicidad, los elementos de mayor preocupación para la salud humana son As, Cd, Cr, Cu, Pb y Hg, según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (Environmental Protection Agency of United States) y la Agencia Internacional para la Investigación sobre el cáncer (International Agency for Research on Cancer) (Tchounwou *et al.*, 2012).

De todos los metales pesados el Cd y el Pb son de los más tóxicos.

- **Cadmio.**

La toxicidad del cadmio en los sistemas acuáticos está controlada por la concentración de cadmio libre, la cual a su vez está condicionada a la dureza del agua. De acuerdo con este hecho los organismos de agua dulce resultan más afectados que los de agua de mar; dentro de los organismos marinos, los más sensibles son algas y crustáceos y a su vez, dentro de los de agua dulce los salmónidos. En estudios experimentales, concentraciones de 1 mg/l en agua dulce producen efectos tóxicos, mientras que en aguas marinas requieren concentraciones entre 10 y 20 mg/l (Repetto 1995).

La exposición a Cd en peces, aves y mamíferos genera reducción de crecimiento, anemia, hipertensión disrupciones endócrinas y en anfibios decrecimiento de la metamorfosis (Richardson *et al.*, 1974; Revis *et al.*, 1981; Vásquez *et al.*, 2005; Burger, 2008)

La Organización Mundial de la Salud (2013) menciona que en el hombre la exposición crónica de cadmio, por la ingestión de alimentos o bebidas contaminadas puede causar trastornos agudos. se ha asociado a diversas enfermedades renales (Suwazono *et al.*, 2006), hipertensión (Gallagher y Meliker, 2010), anemia, osteoporosis (Järup y Alfvén, 2004), osteomalacia (WHO,

2010), diabetes (Schwartz *et al.*, 2003), anosmia, rinitis crónica, eosinofilia y algunos tipos de cáncer, tales como: leucemia (Henson y Chedrese, 2004), cáncer de mama (McElroy *et al.*, 2006), páncreas, pulmones y próstata (Julin *et al.*, 2012). En riñón y túbulos renales se puede acumular hasta por 30 años (Jarup *et al.*, 2012).

- **Plomo**

En ecosistemas dulceacuícolas, se han señalado distintos efectos del plomo. Los peces presentan ennegrecimiento de las aletas y curvatura espinal; ambos procesos normalmente son reversibles, excepto en casos muy agudos. También se ha podido demostrar una disminución de la toxicidad del plomo al aumentar la dureza del agua en éstos. No obstante, el grupo más sensible de los invertebrados de agua dulce son los crustáceos, pero no se ha podido demostrar el efecto de la dureza del agua. En ecosistemas marinos los datos son confusos debido a la relativa insolubilidad de los compuestos de plomo; esto ha dado lugar a la descripción de efectos adversos muy variados y en algunos casos opuestos (Crompton 1997).

En los animales el Pb genera retardos en la maduración, afecta la cantidad y calidad de la esperma y produce cambios conductuales en mamíferos, invertebrados y en las aves puede ser mortal a bajas concentraciones (Lassiter *et al.*, 2015).

En el hombre cuando el plomo es ingerido, inhalado o absorbido por la piel, genera alteraciones en el estatus iónico celular y estrés oxidativo, lo que trae como consecuencia disrupciones endócrinas, inhibición de la actividad enzimática, muerte celular, genotoxicidad y problemas inflamatorios (Lassiter *et al.*, 2015). También se ha atribuido al Pb la inhibición de la síntesis de hemoglobina, generando anemia (Counter *et al.*, 2012), incremento de la presión sanguínea, daño renal (Batuman *et al.*, 1981; Poma, 2008), perturbaciones en el sistema nervioso central y cáncer de estómago y pulmones (Mushak, 2011). Además, los niños son muy sensibles al Pb, el cual genera retraso en el desarrollo mental e intelectual (Poma, 2008), así mismo puede causar a largo plazo daños medibles e irreversibles aun cuando éstos no muestren síntomas particulares (Harmand *et al.*, 2011).

2.12. Límites máximos permisibles de metales pesados (Cd y Pb) en cuerpos de agua

De acuerdo a la normativa mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 que a través del proyecto de modificación de la Norma Oficial Mexicana proy-NOM-001-SEMARNAT-2017, se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación.

En la tabla 2 se muestran Límites máximos permisibles de metales pesados (Cd y Pb) en cuerpos de agua para la protección, conservación y mejoramiento de la calidad del agua en donde:

P.M- Promedio mensual

P.D- Promedio diario

Tabla 6. Límites máximos permisibles de metales pesados (Cd y Pb) en cuerpos de agua

Límites máximos permisibles mg/l						
Metal	Ríos, arroyos y canales		Embalses, lagos y lagunas		Zonas marinas y estuarios	
	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D
	Cd	0.2	0.3	0.1	0.15	0.2

Fuente: NOM-001-SEMARNAT-1996

2.13. Normatividad Mexicana para metales pesados

Con el fin de controlar las emisiones tóxicas en el país, se han establecido reglamentos contra la contaminación ambiental, con el fin de proteger, conservar y mejorar la calidad de las aguas y bienes nacionales. Es por ello que en México existe una serie de normas aplicables en materia de metales pesados en las cuales se establece las concentraciones máximas permisibles así como los métodos de prueba para el estudio y medición de estos contaminantes. La Tabla 7 muestra las más relevantes para este estudio.

Tabla 7. Normatividad mexicana de metales pesados en cuerpos de agua

Norma	Referente
NOM-001- SEMARNAT- 1996	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales
NMX-AA-051- SCFI-2016	Análisis de agua. Método de prueba. Medición de metales por absorción atómica en aguas residuales tratadas.
NOM-117-SSA1- 1994	Bienes y servicios. Método de prueba para la determinación de Cd, As, Pb, Sn, Cu, Fe, Zn y Hg en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica
NOM-127-SSA1- 1994	Agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que se debe someterse el agua para su potabilización

3. Fitorremediación

Los métodos tradicionales de remoción de metales pesados muestran limitaciones a largo plazo, debido a los altos costos, gran cantidad de sustancias químicas aplicadas, continuo mantenimiento, además de residuos secundarios y lixiviados (Prasad y Freitas, 2003; Rai, 2008). En general, los métodos físicos y químicos afectan las propiedades del medio y alteran la microflora, creando posibles problemas de contaminación secundaria (Ali *et al.*, 2013). Por lo tanto se requieren nuevos estudios en ésta área, donde se involucren técnicas de reparación favorables al medio ambiente, que incluyan tecnologías limpias, eficientes y económicas (Lone *et al.*, 2008). El uso de plantas vasculares para acumular metales pesados se ha expandido

rápidamente por diferentes países, la utilización de especies vegetales para transformar y remover contaminantes del suelo y el agua, conocida como fitoremediación, ha ganado una alta aceptación desde la última década como un tipo de tecnología limpia, que utiliza los organismos naturales y preserva el estado natural del medio ambiente (Salt *et al.*, 1995; Prasad y Freitas, 2003; Kavamura y Esposito, 2010; Paisio, 2012; Swain *et al.*, 2014; Maiti *et al.*, 2004).

El proceso de fitorremediación depende del grado de contaminación, la disponibilidad del contaminante así como de la interacción de la planta con su hábitat (medio y microorganismos) (Cunningham y Ow, 1995; Saeth, 2012.). Es una tecnología que puede aplicarse *in situ* para tratar una gran variedad de contaminantes, gracias a la capacidad de absorción de las raíces de las plantas (Akpor y Muchie, 2010; Carrión *et al.*, 2012). En el caso de metales pesados, luego de que estos son absorbidos por las plantas, pueden ser extraídos de la biomasa cosechada y ser reciclados (Paz-Ferreiro *et al.*, 2014).

Diferentes investigaciones evidencian el potencial de la fitoremediación para remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar diferentes tipos de contaminantes presentes en suelo, aire, agua o sedimentos tales como: metales pesados, metales radioactivos, compuestos orgánicos y compuestos derivados del petróleo (Paz-Ferreiro *et al.*, 2014; Swain *et al.*, 2014). Para la implementación de estas fitotecnologías, se requiere analizar criterios como la tolerancia y bioacumulación del metal por parte de la planta; así como variables que incluyen la concentración del metal, el pH, el contenido de nutrientes y la materia orgánica disponible (Wu *et al.*, 2010; Paz-Ferreiro *et al.*, 2014).

La técnica de fitorremediación acuática, se caracteriza por ser una práctica de limpieza pasiva y estéticamente agradable que aprovechan la capacidad de las plantas macrofitas y la energía solar para el tratamiento de una gran variedad de contaminantes del medio ambiente. En esta técnica las plantas macrofitas actúan como trampas o filtros biológicos que descomponen los contaminantes y estabilizan las sustancias metálicas presentes en el agua al fijarlos en sus raíces y tallos, o metabolizándolos mediante distintos procesos (Sergio *et al.*, 2010), que se representan en la (Figura 1) y se explican en la (Tabla 8).

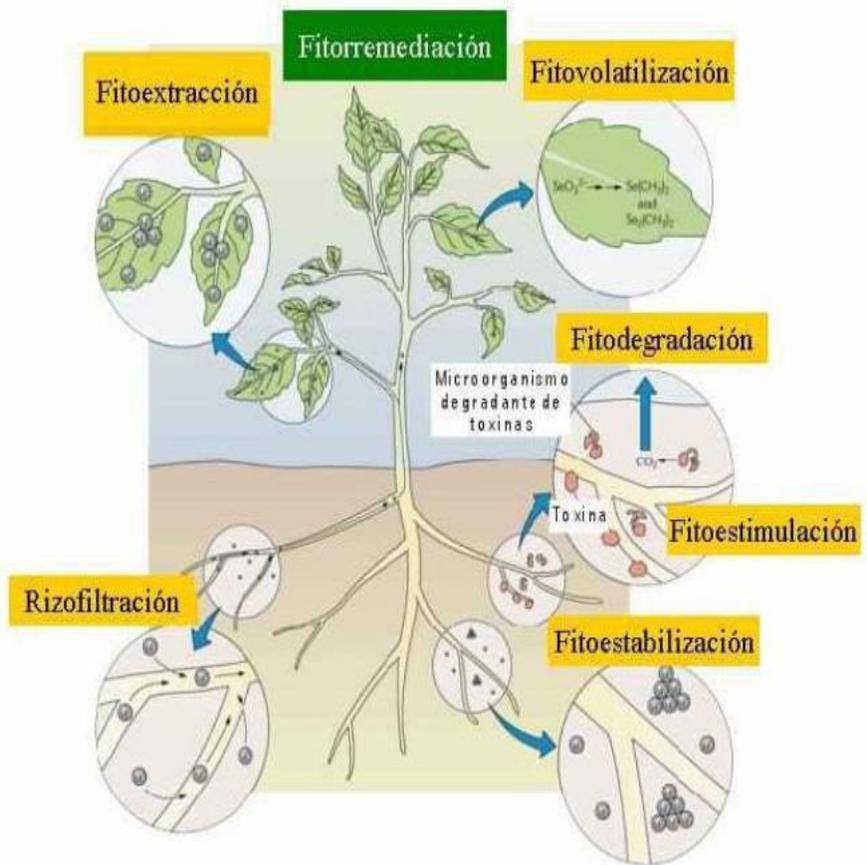


Figura 1. Proceso de fitoremediación (Lenntech, 2001).

Tabla 8. Etapas dentro del proceso de Fitoremediación

Etapas	
Fitoextracción	Es la absorción del contaminante por la raíz el cual es almacenado y acumulado dentro de la biomasa; el material acumulado en la planta puede disponerse o quemarse para recuperar el metal pesado.
Fitoestimulación	Mecanismo en donde la raíz en crecimiento promueve el desarrollo de microorganismos rizosféricos capaces de degradar el contaminante, usando los exudados radiculares como fuente de carbono.

Fitoestabilización Las raíces de las plantas absorben los contaminantes del suelo y lo almacenan en la rizósfera, disminuyendo la posibilidad de contaminación. Esto permite la limitación de la movilidad y biodisponibilidad de contaminantes por mecanismos de prevención por migración e inmovilización.

Fitovolatilización Conversión de contaminantes a partículas volátiles, se da cuando algunos de los elementos de los grupos II, V y VI de la tabla periódica como el Hg son absorbidos por la raíz, convertidos a formas menos tóxicas y liberados al exterior a través del follaje.

Fitodegradación Degradación o mineralización de contaminantes orgánicos gracias a la actividad enzimática específica de la planta, puede utilizar asociaciones de microorganismos para degradar contaminantes orgánicos.

Rizofiltración Mecanismo en el que se usan plantas terrestres para absorber contaminantes precipitados y concentrados en un sistema acuoso.

Elaborado a partir de Salt *et al.*, 1995; Navari-izzo y Quartaccim; 2001; Garbisu *et al.*, 2003; Wu *et al.*, 2010; Buta *et al.*, 2014; Paz- Ferreira *et al.*, 2014

3.1. Estrategias de plantas acumuladoras de metales

Muchas especies toleran las elevadas concentraciones de metales en el medio tóxico porque restringen su absorción y/o translocación hacia las hojas (estrategia de exclusión); sin embargo, otras los absorben y acumulan activamente en su biomasa aérea (estrategia acumuladora), lo que requiere una fisiología altamente especializada (Baker y Walker, 1990).

La habilidad de acumular metales pesados varía significativamente entre especies, cada una desarrolla diferentes mecanismos para transformar los iones, según sus características morfológicas, fisiológicas y genéticas (Saleth, 2012; Borker *et al.*, 2013; Swain *et al.*, 2014).

Las plantas poseen 3 estrategias básicas para crecer sobre agua o suelos contaminados (Raskin, 1994). La primera se presenta en plantas excluidoras de metales, las cuales previenen la entrada de metales o mantienen baja y constante la concentración de estos sobre un amplio rango de concentración de metales en el medio, principalmente restringiendo la acumulación de los metales en las raíces. La segunda se encuentra en las plantas denominadas indicadoras de metales, que acumulan los mismos en sus tejidos aéreos y generalmente reflejan el nivel de metal en el suelo (Ghosh y Singh, 2005). Finalmente, la tercera estrategia es la de las plantas acumuladoras, las cuales pueden concentrar metales en sus partes aéreas, en niveles que exceden varias veces el nivel presente en el medio (Rotkittikhun, R; M. Kruatrachue; R. Chaiyarat; C. Ngernsarsaruay; P. Pokethitiyook; A. Pajitprapaporn y A.J.M. Baker, 2006).

Numerosas especies fitorremediadoras se encuentran taxonómicamente dentro de los órdenes Brassicales, Asterales, Solanales, Poales, Malpighiales, Fabales, Caryophyllales y Rosales (Paz-Ferrerira *et al.*, 2014). Los órganos de las plantas difieren en su capacidad para acumular metales, en la mayoría de las partes; en raíces, tallos, hojas, frutos y semillas presentan diferentes niveles de concentración y acumulación de metales pesados (Kloke, 1994).

Cuando la fuente de metales pesados es el medio, en general los niveles decrecen en el orden: raíces > tallos > hojas > frutos > semillas. En un estudio llevado a cabo por Kastori *et al.*, 1992, se analizaron plantas jóvenes de girasol (*Helianthus annuus*) creciendo en solución nutritiva suplementada con Cd, Cu, Pb y Zn acumularon metales especialmente en las raíces y en los tallos, por lo que los aportes por deposición aérea pueden cambiar el orden, especialmente para Pb.

En la planta, el cadmio se acumula preferentemente en la raíz secuestrado en la vacuola de las células, y solo una pequeña parte es transportada a la parte aérea de la planta concentrándose en orden decreciente en tallos, hojas, frutos y semillas (Chan y Hale 2004). Una vez en la raíz, el cadmio puede pasar al xilema a través del apoplasto y/o a través del simplasto formando complejos (Clemens *et al.*, 2002). La capacidad de secuestro del metal en las células de la raíz juega un papel clave en la translocación del mismo a la parte aérea. Otro factor importante es la accesibilidad y movilización del metal secuestrado, la eficiencia del paso radial por el simplasto y a través de la endodermis, y por último el flujo al xilema (Clemens, 2006).

La raíz constituye una de las principales barreras de defensa mediante la inmovilización del Cd por pectinas de la pared celular. Los carbohidratos extracelulares (mucílago y calosa) de la raíz también pueden intervenir en la inmovilización del metal (Benavides *et al.*, 2005). La acumulación del metal en los tricomas de la superficie foliar también es un mecanismo de inmovilización y defensa celular (Salt *et al.*, 1995). Una vez dentro de la célula, el Cd u otros metales, pueden ser secuestrados por ácidos orgánicos, aminoácidos, fitoquelatinas y metalotioneínas, y posteriormente compartimentalizados en la vacuola para prevenir su toxicidad. Las fitoquelatinas constituyen uno de los principales mecanismos de defensa frente a metales pesados. Plantas que sobreexpresan la enzima fitoquelatina sintasa muestran una mayor tolerancia frente al Cd (Pomponi *et al.*, 2006).

Se ha clasificado al B, Cd, Mn, Mo (molibdeno), Se y Zn como elementos fáciles de translocar a la parte superior de las plantas, Ni, Co y Cu como intermedios, y Cr, Pb y Hg (mercurio) como los translocados en última instancia (Chaney y Giordano, 1977).

Sharma y Shanker (2005) reportan que el contenido de Pb en varios órganos de la planta tiende a decrecer en el siguiente orden: raíz> hoja>tallo>inflorescencia>semilla. Sin embargo, las hojas difieren en su capacidad para acumular Pb; al respecto, Godzik (1993) menciona que el máximo contenido de Pb se localiza en las hojas. Las plantas expuestas a Pb muestran un considerable decremento en peso seco y una declinación en el contenido de clorofila, y por lo tanto en la actividad fotosintética (Kosobrukhov *et al.*, 2004). El Pb tiene la capacidad de bioacumularse en las plantas y se biomagnifica a lo largo de la cadena alimentaria (Rubio *et al.*, 2004). La absorción del Pb del suelo depende de la especie vegetal, características del suelo y su contenido. Las plantas pueden adoptar distintas estrategias ante la presencia de metales en su entorno. Unas basan su resistencia a los metales a través de una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea. Otras prefieren acumular el metal en la parte aérea, en una forma no tóxica para la planta (Llugany *et al.*, 2007).

Existen ciertos factores que permiten conocer la capacidad que tienen las plantas para absorber y traslocar metales del suelo a la parte aérea (Lokeshwari y Chandrappa, 2006). Olivares y Peña (2009) definen al factor de bioconcentración (FBC) como el cociente entre la concentración de metales en los órganos aéreos y la del suelo; mientras, el factor de traslocación (FT) es definido como el cociente entre la concentración del metal en los órganos aéreos y raíz (Zhang *et al.*, 2006; Olivares y Peña, 2009).

4. Factor de bioconcentración (FBC)

También conocido como Índice de bioconcentración. Este proceso se da cuando una planta absorbe un determinado contaminante y no puede degradarlo rápidamente, lo que resulta en una acumulación en la planta. Se utiliza para medir la capacidad de captación de un metal por una planta (raíz y parte aérea) con relación a su concentración en el suelo (Medina y Montano, 2014).

$$FBC = \frac{CONCENTRACION\ EN\ LA\ PLANTA}{CONCENTRACION\ EN\ EL\ MEDIO}$$

4.1. Factor de bioconcentración en la raíz de la planta

También conocida como Factor de concentración biológica (FBC) o Root accumulation factor (RAF). Se calcula como la relación entre la concentración de metales en la raíz de la planta respecto a la concentración de metales en el medio (Yoon, 2006).

Si el $FBC_{raíz} < 1$ la planta es excluyente Si el $1 < FBC_{raíz} > 10$ la planta es acumuladora Si el $FBC_{raíz} > 10$ la planta es hiperacumuladora (Baker, 1981; Ma, 2001).

4.2. Factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta

También conocida como Factor de bioacumulación (FBA), Coeficiente de acumulación biológica (BAC), Factor de remediación (RC) o Shoot accumulation factor (SAF). Es la proporción del elemento contenido en la parte aérea de la planta con respecto al medio (Vyslouzilova, 2003).

Si el $FBC_{aérea} < 1$ la planta es excluyente Si el $1 < FBC_{aérea} > 10$ la planta es acumuladora Si el $FBC_{aérea} > 10$ la planta es hiperacumuladora (Baker, 1981; Ma, 2001).

4.3. Factor de traslocación (FT).

Es el cociente entre la concentración del metal en los órganos aéreos y raíz (Olivares *et al.*, 2009). Factores de traslocación mayores a uno sugieren gran capacidad para transportar metales desde las raíces a los vástagos, explicada en su mayor parte por eficientes sistemas de transporte de metales (Zhao, 2002) y, probablemente, por secuestro de metales en las vacuolas de las hojas y en el apoplasto (Lasat, 2000).

Las plantas hiperacumuladoras se caracterizan por una relación concentración de metal parte aérea / concentración de metal raíz, mayor a uno. En cambio, las plantas no acumuladoras tienen una más alta concentración de metal en raíces que en hojas y tallos (Baker, 1981; Brown, 1995). De acuerdo con Deng (2004) y con Audet y Charest (2007), un valor del Factor de Traslocación mayor a uno indica una eficiente translocación del metal a brotes, por lo que la planta puede usarse con fines de fitoextracción. Si por el contrario, dicho valor es menor a uno, la translocación del metal es baja, por lo que éste es retenido principalmente en las raíces y puede usarse para fitoestabilización.

5. Macrófitos acuáticos

Las macrófitas son plantas acuáticas que constituyen uno de los principales componentes de los ambientes de agua dulce, ya que ayudan a mantener la biodiversidad y las funciones del ecosistema, también se les denomina hidrófitos, no son organismos especialmente atractivos porque, en general, carecen de flores llamativas, son poco vistosos, y se encuentran en un medio cuyas condiciones dificultan su observación y estudio. Las macrófitas acuáticas juegan un papel importante en la estructuración de comunidades en entornos acuáticos. Estas plantas proporcionan estructura física, aumentan la complejidad del hábitat y la heterogeneidad y afectan a varios organismos como invertebrados, peces y aves acuáticas. La complejidad proporcionada por las macrófitas se ha estudiado exhaustivamente en ambientes acuáticos. No se han observado reportes de alguna macrófita provoque graves trastornos a las actividades antropológicas, sin embargo el crecimiento descontrolado de algunas especies provoca pérdidas económicas (Thomaz *et al.*, 2009).

5.1. Papel de los macrófitos en los ecosistemas acuáticos

Los macrófitos de agua dulce son el punto pivote de interacción entre peces, invertebrados, aves acuáticas, plancton, bacterias y química, tanto del agua como del sedimento, en los lagos. Por tanto, las alteraciones de la comunidad de plantas acuáticas van a tener efectos acumulativos en todo el ecosistema del lago (Jeppesen *et al.*, 1998). Junto con las microalgas, las plantas acuáticas son responsables de la producción primaria de los lagos (Wetzel, 1992; Krause-Jensen y Sand-Jensen, 1998).

Las comunidades de plantas juegan un papel vital dentro de las comunidades lacustres, ya que mejoran la calidad del agua eliminando nutrientes que, de lo contrario, podrían estar disponibles para las algas ocasionando "blooms " (Engel, 1985). Por otra parte, el efecto de sombra que producen los macrófitos, especialmente de hojas flotantes, puede reducir de forma indirecta la abundancia de fitoplancton (Wetzel, 1975; Ozimek *et al.*, 1990).

Los macrófitos no solo pueden mejorar la calidad del agua mediante la captación de nutrientes, sino que disminuyen la erosión del litoral, previenen de flujos de nutrientes desde la tierra adyacente al agua abierta e influyen en la calidad y cantidad de sedimento (Spence, 1982; Barko y Smart, 1983; Wetzel, 1990). Los macrófitos son organismos de vida relativamente larga en comparación con el fitoplancton y los invertebrados, por su escasa movilidad hace que estén intrínsecamente vinculados a las condiciones medioambientales del sedimento y del agua que les rodea (Penning *et al.*, 1998). Por ejemplo, la vegetación acuática refleja el estado nutricional de su hábitat inmediato mediante presencia/ausencia y abundancia (Suominen, 1968; Uotila, 1971). Como la mayoría de los organismos sésiles, los macrófitos reaccionan lentamente a cambios en la condición trófica del ecosistema por lo que pueden ser utilizados como indicadores a largo plazo, por lo que han sido ampliamente usados para revelar la calidad del agua o las características del hábitat (Arts *et al.*, 1990; Melzer, 1999). No obstante, la importancia relativa de los diferentes aspectos mencionados no se manifiesta de igual forma en todos los sistemas lacustres y depende de aspectos tales como el clima, la morfología del lago o la composición y densidad de la comunidad de plantas (Moss *et al.*, 1997; Scheffer, 1998).

5.2. Macrófitos como bioindicadores

Los bioindicadores son organismos o grupos de organismos que se emplean para conocer las cualidades de los ecosistemas, ya que están estrechamente relacionados con unas determinadas condiciones ambientales. Su presencia y abundancia informan sobre la integridad de los ecosistemas y su estado de conservación. Su uso está cada vez más extendido en las tareas de gestión del medio ambiente, ya que proporcionan una gran cantidad de información de forma rápida por un costo bajo (García *et al.*, 2009). Debido a que las plantas acuáticas son muy sensibles a los cambios que se producen en el medio en que viven (salinidad, pH, temperatura, turbidez, nutrientes, etc.) se pueden utilizar como bioindicadores para un diagnóstico de la calidad ambiental o del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. La presencia de determinadas

especies, y su abundancia, o la ausencia de otras que esperábamos encontrar, nos informan con una precisión considerable de cómo se encuentran los hábitats y constituyen el punto de partida para desarrollar análisis posteriores, más complejos, que identificarán con exactitud los problemas concretos que se dan en los ecosistemas (García *et al.*, 2009).

Las macrófitos flotantes comprenden un amplio y variado grupo de plantas, entre las que se destacan el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), la salvinia (*Salvinia spp.*), la redondita de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*), y algunas especies de lentejas de agua (*Lemna spp.*, *Spirodella spp.*) (Fernández, 2000).

6. Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*)

Tabla 9. Taxonomía de Lirio acuático (*E. crassipes*)

Taxonomía	
Reino	Vegetal
División	Magnoliophyta
Clase	Liliopsida
Orden	Pontederiales
Familia	Pontederiaceae
Genero	<i>Eichhornia</i>
Especie	<i>Eichhornia crassipes</i>



Figura 2. Lirio acuático *E. crassipes*. (Reyes 2018).

6.1. Características generales del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*)

El camalote, flor de agua o lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) es una especie vegetal que pertenece al subreino de las plantas vasculares y es originaria de Sudamérica, sin embargo, debido a la mano del hombre, el lirio acuático se ha dispersado por todas las zonas tropicales del mundo (Gunnarsson y Mattsson, 2007). De acuerdo con información de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), el lirio acuático es una planta flotadora o fija al sustrato, que crece en aguas dulces como arroyos, ríos y pantanos.

El lirio acuático es una planta, perene, que posee hojas de color verde brillante, espigas florales de color violeta o amarillas y una raíz fibrosa que puede llegar a medir hasta 3m de largo (Lindsey y Hirt, 2000; Gakwavu, 2007) (Figura 2).

Los pecíolos son los tallos de las hojas y los estolones son las estructuras que generan nuevos individuos. Las inflorescencias poseen entre 8 y 15 flores. Los frutos son unas pequeñas cápsulas que contienen alrededor de 450 semillas.

Las raíces son fibrosas y poseen una elevada cantidad de pequeñas hebras, que funcionan como una especie de red para captar nutrientes y algunas partículas suspendidas. Esta característica, aunada a su alta eficiencia en el uso de la energía solar explican su asombrosa tasa de crecimiento (Lindsey y Hirt, 2000). Las plantas jóvenes crecen en las orillas y están enraizadas, pero conforme crecen se van juntando debido al empuje del viento hasta que forman matas o balsas que pueden alcanzar hasta 45 ha de tamaño.

6.2. Reproducción

El lirio acuático es capaz de regenerarse vía vegetativa a partir de fragmentos del tallo (brote) y por estolones. Estas dos formas de reproducción dificultan el control de su crecimiento (Gunnarsson y Mattsson, 2007).

Las plantas crecen primero de forma horizontal, hasta que la superficie del cuerpo de agua está prácticamente cubierta y posteriormente comienza el crecimiento vertical, llegándose a encontrar individuos de hasta 1.2m de la inflorescencia a la raíz (Gakwavu, 2007).

6.3. Tasa de crecimiento y biomasa del lirio acuático (*E. Crassipes*)

El lirio acuático (*E. crassipes*) es una planta invasiva que puede tolerar un amplio rango de condiciones ambientales, como altas y bajas temperaturas, extrema humedad o sequía, alta o baja iluminación, acides, basicidad y altas condiciones de salinidad (Hossain *et al.*, 2015).

El tiempo de duplicación de la superficie cubierta por esta planta puede ser de 6 a 18 días en condiciones óptimas de temperatura y humedad, llegándose a alcanzar una tasa de crecimiento de hasta 60 cm/mes (Malik, 2007). Debido a su elevada tasa de crecimiento, se sabe que 10 plantas de lirio acuático generan 600,000 más en una temporada de 8 meses hasta cubrir un área de 0.4 ha de agua dulce (Penfound y Earle, 1948). Estas características por consiguiente lo convierten en una de las principales plagas del mundo (Bonilla-Barbosa y Santamarina, 2013), para el cual no se ha encontrado un manejo adecuado (IMTA, 1989).

El lirio acuático tiene un rendimiento de 120 ton ha/año (D'Agua, 2015), contiene 9.3% en materia seca, 10.5% de proteína cruda, 26.9% de fibra cruda y hasta 12.4% en ceniza total; también se detectan altos niveles de celulosa y hemicelulosa (Kimenju *et al.*, 2009).

6.4. Hábitat

El lirio acuático es indicativo de hábitats dulceacuícolas, ya que después de 28 días la planta puede morir en concentraciones de sal de 0.06% (Penfound y Earle, 1948). Habita en cuerpos de agua dulce como los son: ríos, lagos, charcos y embalses de los trópicos y subtrópicos localizados a latitudes no mayores de 40°N y 45°S, y temperaturas menores de 0°C afectan su crecimiento.

En México se distribuye prácticamente en casi todo los estados de la república y habita en lagos, lagunas, pantanos, canales, charcos, ríos y presas (Holm *et al.*, 1997). En cuerpos de agua eutrofizados que contienen niveles altos de nitrógeno, fosforo, potasio al igual que aguas contaminada con metales pesados como cobre y plomo no limitan su crecimiento ya que puede anclarse y enraizar en suelos saturados de agua por un corto periodo de tiempo. Su crecimiento va depender del medio donde se desarrolle. Cuando hay escasez de alimentos fertilizantes se inhibe el crecimiento de la planta. Por el contrario, en abundancia de nutrientes la planta se desarrolla a su máximo límite, adquiriendo un intenso color azul verdoso (Jaramillo y Flores, 2012).

6.5. Usos del lirio acuático (*E. Crassipes*)

- **Energía y Combustibles:** según un estudio realizado, el precio de producción de biocombustible es mayor al producido por petróleo, por lo tanto el uso del lirio acuático como fuente alternativa de producción de biomasa energética es posible, pero no tan viable económicamente, los científicos explican que es una opción alternativa de segunda opción en caso de agotarse los yacimientos de petróleo (Favela, 2011).
- **Artesanal:** este uso resulta del esfuerzo laboral y creatividad de las manos artesanas para elaborar cada uno de los diferentes productos. Un ejemplo de esta implementación es llevada a cabo en La comunidad de Ojoxapan Catemaco, Veracruz, en donde la comunidad artesana hace uso del lirio acuático como materia prima (Correa, 2008).

6.6. Impacto ambiental por lirio acuático (*E. crassipes*)

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés) cataloga el lirio acuático como maleza acuática, pues la infestación extensa puede provocar problemas como la evapotranspiración, sedimentación e inundaciones. La propagación del lirio acuático reduce el flujo de agua en ríos, canales y represas, lo que favorece el proceso de sedimentación y, por consiguiente, disminuye la profundidad del manto acuífero. Debido a la obstaculización por extensiones de lirio acuático, o sedimentación provocada, las inundaciones son frecuentes en periodos de alta precipitación.

Por otra parte, la evapotranspiración es un proceso de pérdida de humedad de la superficie por evaporación en conjunto con la pérdida de agua por transpiración de la vegetación, mismo que aumenta en superficies cubiertas por lirio acuático, en comparación con superficies de agua descubiertas.

Otro de los problemas de tipo socio-ambiental que acarrea esta especie acuática es que sirve como hospedero de larvas de mosquito (Epstein, 1998), lo que ocasiona además de problemas ecológicos, afectaciones económicas y sociales (Khanna, 2010; Greenfield *et al.*, 2007).

E. crassipes forma densas alfombras impenetrables a través de los cursos de agua y de cuerpos de agua estancada, que ocasiona la obstrucción de los canales de riego que puede generar interferencia con proyectos de energía hidroeléctrica y con la producción de diversos cultivos. (Figura 3) (Gopalakrishnan *et al.*, 2011; Milne *et al.*, 2006). Importantes recursos económicos, que ahondan los problemas económicos ya mencionados, son gastados en el control de estas plantas acuáticas, predominantemente a través de la aplicación de herbicidas directamente a las aguas superficiales (Greenfield *et al.*, 2007; Gopalakrishnan *et al.*, 2011) que no necesariamente permanecen estáticos.

Existe una relación negativa entre la abundancia de *E. crassipes* y las concentraciones de oxígeno disuelto (D.O.), es así que el contenido del oxígeno es menor debajo del manto de *E. crassipes* y puede descender a cero, causando efectos catastróficos sobre peces y otros animales (Labrada *et al.*, 1996).

En los hábitats de aguas poco profundas, diferentes especies vasculares acuáticas invasoras son ingenieras del ecosistema con una amplia gama de efectos que incluyen reducciones en la abundancia y diversidad de las plantas nativas, así como también modificaciones de hábitats y disminución de disponibilidad de presas para los peces propios del ecosistema invadido (Greco y Freitas, 2002; Greenfield *et al.*, 2007).

Estas plantas además pueden reducir la velocidad del agua en un 40% lo que disminuye la resuspensión de sedimentos y la modificación en la concentración de micro elementos en el agua. Esto, a su vez ralentiza el reciclaje de nutrientes, impulsando así la supervivencia y persistencia de esta especie (Khanna *et al.*, 2012; Toft *et al.*, 2003) y la muerte de especies sensibles a estos cambios.

En efecto, esta degradación del funcionamiento de los ecosistemas es cada vez más común para los ecosistemas acuáticos, especialmente en aguas poco profundas, lagunas y lagos tropicales (Khanna *et al.*, 2012).



Figura 3. Alfombra de lirio acuático en Laguna Olmeca Ver. (Reyes, 2019).

6.7. Propiedades fitorremediadoras del lirio acuático (*E. crassipes*) en los cuerpos de agua

Las primeras investigaciones con el uso de plantas acuáticas flotantes para remover contaminantes de aguas residuales, se llevaron a cabo desde la década de los 70 del siglo XX (Boyd, 1970; Harvey y fox 1973; Hally Okali 1974) la especie más estudiada en estos sistemas es el lirio acuático debido a su capacidad para remover nutrientes (Valipour *et al.*, 2010), así como su alta productividad (Henry- Silva *et al.*, 2008).

Se ha comprobado la eficacia del uso de lirio acuático para la limpieza del agua con un costo menor al de la purificación con sustancias químicas, este lirio de agua (*E. crassipes*) logra filtrar agua contaminada a través de su asombrosa capacidad de absorción de contaminantes que le permiten purificar el agua, tomando de ella plomo, mercurio, detergentes y otras sustancias inclusive hidrocarburos, aunque su principal ventaja como instrumento de descontaminación consiste en que se reproducen rápidamente, tiene poca tolerancia al frío por lo que este tratamiento de limpieza de agua tiene mayor eficacia en lugares cálidos o templados (Nuñez-Lopez *et al.*, 2004).

Esta planta obtiene del agua todos los nutrientes que requiere para su metabolismo, siendo el nitrógeno y el fósforo, junto a los iones de potasio, calcio, magnesio, hierro, amonio, nitrito, sulfato, cloro, fosfato y carbonato, los más importantes. Posee un sistema de raíces, que pueden tener microorganismos asociados a ellas que favorece la acción depuradora de la planta. El mecanismo de cómo actúa es a través de formaciones de complejos entre el metal pesado con los aminoácidos presentes dentro de la célula, previa absorción de estos metales a través de las raíces (Jaramillo y Flores, 2012).

Trabajos experimentales muestran que (*E. crassipes*) puede ser utilizado en la remoción de organofosforados y en el caso de técnicas particulares como en la construcción de humedales artificiales. Es evidente que (*E. crassipes*) puede ser de gran interés debido sus características bioabsorbentes (Salamanca *et al.*, 2015), en varios estudios se indica que esta macrófita se puede desarrollar en humedales y ríos con grandes concentraciones de metales pesados, entre ellos cadmio, cromo y zinc (Vitória *et al.*, 2015).

También es sabido que el lirio es una de las plantas acuáticas con un gran potencial en la fitorremediación de metales pesados debido a su tolerancia y alta capacidad para acumularlos (Núñez-López *et al.*, 2005). Numerosos estudios han demostrado que puede ser útil para el tratamiento de aguas contaminadas con As, Bo, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se y Zn (Chigbo *et al.*, 1982). La parte de la planta donde se acumula la mayor concentración de metales es la raíz, que es el órgano que está expuesto o en contacto directo con los iones metálicos contenidos en la solución a tratar. Técnicamente a este proceso se le conoce como rizofiltración, que se define como un mecanismo de fitorremediación basado en el uso de raíces de plantas con alta tasa de crecimiento y área superficial para absorber, concentrar y precipitar metales de aguas residuales contaminadas (Dushenkov *et al.*, 1995).

7. JUSTIFICACIÓN

Los humedales de la ciudad de Veracruz se han visto afectados por las descargas de aguas residuales provenientes de actividades industriales, urbanas y agropecuarias difusas. Se ha observado que los municipios y las empresas no cumplen con los lineamientos de la NOM-001-SEMARNAT-1996, por este motivo se han desarrollado tecnologías alternativas como la fitoremediación, técnica que involucra el uso de plantas macrofitas indicadoras de contaminantes como lirio acuático *Eichhornea crassipes*, catalogado como una plaga invasiva y problemática ambiental debido a su rápida tasa de crecimiento dentro del cuerpo acuífero en el que se desarrolla; sin embargo su importancia radica en su capacidad fisiológica y bioquímica para absorber, retener y metabolizar contaminantes del medio acuático.

Con el propósito de generar información base para el desarrollo de una tecnología integral a partir de la fitoremediación *in situ*, que permita el tratamiento del cuerpo de agua contaminado por metales pesados, se lleva a cabo el presente estudio, para determinar el factor de bioconcentración (FBC) y traslocación (FT) de contaminantes que tiene el lirio acuático *E. crassipes* en agua de Laguna Olmeca Veracruz, y así definir si su uso controlado cumple como una alternativa de bioremediación y no como una problemática ambiental.

8. OBJETIVOS

8.1. Objetivo general

Determinar la concentración y los factores de bioconcentración (FBC) y translocación (FT) en planta de lirio acuático *Eichhornia crassipes* presente en la Laguna Olmeca, Veracruz.

8.2. Objetivos específicos

- Determinar la concentración de los metales pesados Pb y Cd en agua superficial de la laguna Olmeca.
- Determinar la concentración, factor de bioconcentración (FBC) y factor de traslocación (FT) de metales pesados Pb y Cd en raíz, tallo y hoja de lirio acuático *Eichhornia crassipes*.
- Definir si los factores obtenidos indican si el uso controlado de lirio acuático *Eichhornia crassipes* cumple como medio alternativo de fitoremediación *in situ* para mejorar la calidad del agua en la Laguna.

9. MATERIALES Y METODOS

9.1. Área de estudio

Tembladeras-Laguna Olmeca decretada en la categoría de Reserva Ecológica. Se ubicada en la zona costera del estado de Veracruz, dentro de los municipios de Veracruz y Medellín; Se localiza en un rango altitudinal de 15 msnm. Con una superficie de 60.23 ha, ubicada entre las coordenadas: 19°08'52.61" latitud; 96°09'06.12" longitud.



Figura 4. Laguna Olmeca Ver. Arcmap

9.2. Muestra

Para esta investigación se contó con dos tipos de muestras:

Tejido vegetal: Lirio acuático *Eichhornia crassipes*. Las muestras fueron tomadas en cuatro puntos de muestreo de la laguna, dos por cada punto (orillas y partes medias). Durante la temporada de estiaje.

Agua: por ser el medio en el cual crece la planta *Eichhornia crassipes*, se tomaron 8 muestras de agua, 2L por cada sitio de muestreo, durante la temporada de estiaje.

Previamente a la colecta de las plantas y agua, se realizó un reconocimiento del lugar con el objetivo de evaluar las condiciones del sitio tales como las rutas de acceso y los peligros que puedan presentarse en el momento del muestreo mediante el uso de un drone phantom 3 standard, para la localización de los puntos de muestreo.

El objetivo del muestreo fue obtener una parte representativa de plantas y agua perteneciente a la laguna Olmeca Veracruz, para el análisis de la concentración de metales pesados.

9.3. Selección de sitios

La laguna Olmeca se encuentra rodeada por el fraccionamiento laguna real, colonia El Faro, colonia Cuauhtémoc, colonia Emiliano Zapata y Miguel Alemán y la carretera libre Xalapa-Veracruz.

Dentro de laguna Olmeca fue dividida en 4 sitios de muestreo, 1: Fraccionamiento Laguna real, 2: Cabeza Olmeca 3: El Faro 4: Miguel Alemán. En la (tabla 10) se muestran las coordenadas para cada sitio.

Tabla 10. Coordenadas de sitios de muestreo Laguna Olmeca Ver

Sitios	Coordenada
1 Fraccionamiento Laguna real	19.145074 ^o , -96.153119 ^o
2 Cabeza Olmeca	19.146862 ^o , -96.150221 ^o
3 El Faro	19.150771 ^o , -96.152667 ^o
4 Miguel Alemán	19.150679 ^o , -9.149926 ^o



Figura 5. Sitios de muestreo. Laguna Olmeca Ver.

9.4. Periodicidad del muestreo

Para esta investigación se hicieron dos muestreos, uno para plantas y el segundo para agua, mismos que fueron tomados en temporada de estiaje del año 2019.

9.4. Método de muestreo para plantas

La metodología utilizada para el muestreo se tomó del protocolo de muestreo de otro tipo de flora acuática (Macrófitos) en Lagos, código: m-l-ofm-2013 del ministerio de agricultura, 2013., el cual se realizó en función del tipo de lago y de macrófitos presentes. También se consideró, otros aspectos de la laguna tales como profundidad, perímetro y pendiente.

El material y transporte necesario para la recolección de las plantas en la laguna fueron los siguientes:

- Canoa para el transporte y colecta de plantas al interior y rededor de la laguna.
- Bolsas de plástico para depósito y manipulación de las muestras de plantas.
- Navaja para cortar

El muestro se realizó retirando cuidadosamente las plantas, con el fin de evitar que las raíces y la parte aérea sufrieran algún daño durante su extracción, así como también evitar algún accidente abordo.

Se obtuvo un total de 40 muestras de plantas, 10 ejemplares de talla adulta por cada punto de muestreo, durante el periodo de estiaje; estas muestras fueron depositadas en hieleras y transportadas hacia el laboratorio de investigación de recursos acuáticos (LIRA) para su conservación y análisis correspondientes.

9.5. Pre-paración de muestras vegetativas

Una vez en el laboratorio de estudio, cada muestra recolectada fue sometida a una previa disección (raíz, tallo y hoja), posteriormente fueron colocadas en bolsas zip-lock® previamente rotulada en donde se incluyó el tipo de muestra, fecha de recolección, lugar de colecta y nombre del investigador a cargo. Finalmente fueron conservadas en una congeladora a -4°C hasta su análisis.

9.6. Muestreo agua

Para el muestreo de agua se utilizó como metodología de la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-14-1980 Cuerpos receptores, la cual establece los lineamientos generales y recomendaciones para el muestreo en cuerpos receptores de aguas superficiales, con el fin de determinar sus características físicas, químicas y bacteriológicas, debiéndose observar las modalidades indicadas en las Normas de Métodos de Prueba correspondientes.

El material y transporte necesario para la recolección de agua en la laguna fueron los siguientes:

- Canoa para el transporte y toma de muestras al interior de la laguna.

- Frascos de polietileno de 1L con boca ancha, tapa y etiqueta.

Las muestras de aguas fueron tomadas de las mismas áreas de muestreo establecidas para las plantas. Por ello la información sobre agua y plantas es co-representativa permitiendo desarrollar las relaciones agua- planta de dicha área.

Se procedió a tomar aproximadamente 2 L de agua por cada sitio de muestreo a una profundidad de 20-30 cm. Siendo un total de 8L, para los respectivos análisis de metales pesados.

9.7. Pre-paración de muestras de agua

Los frascos de muestra de agua recolectada, fueron transportados en hieleras hacia el laboratorio de investigación de recursos acuáticos (LIRA) para inmediatamente ser fijadas con ácido nítrico hasta alcanzar un pH 2, se refrigeraron a -4°C hasta su próximo análisis; Esto base a los lineamientos del método de prueba (cancela a la nmx-aa-051-1981) el mismo día de colecta.

9.8. Análisis de metales pesados (Cd y Pb) en muestras vegetativas

La determinación de metales en el agua se determinó de acuerdo a la Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2016, análisis de agua. Que establece la medición de metales pesados por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas, mediante el método de prueba (cancela a la NMX-AA-051-SCFI-2001).

Sin dejar de lado a las normas Mexicanas NMX-AA-060 para la determinación de cadmio y NMX-AA-057 aguas, para la determinación de plomo, Método de la ditizona, publicada en el Diario Oficial de la Federación.

El método de lectura y análisis de metales pesados en el tejido vegetal fue realizado por espectrofotometría de flama, en el laboratorio de Investigación de Recursos Acuáticos (LIRA).

9.9. Liofilización

Este proceso consistió en la deshidratación de las muestras de tejido vegetal, para el cual se empleó un equipo de liofilizador Freeze dryer 86°C OPERON, durante un periodo de 12 y 14 horas consecutivas hasta su secado, dependiendo el tejido vegetal introducido a secar (tabla 11).

Tabla 11. Tiempo de liofilización en muestras de lirio acuático

Muestra	Raíz (hr)	Tallo (hr)	Hoja(hr)
1	12	16	14
2	12	16	14
3	12	16	14
4	12	16	14

Una vez terminado el proceso de secado las muestras fueron almacenadas en bolsa zip-lock® previamente rotuladas y conservadas en un desecador de vidrio con silica gel, con la finalidad de evitar posible filtración de humedad en la muestra procesada.

9.10. Molienda

Se realizó con el uso de un mortero de porcelana hasta obtener un tamaño de grano fino, mismo que posteriormente con el uso de un tamiz de poro número 26mm se procedió a tamizar para la obtención de un polvo fino sin residuos, esto con la finalidad de garantizar el resultado del futuro proceso de la muestra. Finalizado este procedimiento, se procedió a pesar 1gr de biomasa seca de cada muestra (raíz, tallo, hoja) con ayuda de una báscula analítica RADWAG AS220/C/2.

9.11. Digestión

En este proceso cada gramo de muestra fue colocada en vasos de precipitados de 250 ml, las cuales fueron sometidas a digestión con la adición de 10ml de ácido nítrico grado reactivo al

65.5% (suprapuro) y posteriormente tapados con cajas Petri mismos que se dejaron reposar durante un lapso de 24 y 48 horas, (este último para el caso de tallo) bajo la campana de extracción.

Pasando este tiempo se continuó con la segunda etapa de la digestión la cual consistió en el calentamiento previo de una parrilla eléctrica a 60°C. Durante esto a cada muestra se le adicionaron 10 ml de peróxido de hidrogeno.

Una vez que la parrilla alcanzo el calentamiento deseado y transcurrido el tiempo de reposo, las muestras fueron colocadas en la parrilla eléctrica, a partir de aquí la temperatura se fue manipulando según el grado de ebullición y reducción de volumen de cada muestra.

Una vez transcurrido un periodo aproximado de 1 hora y alcanzado un de volumen de 5 ml se adicionaron 5ml de peróxido de hidrogeno más a cada muestra, posteriormente la adición fue cada media hora así hasta cumplir un lapso de dos horas, un volumen final de 5 ml y una digestión total (residuo de color claro).

Con el uso de guantes y pinzas metálicas, se retiraron los frascos de precipitado de la parrilla que contenían las muestras ya digeridas, y se dejaron enfriar a temperatura ambiente aproximadamente 30 minutos en una charola metálica sobrepuestas en la campana de extracción de gases.

9.12. Filtrado y aforado

Las muestras obtenidas se filtraron usando una membrana MF- Millipore™ MCE de 0.45 µm y una bomba de vacío. El líquido filtrado se transfirió a un matraz de 50 ml y se aforó con agua destilada, las soluciones obtenidas fueron homogeneizadas y preservadas a 4°C en frascos previamente rotulados y asegurados con cinta de parafina para prevenir derrames.

9.13. Limpieza de material

La limpieza del material resultante de los procedimientos antes mencionados, se realizó con una solución de detergente no iónico libre de metales, después de enjabonar el material se procedió

a enjuagar con agua corriente para posteriormente permanecer sumergido 24 horas en una solución previamente elaborada con agua y ácido nítrico (HNO₃) al 10 %.

Una vez transcurridas las 24 horas para la remoción de cualquier residuo metal en la solución anteriormente menciona, el material se enjuaga con agua destilada, se escurre, se seca y almacena adecuadamente hasta su uso.

9.14. Análisis de metales pesados (Cd y Pb) en agua

La metodología utilizada para este análisis fue basada en los lineamientos de Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2016 Análisis de agua. La cual establece el método de espectrofotometría de absorción atómica por flama, para la medición de metales disueltos, totales, suspendidos y extractables en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas.

9.15. Digestión

En este proceso las muestras de agua previamente fijadas en ácido nítrico al 10% y conservadas en refrigeración a 4°C, fueron sometidas al proceso de digestión.

En 8 vasos de precipitado de 50ml previamente rotulados, se colocaron 10ml de muestra de agua y a cada muestra se le adicionaron 10ml de peróxido de hidrogeno, mientras se precalentaba la parrilla eléctrica a 60°C.

Una vez alcanzada la temperatura deseado los vasos de precipitado fueron colocados sobre la parrilla para dar inicio al proceso de digestión con calentamiento suave incrementando según el grado de hervor de las muestras, así hasta completar un periodo de 2 horas hasta reducir su volumen a 5ml con un tonalidad incolora como producto de una digestión total.

Con el uso de guantes y pinzas metálicas, se retiraron los frascos de precipitado de la parrilla que contenían las muestras ya digeridas, y se dejaron enfriar a temperatura ambiente aproximadamente 30 minutos en una charola metálica sobrepuestas en la campana de extracción de gases.

9.16. Filtrado y aforado

Las muestras obtenidas del proceso de digestión se filtraron usando una membrana MF-Millipore™ MCE de 0.45 µm y una bomba de vacío. El líquido filtrado se transfirió a un matraz de 50 ml y se aforó con agua destilada.

Las soluciones obtenidas fueron homogeneizadas y preservadas a 4°C en frascos ámbar previamente rotulados y asegurados con cinta de parafina para prevenir derrames.

9.17. Análisis de metales pesados por EAA

Las lecturas de Cd y Pb, en tejido vegetal y agua se realizaron en un espectrofotómetro de absorción atómica (EAA) Thermo Scientific®, Modelo: iCE Series AA (Thermo Scientific, Jingzhou, China), equipado con un hueco lámpara de cátodo específica para la determinación de cada metal (Figura7).

Límites de detección: Cd = 0.0028 mg/L, Pb = 0.016mg/L. Siguiendo la metodología de las normas NOM-117-SSA1-1994 y NOM-242-SSA1-2009.

Los parámetros empleados en el equipo de absorción atómica para la lectura de las muestras y estándares, son descritos a continuación:

Tabla 12. Parámetros de lectura en espectrofotómetro Thermo Scientific®, Modelo: iCE Series AA

Elemento	Cd	Pb
Parámetros Espectrofotómetro		
Longitud de onda	228.8nm	217.0nm
Corrección de fondo	D2	D2
Tiempo de medida	4.0sg	4.0sg
Modo de medida	Absorbancia	Absorbancia
Corriente lámpara	50%	75%
Parámetros llama		
Tipo de llama	Aire-C ₂ H ₂	Aire-C ₂ H ₂
Altura de mechero	7.0mm	7.0mm

Flujo combustible	1.2L/min	1.1L/min
Estabilización de mechero	0min	0min
Parámetros de calibración		
Modo calibración	Normal	Normal
Unidad de concentración	kg/L	Kg/L
Ajuste aceptable	0.95	0.95

10. Análisis estadístico

El análisis estadístico pertinente para este estudio se realizó mediante un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores con un 95% de nivel de confianza, en el cual los factores a considerar fueron el tipo de tejido vegetal de lirio acuático y los sitios de muestreo siendo la concentración la variable de respuesta mediante el uso del programa Minitab 18.

11. RESULTADOS Y DISCUSIONES

11.1. Concentración de cadmio (Cd) y plomo (Pb) en agua de la Laguna Olmeca (Temporada de estiaje)

La concentración de Cd y Pb en agua de la laguna Olmeca reportada por espectrofotometría de absorción atómica fueron por debajo de los límites de detección siguientes:

Cd: 0.0028mg/L Pb: 0.016mg/L

Lo cual no define que estos metales se encuentren ausentes en el medio acuático si no que su presencia es de baja concentración a los límites de detección por el equipo utilizado para este estudio mismos que a la vez son menores a los límites máximos permisibles de contaminantes por la normatividad mexicana para bienes nacionales.

11.2. Concentración de cadmio (Cd) y plomo (Pb) en Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de la Laguna Olmeca (Temporada de estiaje)

Concentraciones de Cd (mg/kg) en tejido vegetal y concentración total (CT) de la planta Lirio acuático de acuerdo a las zonas de muestreo al interior de la Laguna Olmeca Ver.

Tabla 13. Concentración de Cd en tejido vegetal de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Temporada de estiaje					
Metal	Zona	Concentración en tejido vegetal mg/kg			
		Raíz	Tallo	Hoja	CT
Cd	1	0.0233	0.0107	0.0114	0.0454
	2	0.0283	0.0147	0.0153	0.0583
	3	0.0146	0.0119	0.0133	0.0398
	4	0.0131	0.0127	0.0119	0.0377

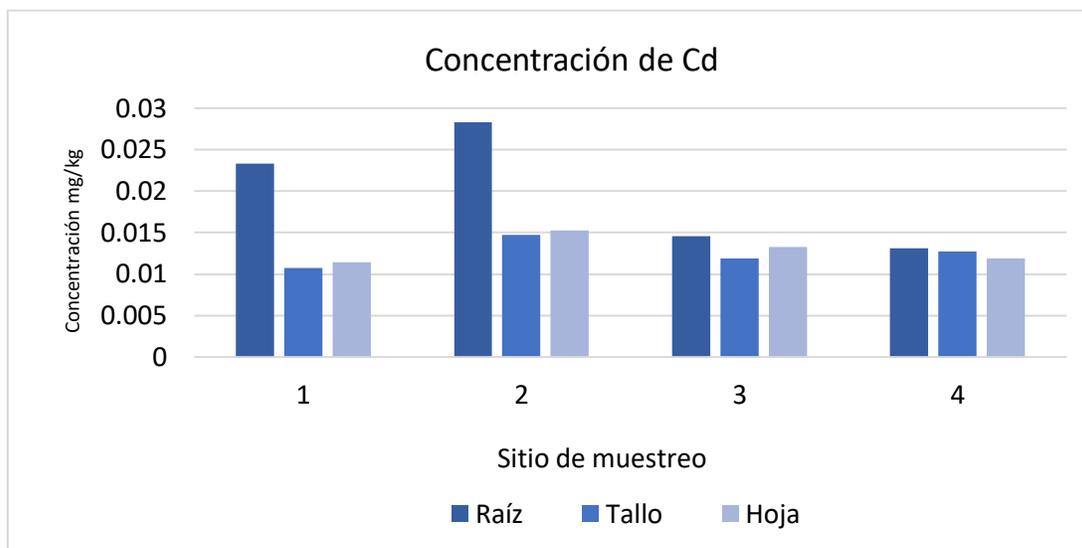


Figura 6. Concentración de Cd en raíz, tallo y hoja de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) por sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.

11.3. Análisis de varianza de concentración Cd en estructura vegetal (raíz, tallo y hoja) (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

Tabla 14. Concentración Cd en estructura vegetal (raíz, tallo y hoja) de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Fuente	GL	SC	MC	F	P
sitio	3	0.000086	0.000029	1.94	0.225
Estructura vegetal	2	0.000134	0.000067	4.56	0.062

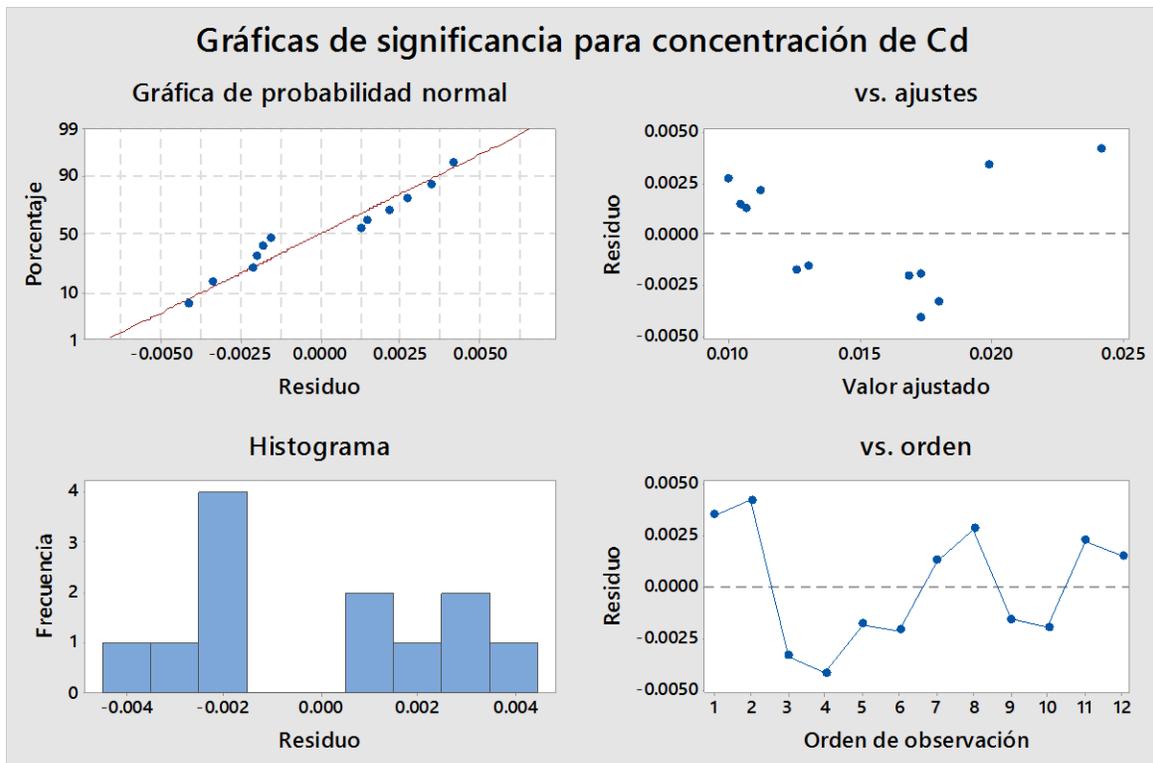


Figura 7. Significancia para concentraciones de Cd en estructura vegetal de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

El análisis de datos indicó que no existe una diferencia significativa de concentración para Cd en la estructura vegetal (raíz, tallo y hoja) de lirio acuático *Eichhornia crassipes* en relación a los sitios de muestreo.

Tabla 15. Concentración de Cd en raíz y estructura aérea (tallo y hoja) de Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

Temporada de estiaje			
Metal	Concentración promedio en tejido vegetal mg/kg		
	Sitio	Raíz	E. aérea
Cd	1	0.0233	0.0221
	2	0.0283	0.03
	3	0.0146	0.0252
	4	0.0131	0.0246

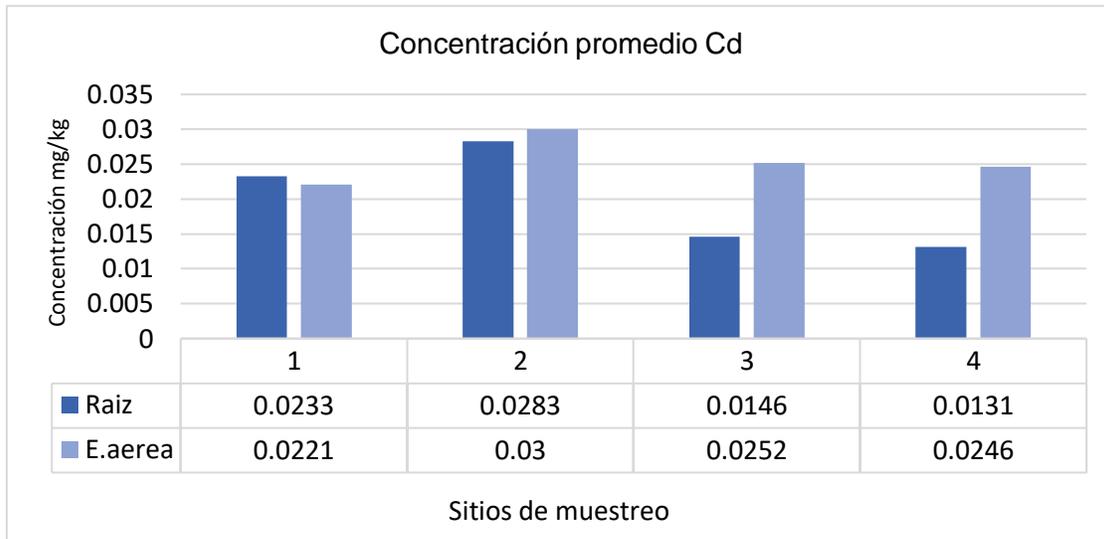


Figura 8. Concentración promedio de Cd en raíz y E. aérea de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

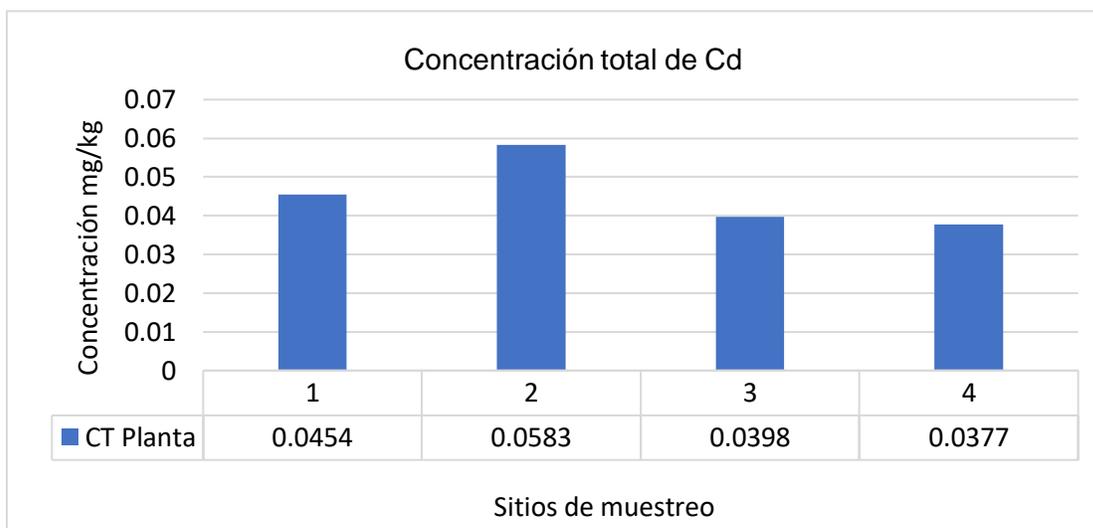


Figura 9. Concentración de Cd en planta completa de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

En los datos anteriores se observó que las plantas obtenidas de la zona 2 (Cabeza Olmeca) durante la temporada de estiaje presentan la mayor concentración cadmio con un total de 0.0583mg/kg en la planta, donde los tejidos estructurales con mayor acumulación lo presentan la raíz con 0.0283mg/kg y la E. aérea con 0.3mg/kg.

11.4. Análisis de varianza de concentración Cd en raíz y E. aérea (tallo y hoja) de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

Tabla 16. Concentración Cd en raíz y E. aérea (tallo y hoja) de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Fuente	GL	SC	MC	F	P
SITIO	3	0.000129	0.000043	2.12	0.277
Estructura vegetal	1	0.000064	0.000064	3.16	0.174

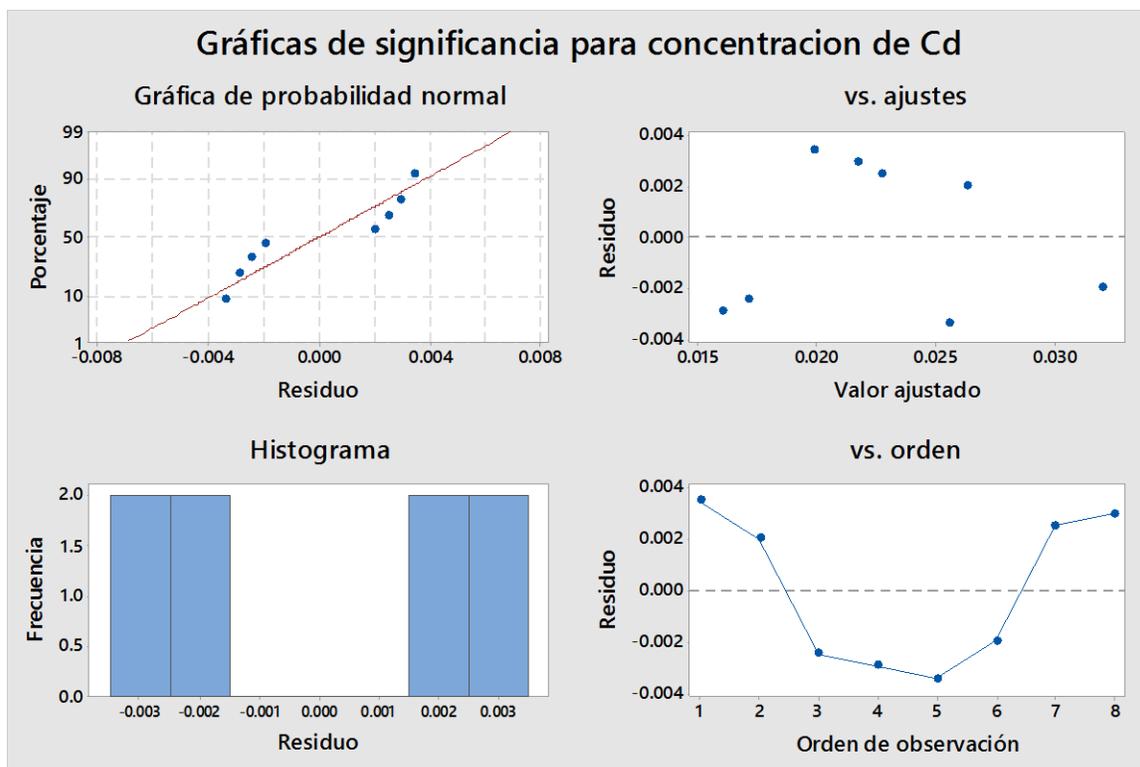


Figura 10. Significancia para concentraciones de Cd en raíz y E. aérea (tallo y hoja) de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

La prueba estadística de datos anterior indicó que no existe una diferencia significativa para Cd en la estructura vegetal (raíz y E. aérea) de lirio acuático en relación a los sitios de muestreo.

Tabla 17. Concentraciones de Pb en tejido vegetal de Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Temporada de estiaje					
Metal	Zona	Concentración en tejido vegetal mg/kg			
		Raíz	Tallo	Hoja	CT
Pb	1	0.01288	0.026	0.0826	0.12148
	2	0.01508	0.0497	0.1538	0.21858
	3	0.01128	0.0345	0.0663	0.11208
	4	0.0592	0.0231	0.0473	0.1296

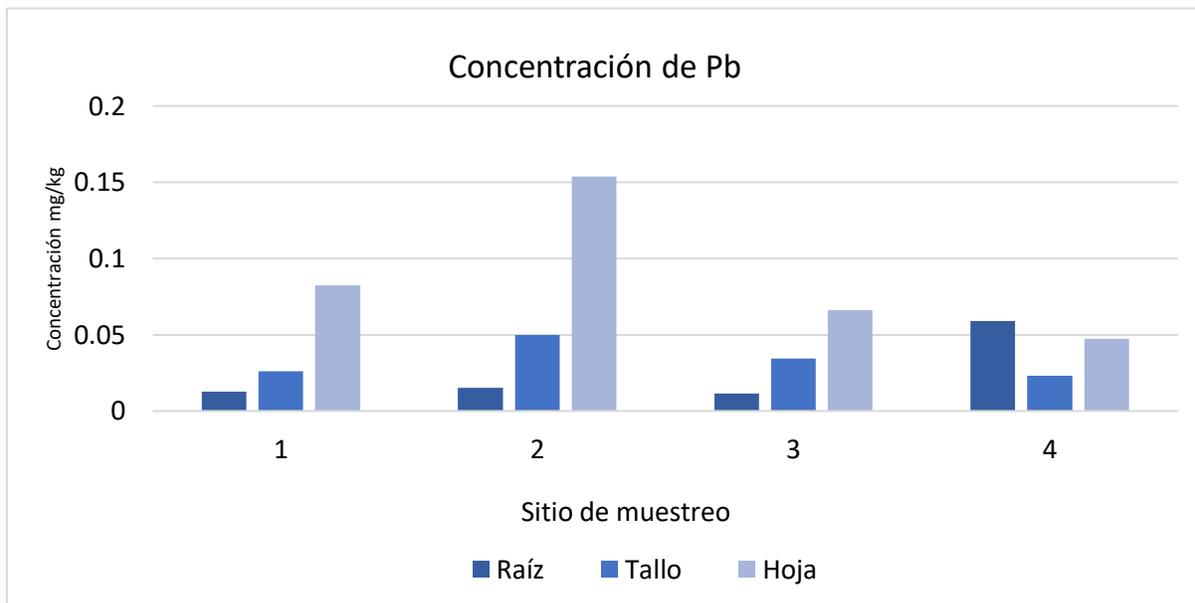


Figura 11. Concentración de Pb por tejido vegetal de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo al sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.

11.5. Análisis de varianza de concentración Pb en estructura vegetal (raíz, tallo y hoja) de lirio acuatico (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

Tabla 18. Concentración Pb en estructura vegetal (raíz, tallo y hoja) de lirio acuático *Eichhornia crassipes*).

Fuente	GL	SC	MC	F	P
sitio	3	0.002429	0.000810	0.80	0.538
E.VEGETAL	2	0.009288	0.004644	4.58	0.062

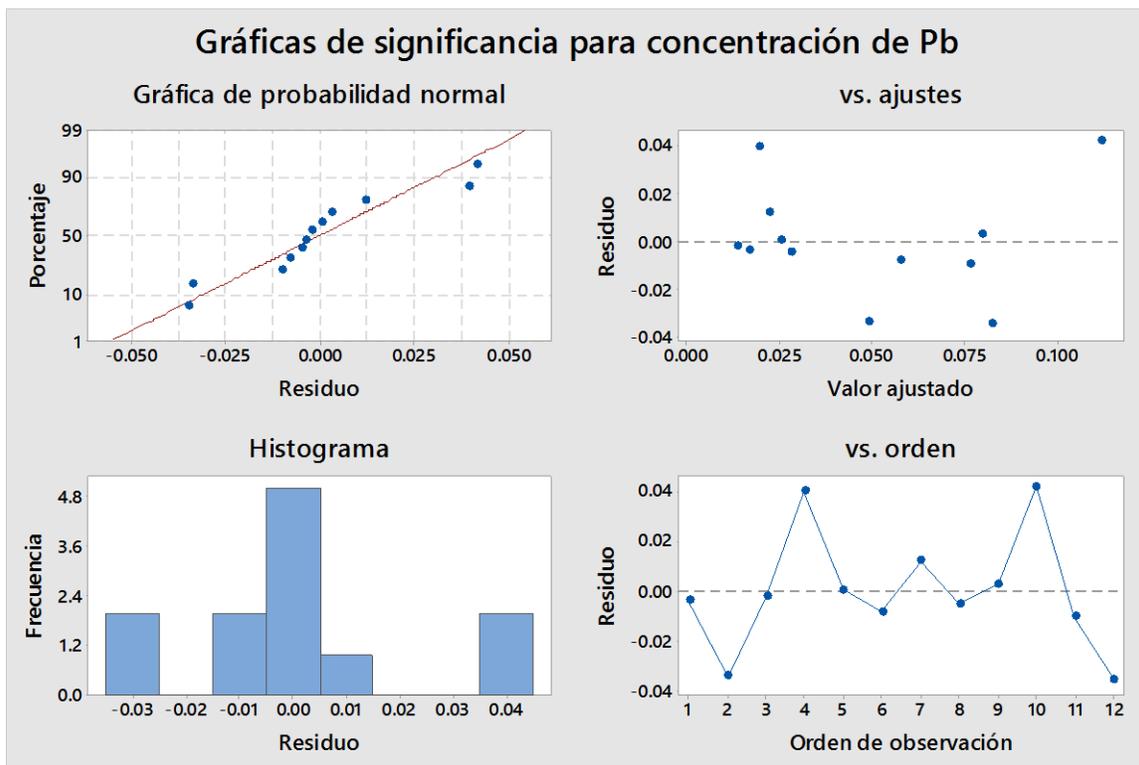


Figura 12. Significancia de concentración para Pb en estructura vegetal de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

El análisis de datos indicó que no existe una diferencia significativa de Pb en la estructura vegetal (raíz, tallo y hoja) de lirio acuático en relación a los sitios de muestreo.

Tabla 19. Concentración de Pb en tejido vegetal (raíz, y estructura aérea) de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Temporada de estiaje			
Metal	Concentración en tejido vegetal mg/kg		
	Sitio	Raíz	E. aérea
Pb	1	0.01288	0.1086
	2	0.01508	0.2035
	3	0.01128	0.10008
	4	0.0592	0.0704

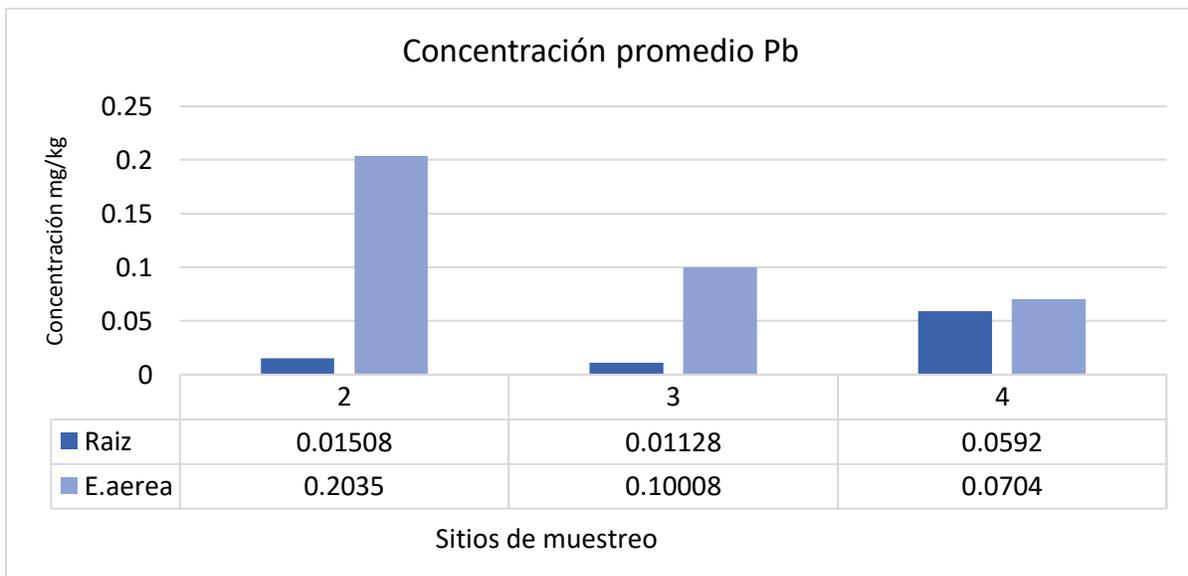


Figura 13. Concentración promedio de Pb en raíz y estructura aérea de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

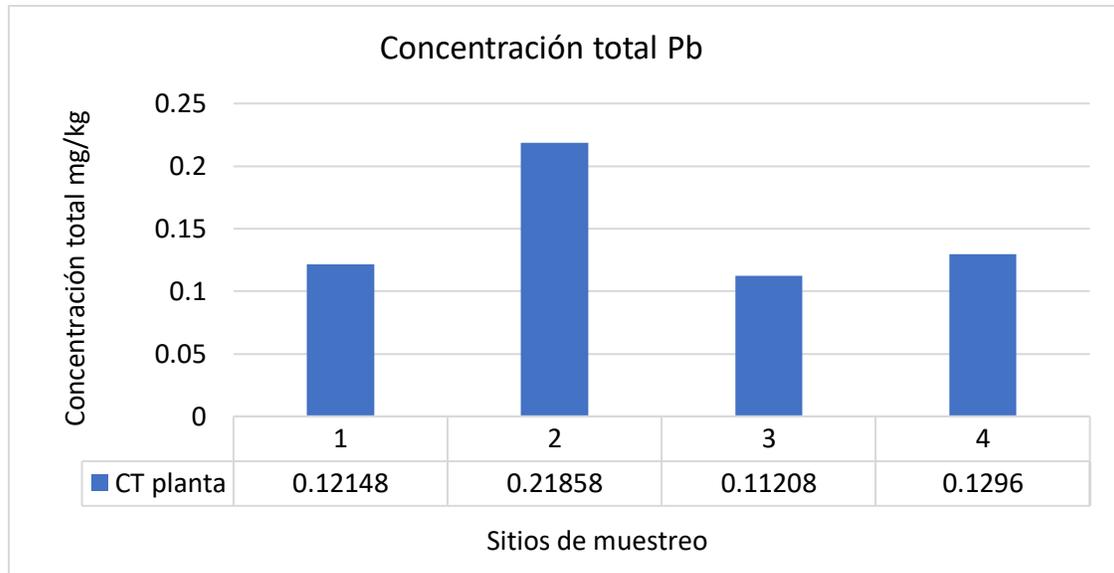


Figura 14. Concentración de Pb total en planta de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) por sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.

En los datos anteriores se observa nuevamente que las plantas obtenidas de la zona 2 (cabeza Olmeca) durante la temporada de estiaje presentan la mayor concentración de plomo con un total de 0.21858mg/kg en la planta, donde los tejidos estructurales con mayor acumulación lo presentan la raíz con 0.0592mg/kg y la E. Aérea con 0.0704mg/kg.

11.6. Análisis de varianza de concentración Pb en raíz y E. aérea (tallo y hoja) de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

Tabla 20. Concentración Pb en raíz y E. aérea de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Fuente	GL	SC	MC	F	P
SITIO	3	0.003668	0.001223	0.46	0.727
Estructura. vegetal	1	0.018445	0.018445	7.01	0.077

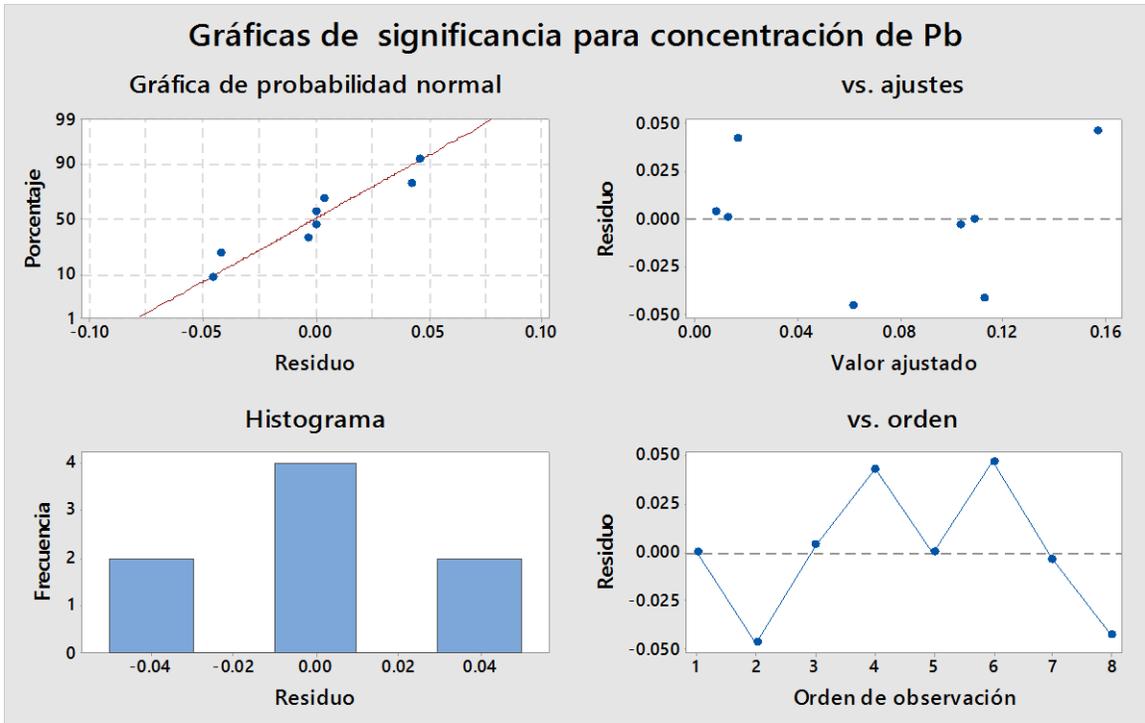


Figura 15. Significancia de concentración de Pb en raíz y E.aérea (tallo y hoja) de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

Para el análisis de datos anterior, indicó que no existe una diferencia significativa para Pb en la raíz y E. aérea de lirio acuático en relación a los sitios de muestreo.

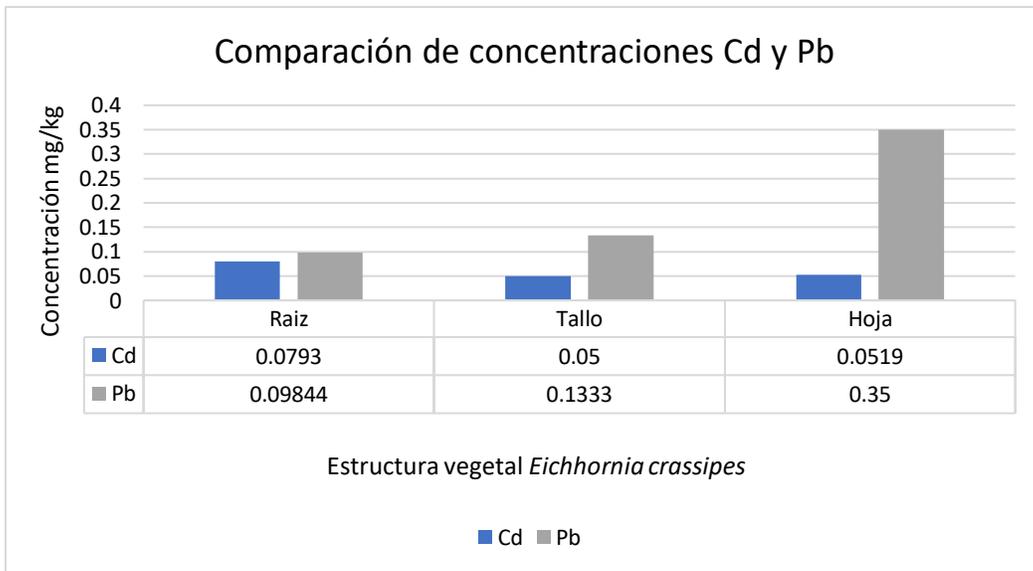


Figura 16. Comparación de Concentraciones de Cd y Pb entre tejido vegetal de (*Eichhornia crassipes*) en la Laguna Olmeca Ver.

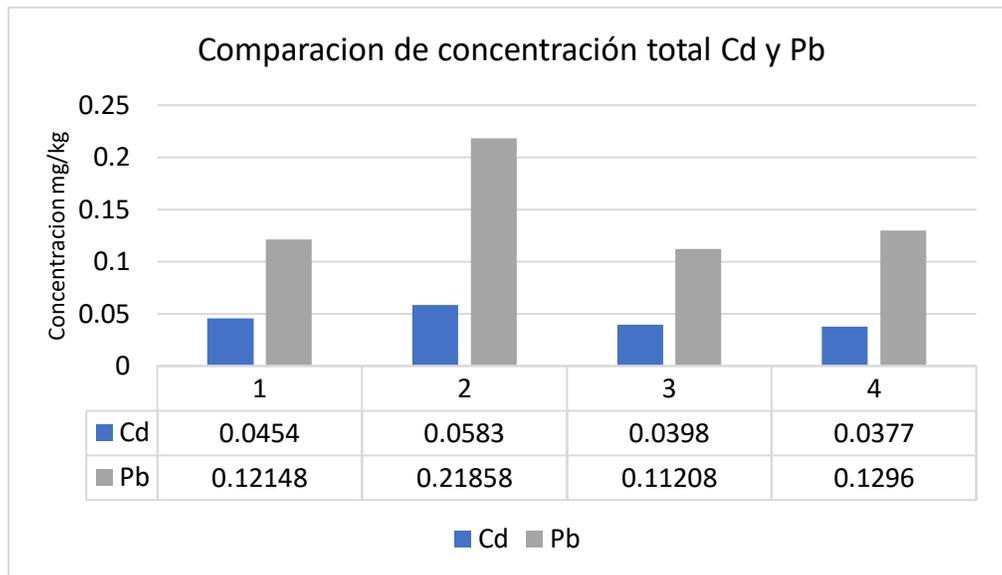


Figura 17. Comparación entre la concentración total de Cd y Pb en la planta (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo al sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.

En las figuras anteriores se observan las comparaciones entre concentraciones de ambos metales Pb y Cd por tejido estructural y concentración total de la planta lirio acuático, donde el plomo tiende a ser el metal prominente en la planta con una concentración total (CT=0.021858mg/kg) en comparación con cadmio (CT=0.00583mg/kg) siendo la hoja el tejido con mayor acumulación de Pb (0.1538mg/kg) mientras que para cadmio la raíz (0.0283mg/kg).

La movilidad de los metales pesados en el agua y por tanto, la absorción por las plantas, está relacionada con diversos mecanismos de asociación de los metales con la fase líquida. En esta asociación influyen diferentes factores como son el pH del agua, contenido de materia orgánica, potencial redox, contenido de carbonato de calcio y niveles de hierro y manganeso. Debido a que en la zona existen diversas vías posibles de contaminación del agua, es difícil explicar los resultados obtenidos atribuyéndole la causa a una fuente específica. Sin embargo, los resultados de las tablas sugieren que la mayor concentración de los metales se ve reflejada en el sitio 2 (Cabeza Olmeca) probablemente a las descargas domiciliarias directas a los canales que acarrean los elementos contaminantes. Muchos cosméticos contienen Cd, y Pb, en los desinfectantes, y limpiadores de pisos así como los aceites automotrices tienen altos contenidos de Cr, Pb y Zn (Jiménez, 2001).

En los cuatro sitios de estudio, el análisis de los promedios de las concentraciones de metales obtenidos en la raíz y las estructuras aéreas mostró que el contenido Cd y Pb fue considerablemente mayor en la estructura aérea que en la raíz del lirio acuático lo cual sugiere una movilización del metal de la raíz a la estructura aérea de la planta.

Sin embargo el análisis estadístico demostró que no existen diferencias significativas para ambas concentraciones de metales con relación a las estructuras vegetales de la planta y los sitios de muestreo.

11.7. Cálculo de las relaciones de concentración

Factor de bioconcentración (FBC).

Se calculó al dividir la concentración del metal en la fitomasa de la planta (mg/kg) entre la concentración del elemento en el agua (mg/L), dando como resultado (Kg/L) valor que se convirtió a (mg/L) como unidad final.

El factor de bioconcentración se calculó de acuerdo al método propuesto por Olivares y Peña (2009), a través de las siguientes fórmulas:

$$\text{FBCRaíz} = (\text{metal}) \text{ raíz} / (\text{metal}) \text{ agua}$$

$$\text{FBCAérea} = (\text{metal}) \text{ aérea} / (\text{metal}) \text{ agua}$$

Dónde: FBCRaíz = Factor de bioconcentración en las raíz de la planta.

FBCAérea = Factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta.

Factor de Traslocación (FT).

Se determinó dividiendo la concentración de la fitomasa aérea (mg/kg) entre la concentración de la fitomasa de la raíz de la planta, de acuerdo a Zhang, Cai, Tu y Ma (2002) y Olivares y Peña (2009) utilizando la siguiente relación.

$$\text{FT} = (\text{metal}) \text{ aérea} / (\text{metal}) \text{ raíz}$$

Donde:

FT = Factor de traslocación

(Metal) raíz = Concentración del metal solo en la raíz de la planta en mg/Kg.

(Metal) aérea = Concentración del metal solo en la parte aérea de la planta en mg/Kg

11.8 Factor de bioconcentración (FBC) de plomo (Pb) en Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Tabla 21. Factor de bioconcentración (FBC) de plomo (Pb) (mg/L) en planta completa de Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Factor de bioconcentración Pb				
Metal	Sitio	CT planta	CT agua	FBC
Pb	1	0.12148	0.016	7.5
	2	0.21858		13.66
	3	0.11208		7
	4	0.1296		8.1

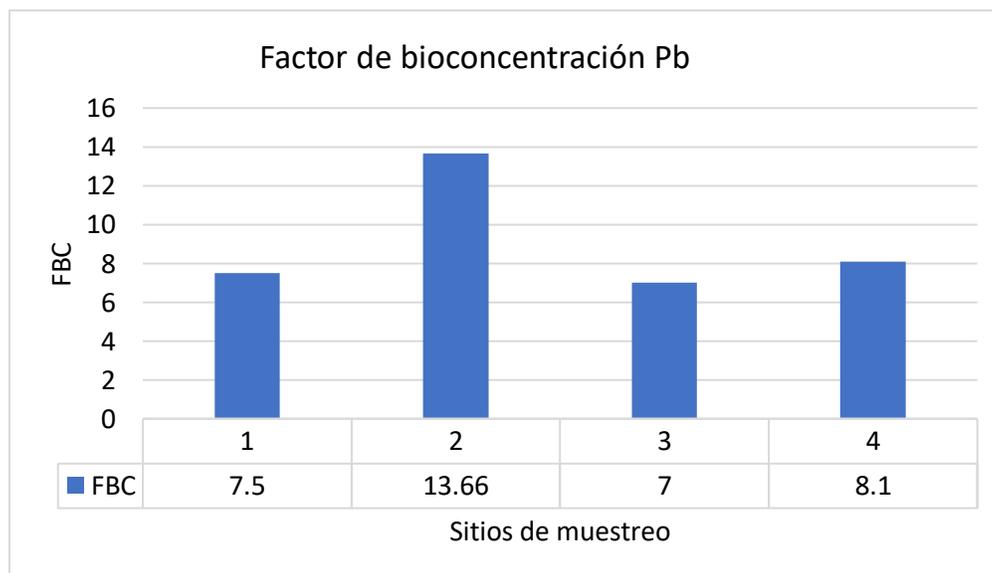


Figura 18. Factor de bioconcentración (FBC) de Pb en planta completa de Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo al sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.

Tabla 22. Factor de bioconcentración (FBC) de Pb en raíz y estructura aérea (tallo y hoja) y FBC promedio de Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Temporada de estiaje			
Metal	FBC en tejido vegetal mg/L		
	Sitio	Raíz	Estructura aérea
Pb	S1	8.05	6.78
	S2	9.45	12.1
	S3	7.05	6.3
	S4	3.7	4.4
FBC promedio		7	7.5

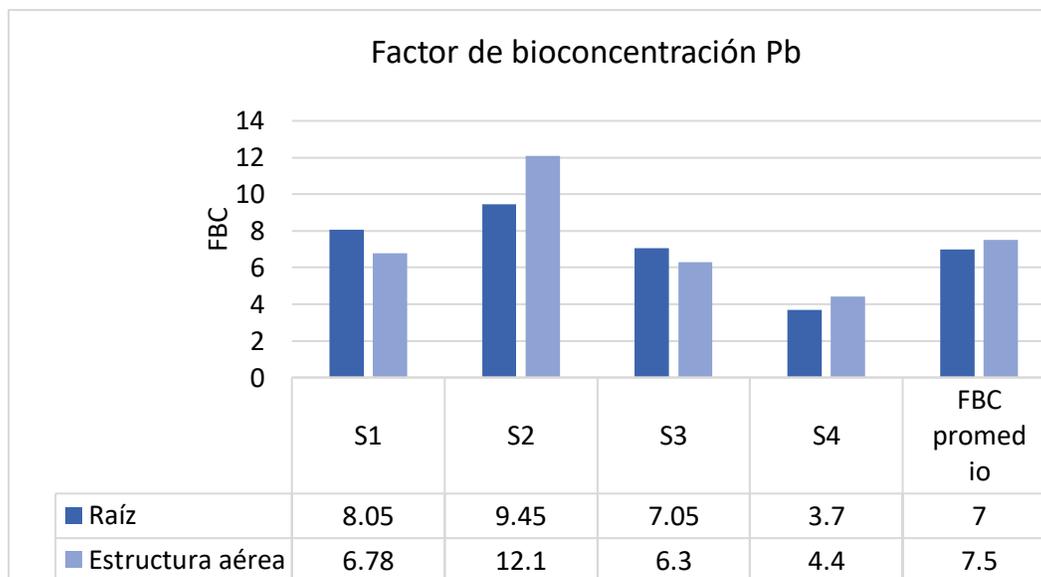


Figura 19. Factor de bioconcentración (FBC) promedio de Pb en raíz y estructura aérea de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo al sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.

La alta bioconcentración de Pb de lirio acuático, se ve reflejada en la zona 2 (cabeza olmeca) dentro de la laguna Olmeca. El tejido vegetal con mayor FBC para Pb dentro de este sitio se obtuvo en la raíz con un FBC=9.45, y 12.1 en la estructura aérea, relacionado a la capacidad de la planta para traslocar el metal de la raíz a su estructura aérea, de acuerdo a (Baker, 1981; Ma, 2001) mismos que mencionan que si el $1 < BC_{Raíz} > 10$ y el $1 < BC_{Aérea} > 10$, la planta es

acumuladora, se puede concluir que *Eichhornia ssipes* es una planta acumuladora de Pb, al obtener un FBCraiz=7 y FBCaerea=7.5 promedio.

Comparando los resultados obtenidos de los FBC de Pb en planta completa de lirio acuático por sitio de muestreo, se puede observar que el sitio 2(cabeza Olmeca) presenta un FBC= 13.66 superior a los demás sitios dentro del área de estudio, dado por ser la zona con mayor concentración de metales en plantas de lirio *Eichhornia ssipes* dentro de la laguna Olmeca.

Si el BCFaérea < 1 la planta es excluyente Si el 1 < BCFaérea > 10 la planta es acumuladora Si el BCFaérea > 10 la planta es hiperacumuladora (Baker, 1981; Ma, 2001).

Si el BCFraíz < 1 la planta es excluyente Si el 1 < BCFraíz > 10 la planta es acumuladora Si el BCFraíz > 10 la planta es hiperacumuladora (Baker, 1981; Ma, 2001).

11.9. Factor de bioconcentración (FBC) de cadmio Cd de tejido vegetal de lirio acuático

Tabla 23. Factor de bioconcentración (FBC) de Cd en planta completa de Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*)

Factor de bioconcentración Cd				
Metal	Sitio	CT planta	CT agua	FBC
Cd	1	0.0454		16.21
	2	0.0583	0.0028	20.82
	3	0.0398		14.21
	4	0.0377		13.46

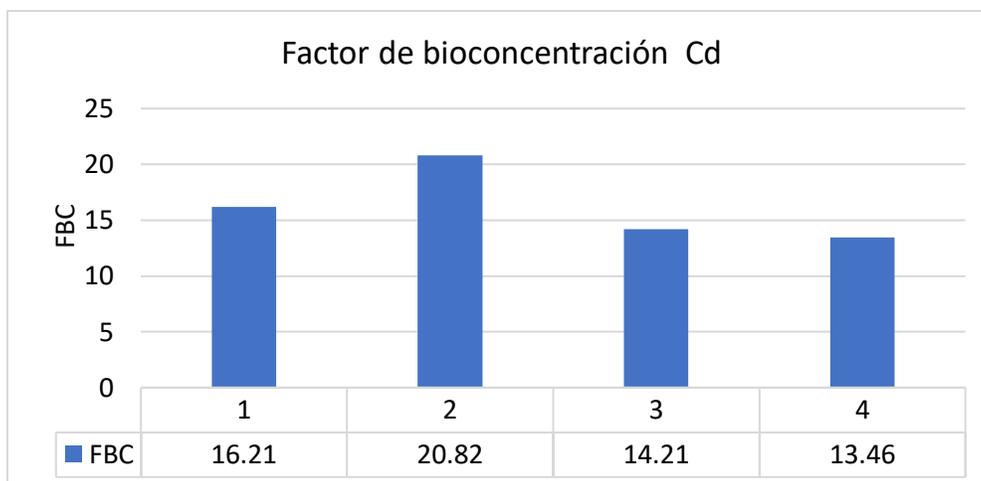


Figura 20. . Factor de bioconcentración (FBC) de Cd en planta completa de Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo al sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.

Tabla 24. Factor de bioconcentración (FBC) de Cd en raíz y estructura aérea (tallo y hoja) y FBC promedio de Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

Temporada de estiaje			
Metal	Sitio	FBC en tejido vegetal mg/L	
		Raíz	Estructura aérea
Cd	S1	8.32	7.89
	S2	1.01	10.49
	S3	5.21	9
	S4	4.67	8.7
FBC Promedio		4.8	9

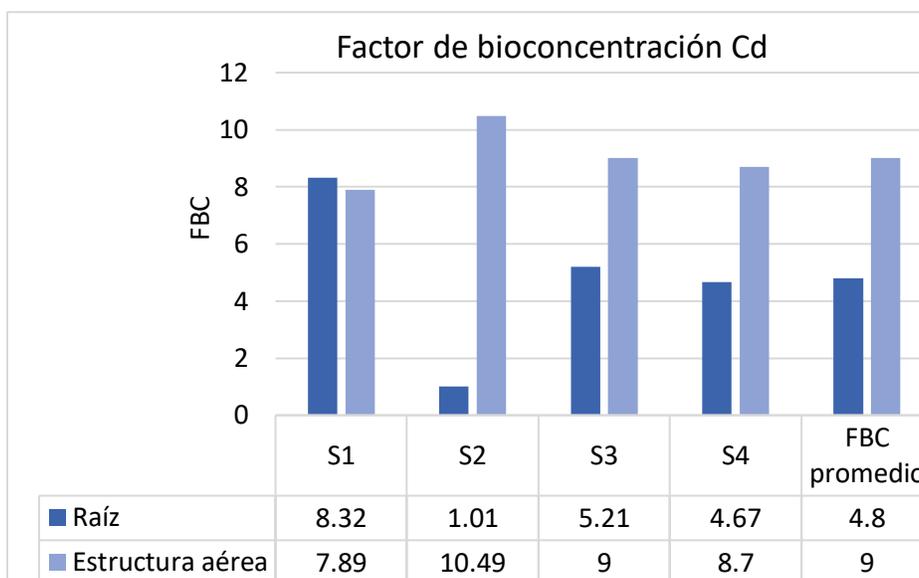


Figura 21. Factor de bioconcentración (FBC) de Cd en raíz y estructura aérea y FBC promedio de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo al sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.

La alta bioconcentración de Cd en lirio acuático, se ve reflejada en la zona 2 (cabeza olmeca) dentro de la laguna Olmeca. El tejido vegetal con mayor FBC para Cd dentro de este sitio se obtuvo en la estructura aérea con un FBC=10.49, y 1.01 en la raíz, relacionado a la capacidad de la planta para traslocar el metal de la raíz a su estructura aérea, de acuerdo a (Baker, 1981; Ma, 2001) mismos que mencionan que si el $1 < FBC_{raíz} > 10$ y el $1 < FBC_{aérea} > 10$, la planta es acumuladora, se puede concluir que *Eichhornia crassipes* es una planta acumuladora de Cd al obtener un $FBC_{raíz}=1.01$ y $FBC_{aérea}=10.49$ promedio. Comparando los FBC de planta completa en cada uno de los sitios de estudio, se observó que las plantas pertenecientes al sitio 2 (Cabeza olmeca) presentan un FBC=20.82 superior a los demás sitios dentro del área de estudio, dado por ser la zona con mayor concentración de Cd en plantas de lirio *Eichhornia ssipes* dentro de la Laguna Olmeca.

11.10. Factor de Traslocación de Cadmio (Cd)

El factor de traslocación (FT) para Cd y Pb, fue obtenido de la fitomasa aérea (mg/kg) entre la concentración de la fitomasa de la raíz de la planta (mg/kg) Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo a los sitios de muestreo al interior de la Laguna Olmeca Ver.

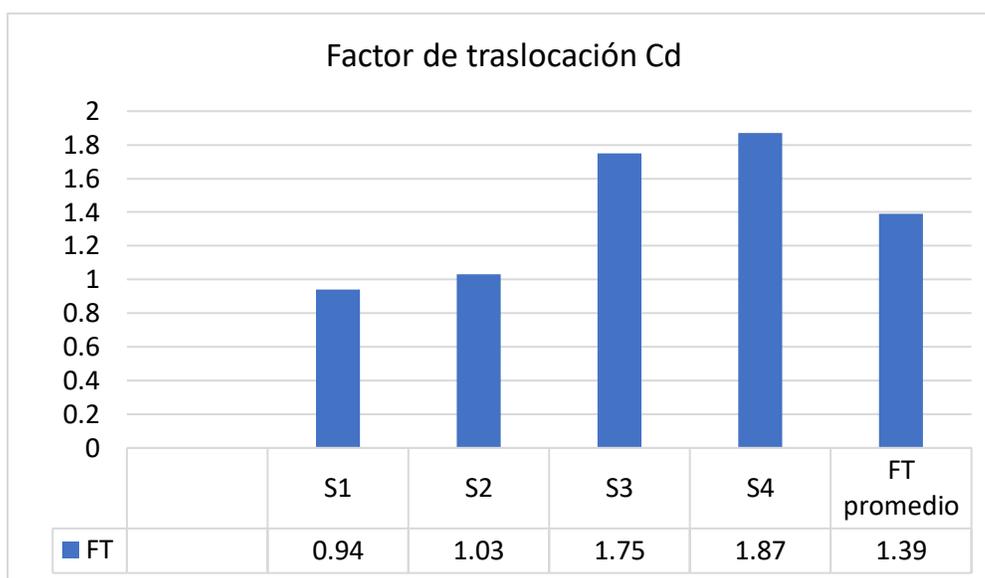


Figura 22. Factor de translocación (FT) de Cd en planta de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo al sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.

Tabla 25. Factor de Translocación (FT) Cd en raíz y estructura aérea de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo al sitio de muestreo.

Temporada de estiaje				
Tejido vegetal mg/kg				
Metal	Sitio	Raíz	Aérea	FT
Cd	1	0.0233	0.0221	0.94
	2	0.0283	0.03	1.03
	3	0.0146	0.0252	1.75
	4	0.0131	0.0246	1.87
FT promedio				1.39

11.11. Factor de Traslocación en plomo (Pb)

El factor de traslocación (FT) para Pb, fue obtenido de la fitomasa aérea (mg/kg) entre la concentración de la fitomasa de la raíz de la planta (mg/kg) Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo a las zonas de muestreo al interior de la Laguna Olmeca Ver.

Tabla 26. Factor de translocación (FT) Cd en raíz y estructura aérea de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo al sitio de muestreo.

Temporada de estiaje				
Tejido vegetal mg/kg				
Metal	Sitio	Raíz	Aérea	FT
Pb	1	0.01288	0.1086	0.84
	2	0.01508	0.2035	1.34
	3	0.01128	0.01008	0.89
	4	0.0592	0.0704	1.18
FT promedio				1.06

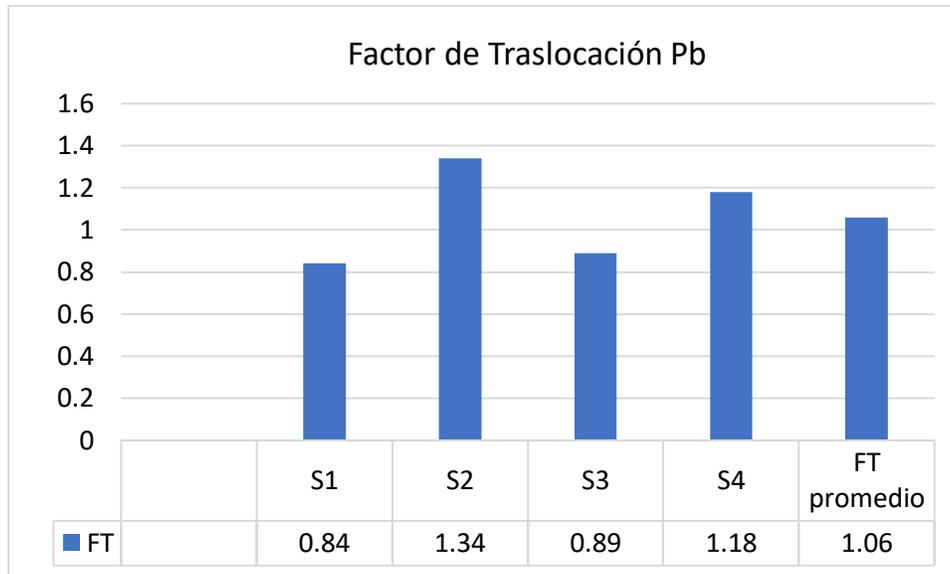


Figura 23.Factor de translocación (FT) Pb de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) de acuerdo al sitio de muestreo en la Laguna Olmeca Ver.

De acuerdo a Baker y Brooks, (1989), Si el $FT > 1$ significa que la planta traslada eficazmente los metales pesados de la raíz a la parte aérea de la planta por lo que su potencial es la de hiperacumular metales en la parte aérea. Mientras que de acuerdo con Deng (2004) y con Audet y Charest (2007), un valor del $FT > 1$ indica una eficiente translocación del metal a brotes, por lo que la planta puede usarse con fines de fitoextracción. Si por el contrario, dicho valor es menor a uno, la translocación del metal es baja, por lo que éste es retenido principalmente en las raíces y puede usarse para fitoestabilización.

Se puede concluir entonces que *Eichhornia crassipes* tiene un alto potencial de hiperacumular y fitoextraer metales en la parte aérea ya que para Cd se obtuvo un FT de 1.39, mientras que para Pb se obtuvo un FT de 1.06, ambos $FT > 1$.

Comparando el FBC y FT obtenido, se determina la capacidad de lirio acuático para acumular los metales del agua contaminada y la translocarlos a la estructura aérea.

12. Estrategias de control y mantenimiento para el uso de lirio acuático

A pesar de que el lirio acuático pareciera ser el responsable de gran variedad de problemas ambientales, en este estudio una vez más se ha comprobado la importancia de su uso potencial como planta fitorremediadora de metales tóxicos en ambientes acuáticos. Sin embargo para hacer posible esta divulgación es de vital importancia desarrollar y aplicar un programa de educación ambiental dentro de un plan de uso y control integral de lirio acuático en la Laguna Olmeca Veracruz, en donde se establezca una coordinación entre poderes, intergubernamental, interinstitucional y con la sociedad.

Para que este plan de uso y control tenga éxito se necesita establecer un compromiso a largo plazo con la educación ambiental de las personas que están en contacto directo con el recurso. Dicho programa deberá permanecer por un largo periodo de tiempo, debido a la tendencia del establecimiento de nuevos pobladores en la zona que llegan con desconocimiento de la problemática, poniendo en riesgo los avances logrados. Algunas estrategias a considerar son:

- Dar a conocer el programa de control de lirio acuático en la Laguna Olmeca Veracruz.
- Proporcionar a los pobladores de la región la información acerca de la problemática que conlleva el crecimiento excesivo de lirio acuático en la laguna Olmeca de manera clara y sencilla.
- Promover la concientización de las personas acerca de los problemas que ocasiona el lirio en la Laguna Olmeca; los beneficios que se tendrán y que pueden hacer para controlarlo, involucrando posteriormente a los pobladores en actividades de prevención.

13. CONCLUSIONES

Durante la temporada de estiaje el Cd y Pb en agua superficial de la Laguna Olmeca Veracruz, se encuentran por debajo de los límites permisibles por la Norma Oficial Mexicana Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996.

Se demostró que *Eichhornia crassipes* tiene un alto potencial para tolerar y acumular metales en raíz y estructura aérea, al obtener como resultado un $FBC_{raíz}=4.8$ y un $FBC_{aérea}=9$ para Cd, mientras que para Pb un $FBC_{raíz}=7$ y un $FBC=7.5$.

Los resultados demostraron que lirio acuático es una planta hiperacumuladora y fitoextractora con eficiente capacidad para traslocar metales tóxicos de la raíz a la estructura aérea, al obtenerse un $FT=1.39$ para Cd y $FT=1.06$ para Pb.

El lirio acuático *Eichhornia crassipes* presta un servicio fitorremediador natural al extraer metales tóxicos del agua superficial de la Laguna Olmeca Veracruz, comprobado en la obtención de un FBC y un FT mayor a 1 para este estudio en tejido estructural de la planta, sin embargo se requiere ser utilizado bajo en un esquema alternativo de manejo, uso y control para no ser catalogada como una problemática ambiental.

Dado que hasta el momento no había estudios que involucren a las macrófitas como bioindicadores de contaminación para la zona lagunar de Veracruz, el presente estudio se origina como una línea base de investigación, por lo que es recomendable continuar realizando monitoreos para evaluar la presencia de metales en agua y sedimento en estos cuerpos de agua.

13. REFERENCIAS

- Agardy, T., Alder, P., Dayton, S., Curran, A., Kitchingman, M., Wilson, A., Catenazzi, J., Restrepo, C., Birkeland, S., Blaber, S., Saifullah, G., Brach, D., Boersma, S., Nixon, P., Dungan, N., & Vörösmarty, C. (2005). "Coastal systems", Ecosystems and human well-being: current state and trends, Island Press, London, pp. 513-549.
- Agency for Toxic Substances & Disease Registry ATSDR. (2012). Public Health Statement for Cadmium. (U.S.A). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 57, 779-786.
- Akpor, O., Muchie, M. (2010). Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: Processes and applications. International Journal of the Physical Sciences, 5(12):1807-1817
- Ali H., Khan E. & Anwar, M. (2013). Phytoremediation of heavy metals- Concepts and application. Chemosphere
- Alonso, J., García, M., Pérez L., & Melgar, M. (2004). Acumulación de metales pesados en macromicetos comestibles y factores que influyen en su captación Revista de Toxicología, vol. 21, núm. 1, cuatrimestral, pp. 11-15
- Audet, P., Charest, C. (2007). "Dynamics of arbuscular mycorrhizal symbiosis in heavy metal phytoremediation: Meta-analytical and conceptual perspectives". Environmental Pollution.
- Azuz-Adeath, I., & Rivera-Arriaga, E. (2009). Descripción de la dinámica poblacional en la zona costera mexicana durante el periodo 2000-2005. Papeles de población, 15(62), 75-107.
- Baker M, Brooks RR. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements a review of their distribution, ecology and phytochemistry Biorecovery .
- Baker, M, Walker, P.L. (1990) "Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants".
- Baker, M. (1981). "Accumulators and excluders: strategies in the response of plants to heavy metals
- Baker, M. (1987). "Metal Tolerance. New Phytol". pp: 106:93-111.
- Baker, M., McGrath, S., Reeves, R., & Smith, J. (2000) "Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils".

- Baker, M., & Brooks R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements a review of the distribution, ecology and phytochemistry *Biorecovery* 1, 81-126. doi:10.1080/01904168109362867
- Barceló, J., & Poschenrieder, C. (2003). Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science* 2(3): 333-344. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Batuman, V., Maesaka, J.K., Haddad, B., Tepper, E., Landy, E. y Wedeen, R. (1981). The Role of Lead in Gout Nephropathy. *The New England Journal of Medicine*, 304(9), 520-23.
- Bautista-Zúñiga, F. (1999). Introducción al Estudio de la Contaminación del Suelo por Metales Pesados. Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México. 109 pp.
- Benavides, M., Gallego, S., & Tomaro, M. (2005). Cadmium toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17:21-34.
- biomanipulation of lakes The Lake Zwemlust example. *Hydrobiologia*, 200/201: 399-407.
- Bolan, N., Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Kumpiene, J., Park, J., Makino, T., Kirkham, M., & Scheckel, K. (2014). Remediation of heavy metal (loid)s contaminated soils-to mobilize or to immobilize. *Journal of Hazardous Material*, 266: 141-166.
- Bolaños, F. (1990). El impacto biológico problema ambiental contemporáneo. Editorial Colección Postgrado 7, México. 210 p.
- Bonilla, S. (2013). Estudio para tratamientos de biorremediación de suelos contaminados con plomo, utilizando el método de fitorremediación.
- Bonilla-Barbosa, J.R., Santamaría, B. (2013). Plantas acuáticas exóticas y traslocadas invasoras, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, pp. 223-247.
- Boyd, C.E. (1970). "Aminoacid, protein and caloric content of vascular aquatic macrophytes". *Ecology*, 51(5): 902-906.
- BRADL, H. (2005). *Heavy metals in the environment*. Elsevier Academic Press, Netherlands. 283 p.
- Burgess, E. (2008). *The growth of the city: an introduction to a research project*. pp. 71-78. Springer US.

- Burke, D., Meyers, R., Tiner, J., & Groman, H. (1988). Protecting non-tidal wetlands. Planning Advisory Service Report Number 412/413. American Planning Association. Washington, D.C
- Calles, A., & Gómez, A. (1997). Información Hidrológica del Estado de Veracruz. Gobierno del Estado de Veracruz. Secretaría de Desarrollo Urbano. Dirección General de Asuntos Ecológicos, 26 p.
- Capó-Martí, M. (2002). Principios de Ecotoxicología. Diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente. A. García, Ed. España: Mc Graw-Hill.
- Carpenter, R., & Lodge, D. (1986). Effects of submerged macrophytes on ecosystem
- Carpenter, S., & Lodge, D. (1986). Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26: 341-370.
- Carranza, E., Gutiérrez, E., & Rodríguez, T. (1975). "Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas", en *Anales del Centro Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 2 (1): 81-88.
- Carrillo, G., González, M. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes, Mexico. *Environmental Pollution*, 144, 84-92. Centro Humboldt, (2008). Informe sistema productivo minería. Managua, Nicaragua. Diez, L, F., (2008). Fito -corrección de Suelos Contaminados con Metales Pesados: Evaluación de Plantas Tolerantes y Optimización del Proceso Mediante Practicas Agronómicas. Universidad de Compostela, España
- Carrión, C., Ponce-de León C, Cram, C., Sommer, I., Hernández, M., Vanegas, C. (2012). Potential use of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Xochimilco for metal phytoremediation. *Agroc*, 46:609-620.
- Carrión-Jiménez, J., González-Bucio, J., Calva-Calva, G., Flores-Castillo, P., Guevara-Franco, J., Ávila- Reveles, J., Delgado-Blas, V. (2011). Efecto de la contaminación por mercurio y plomo en peces comestibles. *Tecnocultura* 10 (25): 29-36. ISSN 1870-7157.
- Castañeda L., & F. Contreras, E. (1994). Golfo de México I. (de Tamaulipas y Veracruz), Serie bibliografía comentada sobre ecosistemas costeros, 3, UAMI-CONABIO, 615 pp.
- Caussy, D., Gochfeld, M., Gurzau., E., Neagu, C., Ruedel, H. (2003). Lessons from case Studies of metals: investigating exposure, bioavailability, and risk. *Ecotox. Environ. Safe*, 56, 45-51

- Cervantes, M. (1994). Guía regional para el conocimiento, manejo y utilización de los humedales del noroeste de México. ITESM-Campus Guaymas/CECARENA/ Wetlands for the Americas, México.
- Cervantes, M. (En prensa). Proyecto de Programa Nacional de Zonas Húmedas. ITESM-Campus Guaymas/CECARENA/Wetlands International the Americas Programa México/INE-SEMARNAP, México
- Chan, D., Hale, A. (2004). Differential accumulation of Cd in durum wheat cultivars: uptake and retranslocation as sources of variation. *Journal of Experimental Botany* 55:2571-2579.
- Chaney R, Angle J, Broadhurst C, Peters C, Tapero R, Sparks D. (2007). Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. *J Environmental Qual*, 36:1429-1443.
- Chigbo, E., Smith, W., & Shore, F. (1982). Uptake of arsenic, cadmium, lead and mercury from polluted waters by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Environmental Pollution (Series A)*, 27:31-36.
- Clemens, S. (2006). Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* 88:1707-1719.
- Clemens, S., Palmgren, G., Krämer, U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science* 7:309-315.
- CNA. (2008). Estadísticas del Agua en México 2008. Comisión Nacional del Agua, México D. F. 227 pp.
- Contreras, E. (1993). Ecosistemas costeros mexicanos. CONABIO, UAM. México, D. F., 415 pp.
- Contreras, F. (2006). "Las lagunas costeras de Veracruz", en: P. Moreno-Casasola, E. Peresbarbosa y C. Travieso (eds.), *Estrategia para el Manejo Costero Integral*, Instituto de Ecología/Gobierno del estado de Veracruz-La Llave, vol. 1: 478 pp.
- Correa, O., Correa P., & Carmona, R., (2008). "Los tipos de espacios de la economía artesanal-turística en México" 19 de Diciembre del 2013.
- Counter, S., Buchanan, L.H. y Ortega, F. (2012). Association of Hemoglobin Levels and Brainstem Auditory Evoked Responses in Lead-Exposed Children. *Clinical Biochemistry*, 45 (15), 1197-1201
- Cousillas, Q. (2013). Contaminación del agua. HYTSA.

- Cowardin, M., Carter, F., Golet, C., & LaRoe, T. (1979), Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States, U.S., Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C
- Crompton, T. (1997). Toxicants in aqueous ecosystems. Chichester (England). John Wiley & Sons
- CSVA (2004). Proyecto de Programa Hidráulico del Estado de Veracruz. Consejo del Sistema Veracruzano del Agua. Resumen Ejecutivo. Veracruz. 40 pp.
- Cunningham, S., Berti, W., Huang, J. (1995). Phytoremediation of contaminated soils. Trends Biotechnol, 13:393-397.
- D'Agua, J., Pereira, R., Marinho, F. (2015). Preparación y Caracterización Física del Biocombustible Sólido del Lirio Acuático (*Eichhornia crassipes*). Información Tecnológica, 26(3): 53-62.
- De Acevedo, F. (2003) Toxicología do Mercúrio. RiMa. Sao Paulo, Brasil. 292 pp.
- De Lanza-Espino, G., & García, C. (1995). Lagos y presas de México. Editorial Centro de Ecología y Desarrollo, México, 320 pp.
- Delgadillo, L., Gonzales, R., Prieto, G., Villagomez, I., Acevedo, S. (2011). Fitorremediación: Una Alternativa para Eliminar La Contaminación.
- Deng, H., & Wong, M. (2004) "Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China".
- Department of Natural Resources Tech. Bulletin Nº 156.
- Dugan, P. (1993), "Wetlands in danger", A World Conservation Atlas, Oxford University Press, New York.
- Dushenkov, V., Kumar, H., Motto, I., Raskin. (1995). Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. Environmental Science and Technology, 29:1239-1245.
- Engel, S. (1985). Aquatic community interactions of submerged macrophytes. Wisconsin Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark.
- Epstein, P. (1998). Weeds bring disease to the east african waterways. Lancet, 351(9102): 577.España. 20 p.

- Ministerio de agricultura, alimentación y medioambiente. (2013). Protocolo de muestreo de otro tipo de flora acuática (macrófitos) en lagos. Secretaría General Técnica. España. pp. 8-12.
- Fargašová, A. (1997). Comparative study of ecotoxicological effect of triorgatonin compounds on various biological subjects. *Ecotoxicol & Environm. Saft.* (36): 38-42.
- Favela, E. (2011), Propuesta de nuevos horizontes alrededor del lirio acuático, 27 de Febrero 2014.
- Fernandez, L. (2006). Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. México D.F. pp 47-52.
- Gakwavu, R. (2007). Zinc and chromium removal mechanisms from industrial wastewater by using water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (mart.) Solms. Lambert Academic Publishing. pp 1 – 84.
- Gallagher, C., & Meliker, R. (2010). Blood and Urine Cadmium, Blood Pressure, and Hypertension: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental Health Perspectives*, 118 (12), 1676–84.
- Garbisu, C., Alkorta, I. (2003) Basic concepts on heavy metal soil bioremediation. *Eur J Min Proc Environ Protect* 3:58–66
- Garbisu, C., Hernández-Allica, J., Barrutia, O., Alkorta, I., Becerril, J. (2002) Phytoremediation: a technology using green plants to remove contaminants from polluted areas. *Rev Environ Health* 17:173–188
- García M. (2009). Habitantes del agua. Macrófitos. Andalucía-España: J. Mejías Ed, 2009, pp. 20-26
- García, E. (1988). Adaptación del sistema climatológico de Köepen a la República Mexicana. Instituto de Geografía, UNAM, México, D.F. 76 p.
- Ghosh, M., & Singh, P. (2005) “A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts”. *Applied Ecology and Environmental Research*. http://www.ecology.kee.hu/pdf/0301_001018.pdf

- Ginocchio, R., & Baker, A. (2004). "Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region". *Revista chilena de historia natural*. pp: 77: 185-194.
- Godzik, B. (1993). Heavy metals content in plants from zinc dumps and reference areas. *Polish Botanical Studies* 5: 113-132.
- González-Bucio, J. L., Deveze-Arcos, R.A., Carrión-Jiménez, J. M., Díaz-López, C.G., Calva-Calva, G. V., Delgado-Blas, V. H., Ávila-Reveles, J. (2011). "Contenidos de Cu, Cd, Zn, Pb, Hg y Fe en Jaiba azul (*Callinectes sapidus*), sedimentos y agua de la Bahía de Chetumal". *Tecnocultura* 10 (25): 22-27. ISSN 1870-7157.
- González-Bucio, J. L., Cristina, L., Carrión, J. (2006). "Estudio de la contaminación por Hg, Pb, Cd y Zn en la bahía de Chetumal, Quintana Roo, México". *Rev. Soc. Quím. Perú*. 72 (1): 19-31. ISSN 1810-634X.
- Gopalakrishnan, A., Rajkumar, M., Sun, J., Parida, A., & Venmathi, A. (2011). Control biológico integrado de los jacintos de agua, *Eichhornia crassipes* por una combinación novedosa de carpa herbívora, *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844), y el gorgojo *Neochetina* spp. *Revista Chino de Oceanología y Limnología*, 29: 162-166.
- Greco, M. & J. Freitas. (2002). On two methods to estimate production of *Eichhornia crassipes* in the solms in relation to aquatic vegetation type and the environment in the floodplain of the rio paraná, brazil. *Biology to Management*, tomo 190 de *Developments in Hydrobiology*, pp. 19–25, Springer Netherlands.
- Greenfield, B., Geoffrey, J., Andrews, M., Rajan, S. (2007). Mechanical shredding of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Effects on water quality in the sacramento-san joaquin river delta, california. *Estuaries and Coasts*, 30(4): 627–640.
- Gu, D., Zhang, J., & Zhang, X. (2007). "The landscape pattern characteristics of coastal wetlands in Jiaozhou Bay under the impact of human activities", *Environmental Monitoring and Assessment*, 124, pp. 361-370.
- Gunnarsson, C., & Mattsson, P. (2007). Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review. *Waste Management*, 27, 117 – 129.

- Gutiérrez-Galindo, E., Muñoz, G., García, R., Villaescusa, J., González, J. (1991). Metales pesados en tejido y en biodepósitos sedimentarios del ostión *Crassostrea gigas* de la zona de cultivo de bahía San Quintín, Baja California, México. Vol. 6, N° 1.
- Hartmann, H. (2011). Plant y propagation principles y practices. En Hartmann, Biology of Plant Proagation 9 ed. Nueva York (USA): Mc Graw-Hill, 2011, 532 p (págs. 14 - 48). University of California, Davis.
- Harvey, R., & Fox, L. (1973). Nutrient removal using *Lemna minor*. Journal Water Pollution Control Federation, 45(9): 1928-1938.
- Henry-Silva, G., & Camargo, M. (2006). Growth of free floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. *Hydrobiologia* 610:153-160
- Henson, M.C. y Chedrese, P. (2004). Endocrine Disruption by Cadmium, a Common Environmental Toxicant with Paradoxical Effects on Reproduction. *Experimental Biology and Medicine*, 229 (5), 383–92.
- Hernández, A. (2000). Manual de depuración Uralita, Sistema para depuración de aguas residuales en núcleos de hasta 2000 hab. Edit. Thompson. 3era Edición.
- Herre A., C. & Kaupenjohann, M. (2004). Effect of irrigation water quality on organic matter, Cd and Cu mobility in soils of central México. *Water Science and Technology*, 50(2):277-284.
- Holm, G., Plucknett, J., & Herberger, J. (1997). The world's worst weeds. Distribution and biology. The university press of Hawaii, Honolulu.
- Hossain, E., Sikder, H., Kabir, H., Sarma, S. (2015). Nutritive value of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Online Journal of animal and Feed Research*, 5(1): 40-44.
- IMTA. (1996). Estudio de Caracterización de la Cuenca del Coatzacoalcos. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 233 p. Int. Ver *Limnol.*, 24: 6-24, 1990.
- Jaramillo, J. & Flores S. (2012). Fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales en aguas residuales producto de la actividad minera.

- Järup, L., & Alfvén, T. (2004). Low Level Cadmium Exposure, Renal and Bone Effects--the OSCAR Study. *Biometals*, 17 (5), 505–509.
- Jeppesen, E. (1998). *The Ecology of Shallow Lakes-Trophic Interactions in the Pelagial*. D. Jorgensen, E. (2016). *Ecotoxicology and Chemistry Applications in Environmental Management*. CRC Press. Copenhagen University, Denmark. 326 pp.
- Julin, B., Wolk, A., Johansson, J.E., Andersson, S.O., Andrén, O. & Akesson, A. (2012). Dietary Cadmium Exposure and Prostate Cancer Incidence: A Population-Based Prospective Cohort Study. *British Journal of Cancer*, 107, 895–900.
- Kastori, R., & Petrovic, M. (1992). Effect of excess lead, cadmium, copper and zinc on water relations in sunflower. *J. Plant Nutr.* 15, 2427-2439.
- Kavaruma, V., Esposito, E. (2010). Biotechnological strategies applied to the descontamination of soils polluted with heavy metals. *Biotechnology advances*, 28:61-69.
- Keddy, P. (2004), *Wetland Ecology*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Khanna, P., Khanna, D. (2011). Calidad de vida relacionada con la salud y medidas de resultado en la gota. En: Terkeltaub R, editor. *Gota y otras artropatías cristalinas*. 1ª ed. Philadelphia: Elsevier. p. 217-25.
- Khanna, S. (2010). Development and use of remote sensing tools to study the impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) invasion in an estuarine ecosystem. Tesis Doctoral, University of California, Davis.
- Khanna, S., Santos, M., Hestir, E., & Ustin, S. (2012). Plant community dynamics relative to the changing distribution of a highly invasive species, *Eichhornia crassipes*: a remote sensing perspective. *Biological Invasions*, 14(3): 717–733.
- Kimenju, J., Odero, G., Mutitu, P., Wachira, R., Narla, R. (2009). Suitability of locally available substrates for oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*) cultivation in Kenya. *Asian Journal of Plant Sciences*, 8(7): 510-514.
- Kloke, A., Sauerbeck, D., & Vetter, H. (1994). "Study of the Transfer Coefficient of Cadmium and Lead in Ryegrass and Lettuce" Berlin.

- Kosobrukhov, A., Knyazeva, I., Mudrik, V. (2004). Plantago major plants responses to increase content of lead in soil: growth and photosynthesis. *Plant Grow. Regul.* 42: 145–151.
- Kumar, P., Dushenkov, N., Motto, H., & Raskin, I. (1995). Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science & Technology.* 29: 1239-1245.
- Labrada, R., Caseley, J., & Parker, C. (1996). Manejo de malezas para países en desarrollo. *Estudios FAO Producción y Protección Vegetal*, FAO, Roma, pp. 137.
- Lacerda, D., Martinelli, L., Rezende, C., Mozeto, A., Ovalle, A., Victoria, R., Silva, C. & Nogueira, F. (1988). The Fate of Trace Metals in Suspended Matter in a Mangrove Creek during a Tidal Cycle. *The Science of the Total Environment*, 75, 169– 80.
- Lango-Reynoso, F., Landeros-Sánchez, C., & Del Refugio Castaneda-Chavez, M. (2010). Bioaccumulation of cadmium (Cd), lead (Pb) and arsenic (As) in *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791), from Tamiahua lagoon system, Veracruz, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 26(3), 201-210.
- Lankford, R. (1997). "Coastal lagoons of Mexico, Their origin and classification", en: M Wiley (ed.), *Estuarine Process*, Academic Press, 230 pp.
- Lanphear, P., DIETRICH, K., & AUINGER, P. Cognitive deficits associated with blood lead concentration
- Lasat, M., Pence, N., Garvin, F., Ebbs, D., & Kochian, V. (2000) "Molecular Physiology of zinc transport in the zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*"
- Lassiter, M., Owens, E., Patel, M., Kirrane, E., Madden, M., Richmond-Bryant, J., Hines, E., Davis, A., Vinikoor-Imler, L. y Dubois, J. (2015). Cross-species coherence in effects and modes of action in support of causality determinations in the U.S. Environmental Protection Agency's Integrated Science Assessment for Lead. *Toxicology*, 330, 19-40.
- Lenka, M., Kamal, K., & Pandra, B. (1990). Studies in the ability of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) to bioconcentrate and biomonitor aquatic mercury. *Environmental pollution.* 66(1), 89-99
- Li, X., Zhou, Y., Yang, S., Yang, X., & Yang, Y. (2015). Physiological and proteomics analyses reveal the mechanism of *Eichhornia crassipes* tolerance to high-concentration cadmium

- stress compared with *Pistia stratiotes*. PLoS ONE, 10(4): e0124304, doi:10.1371/journal.pone.0124304.
- Libes, M. (1992). An introduction to Marine Biogeochemistry. John Wiley & Sons, Inc.
- Lindsey, K., & Hirt, H. (2000). "¡Usos del lirio acuático!! Un manual práctico para usos del lirio acuático alrededor del mundo". Anamed International. pp 2 – 4, 5 – 8, 21 – 30 y 31 – 32.
- Link, D. (2007). Wetlands. 4ª ed. John Wiley and Sons. Nueva York. 581p
- Lokeshwari, H., Chandrappa, T. (2006). Impact of heavy metal contamination of Bellandur Lake on soil and cultivated vegetation. Current Sci. 91(5): 622-627.
- López-Portillo, J., Vásquez, R., Gómez, A., & Priego S. (2010). Humedales. In: E. Florescano y J. Ortiz E., coord. Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz. Tomo 1. Comisión del Estado de Veracruz para la conmemoración de la independencia nacional y la revolución Mexicana. p:227-248.
- Lung, A., Harzi, M., Tackx, J., & Symoens, J. (2000). Phytoplankton community structure and environment in the Kenyan waters of Lake Victoria. Freshwater Biology, 43(4): 529–543.
- Lutts, S. (2004). Heavy metal accumulation by the halophytic species Mediterranean Saltbush. J. Environ. Qual. 33: 1271-1279
- Mackay, D. & Clark, E. (1991). Predicting the environmental partitioning of organic contaminants and their transfer to biota. In: Jones K. C. (ed.) Organic Contaminants in the Environment: Environmental Pathways and Effects. London, New York: Elsevier Applied Science. 338 p.
- Maiti, R., Hernández, J., González, J., López, D. (2004). Plant based biorremediation and mechanism of heavy metal tolerance of plants. Proc. Indian Natn Sci Acad, 70 (1):1-12.
- Malik, A. (2007). Environmental challenge vis a vis opportunity: The case of water hyacinth. Environment International, 33, 122 – 138.
- Medina-Marcos.,K. & Montano-Chávez, Y.(2013).Determinación del factor de bioconcentración y de translocación de metales pesados en el juncus arcticus willd.y cortaderia rudiuscula stapf, de áreas contaminadas con el pasivo ambiental minero alianzaancash Universidad nacional Santiago Antúnez de Mayololl, Huaraz-Perú. pp. 5.

- Milne, J. & Thomaz, M. (2006). Morphological variation in *Eichhornia azurea* (kunth) and *Eichhornia crassipes* (mart.)
- Mitsch, W. & Gosselink, J. (2000). Wetlands. 3th ed., Jonh Wiley & Sons Inc., Hoboken, New York 920 pp.
- Mitsch, W., & Gosselink, J. (2007). Wetlands. 4th ed., Jonh Wiley & Sons Inc., Hoboken, NJ 582 pp.
- Mkumbo, S., Mwegoha, W., Renman, G. (2012) Assessment of the phytoremediation potential for Pb, Zn and Cu of indigenous plants growing in a gold mining area in Tanzania. International Journal of Environmental Sciences. 2(4): 2425-2434. doi: 10.6088/ijes.00202030123
- Moreno-Casasola, P., Rojas-Galaviz, D., Zárate Lomelí, Lara-Domínguez, M., & Saa-vedra, T. (2002). Diagnóstico de los manglares de Veracruz: distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problemática. Madera y Bosques, 8 (número especial 1): 61-88
- Moss, B., Kornijow, R., Measey, J. (1998). The effects of nymphaeid (*Nuphar lutea*) density and predation by perch (*Perca fluviatilis*) on the zooplankton communities in a shallow lake. Freshwater Biology, 39: 689-697
- Mushak, P. (2011). Lead and Public Health: Science, Risk and Regulation. Retrieved from <https://books.google.com/books?id=T5HcahQSOfACypgis=1>
- Newman, M. (2014). Fundamentals of Ecotoxicology: The Science of Pollution. Fourth Edition. CRC Press. New York. 633 pp.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. Norma oficial mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación. 6 de enero de 1997.
- NOM-127-SSA1-1994. Norma oficial mexicana de salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación. 18 de enero de 1996.
- Norma (ISO-11047, 1998) Soil quality - Determination of cadmium, chromium, cobalt, copper, lead, manganese, nickel and zinc - Flame and electrothermal atomic absorption spectrometric methods.

Norma Mexicana NMX-AA-051 Aguas - Determinación de metales - Método espectrofotométrico de absorción atómica, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 22 de febrero de 1982. Norma Mexicana NMX-AA-057 Aguas - Determinación de plomo - Método de la ditizona, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 29 de septiembre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-060 Aguas - Determinación de cadmio - Método de la ditizona, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 26 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-064 Aguas - Determinación de mercurio - Método de la ditizona, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de marzo de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-078 Aguas - Determinación de zinc - Métodos colorimétricos de la ditizona I, la ditizona II y espectrofotometría de absorción atómica, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 12 de julio de 1982.

Núñez-López R., Meas-Vong, R. & Olgúin, E. (2005). Sistemas de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*); una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados. *Aquaforum*, 39 (9):29-31

Núñez-Lopez, R., Meas-Vong, R., Ortega-Borges A., & OLGUIN, E. (2004). Fitorremediación: Fundamentos y aplicaciones. *Ciencia*, 55(3):69-82.

Olivares, E., & Peña E. (2009). "Bioconcentración de elementos minerales en *Amaranthus dubius* (bledo, pira), creciendo silvestre en cultivos del estado Miranda, Venezuela, y utilizado en alimentación". *Interciencia*. 34: 604-611.

Olmsted, I. (1993), "Wetlands of Mexico", en Whigham, D. F., D. Dykyjová and S. Hejný (eds.), *Wetlands of The World I: Inventory, Ecology and Management, Handbook of Vegetation Science*, Kluwer, Dordrecht, pp. 637-678.

Orroño, I. (2002). Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género *Pelargonium*: suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Ortega, G., & Poveda, S. s/f. La calidad y el tratamiento a paso lento. Consultado en: <http://www.vistazo.com/ea/especiales/imprimir.php?Vistazo.com&id=5040> (28/02/13)

Ortiz-Lozano, L., Granados-Barba, A., & Espejel, I. (2008). Servicios y sensibilidad ambientales de la zona costera Veracruz-Antón Lizardo. En: Lus M. López Acuña, Héctor Bustos

- Serrano y Julio S. Palleiro Nayar 77 (Eds.) Asocian: Xv Congreso Nacional De Oceanografía. Boca del Río, Veracruz, México, 13 – 18 de Octubre, 2008. 5 pp.
- Ortiz-Lozano, L., Granados-Barba, A., Solís-Weiss, V., & García-Salgado, M. A. (2005). Environmental evaluation and development problems of the Mexican Coastal Zone. *Ocean & Coastal Management*, 48(2), 161-176.
- Ozimek, T., Gulati, R., & VanDonk, E. (1990). Can macrophytes be useful in Palus J, Rydzynski, K., Dziubaltowska, E., Wyszynska, K., Natarajan, A., Nilsson, R. (2003). Genotoxic effects of occupational exposure to lead and cadmium. *Mutat. Res.* 540: 19-28.
- Peijnenburg, W., & Jager, T. (2003). Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. *Ecotox. Environ. Safety*, 56, 63-77
- Peña-Salamanca, E., Madera-Parra, C., Sánchez-Jesús, M., & Medina Vásquez, J. (2013). Bioprospección de plantas nativas para uso en casos de biorremediación: Caso Heliconia Psittacorum (Heliconiaceae). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 37 (145), 469-481.
- Penfound, W., Earle, T. (1948). The biology of the water hyacinth. *Ecol. Mongr.* (18):448-472.
- Pernía, B., De Sousa, A., Reyes, R. & Castrillo, M. (2008). Biomarcadores de contaminación por cadmio en plantas. *Interciencia*, 33, 112–119.
- Perrusquía, G. (2003). *Sistemas Acuáticos Sustentables: estudio para la ciudad de Querétaro y sus alrededores*. Proyecto realizado dentro del marco de Cooperación Científica México-Suecia con el apoyo de Chalmers y la Fundación STINT. Reporte Final. Tomo VI. Centro Queretano de Recursos Naturales, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro. 91 pp.
- Pilon-Smith, E., & Pilon, M. (2002). Phytoremediation of metals using transgenic plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 21: 439-456.
- Pomponi, N., Censi, V., Di Girolamo, U., De Paolis, A., Di Toppi, L.S., Aromolo, R., Constantino, P., Cardarelli, M. (2006). Overexpression of Arabidopsis phytochelatin synthase in tobacco plants enhances Cd²⁺ tolerance and accumulation but not translocation to the shoot. *Planta* 223:180-190. *processes. Aquatic Botany*, 26: 341-370.

- Rainbow, P. (2002). Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution* 120: 497-507.
- Rainbow, P., Phillips D. & Depledge M. (1990). The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. *Mar. Pollut. Bull.* 7, 321-324.
- Rajendran, P., Muthukrishnan, J., Gunasekaran, P. (2003). Microbes in heavy metal remediation. *Indian Journal of Experimental Biology*, 41: 935-944.
- Ramos, J. (2002). Estudio de la contaminación por metales pesados y otros procesos de degradación química en los suelos de invernaderos. <https://books.google.com.mx/books>
- Ramsar 2008. The List of Wetlands of International Importance. Convención de Ramsar sobre los Humedales. <http://www.ramsar.org/indexsp.htm>.
- Raskin, I. (1996). Plant genetic engineering may help with environmental cleanup. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA.* 93: 3164-3166.
- Raskin, I., Kumar, S., Dushenkov, A., & Salt, D. (1994) "Bioconcentration of heavy metals by plants
- Raymond, A., & Okieimen, F. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*, Vol. 2011, Article ID 402647, 20 pages. doi:10.5402/2011/402647
- Repetto, M. & SANZ, P. (2012) *Toxicología de los metales*. Postgrado en Toxicología. 1 ed. Sevilla España, Ilustre Colegio oficial de Químicos, 192 p.
- Revis, N., Zinsmeister, R., & Bull, R. (1981). Atherosclerosis and Hypertension Induction by Lead and Cadmium Ions: An Effect Prevented by Calcium Ion. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 78 (10), 6494–6498.
- Reyes, Y. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria *Revista Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, Vol. 16 N° 2, Julio-Diciembre 2016, pp. 66-77, Sogamoso-Boyacá. Colombia ISSN Impreso 1900-771X, ISSN Online 2422-4324

- Reyes-Hernández, H., Aguilar-Robledo, M., Aguirre-Rivera, J., & Trejo-Vázquez, I. (2006). Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973-2000. *Investigaciones geográficas*, (59), 26-42.
- Richardson, M., Fox, D., & Fry, B. (1974). Pathological Changes Produced in Japanese Quail by Ingestion of Cadmium. *The Journal of Nutrition*, 104, 323–338.
- Rotkittikhun, R., Kruatrachue, M., Chaiyarat, R., Ngernsansaruay, C., Pokethitiyook, P., Pajitprapaporn, P., & Baker, M. (2006) "Uptake and accumulation of lead by plants from the Bo Ngam lead mine area in Thailand"
- Roy, S., Labelle, S., Mehta, P., Mihoc, A., Fortin, N., Masson, C., Leblan, R., Cha, G., Sura, C., Gallipeau, C., Olsen, C., Delisle, S., Labrecque, M., Greer, C. (2005). Phytoremediation of heavy metal and PAHcontaminated brownfield sites. *Plant and Soil*. 272: 277-290.
- Rubio, C., Gutiérrez, A., Martín, R., Revert, C., Lozano, G., & Hardisson, A. (2004). El plomo como contaminante alimentario. *Rev. Toxicol.* 21: 72-80.
- Sahuquillo, A., Rigor, A., Rauret, G. (2002). Comparison of leaching test for the study of trace metals remobilisation in soils and sediments. *J. Environ. Monit., Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 22, N° 3.
- Sahuquillo, A., Rigor, A., Rauret, G. (2003). Overview of the use of leaching/ extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments., *Monit., Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 22, N° 3.
- Salamanca, E., Rengifo G., Madera, P., & Avila, W. (2015). Phytoremediation using terrestrial plants. En: Ansari, A., S. Gill, R. Gill, G. Lanza y L. Newman editores), *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*, tomo 2, capítulo 25, pp. 305–319, Springer International Publishing, Switzerland, 1 edición, doi:[http://doi.org/ 10.1007/978-3-319-10969-5](http://doi.org/10.1007/978-3-319-10969-5).
- Saleh, H. (2012). Water hyacinth for phytoremediation of radioactive waste simulate contaminated with cesium and cobalt radionuclides. *Nucl Eng Des*, 242:425–432
- Salt, D., Prince, R., Pickering, I., & Raskin, I. (1995). Mechanism of cadmium mobility and accumulation in indian mustard. *Plant Physiology* 109:1427-1433.

- Sarabia, B. (2004). Sistema lagunar de la ciudad de Veracruz: propuesta de manejo bajo la visión de proyectación y gestión ambiental. Tesis Doctoral. Colegio de Posgraduados, Campus Veracruz. México. 325pp.
- Sc. Dissertation. NERI Report no. 247, Ministry of Environment and Energy, National
- Schwartz, G., Il'Yasova, D. & Ivanova, A. (2003). Urinary Cadmium, Impaired Fasting Glucose, and Diabetes in the NHANES III. *Diabetes Care*, 26 (2), 468–470
- SEMARNAT. (1996). Norma Oficial Mexicana NOM001-ECOL-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 1 de junio de 1997. México.
- SEMARNAT. (2003). Informe de la situación del medio ambiente en México 2002. Compendio de Estadísticas Ambientales. 280 pp.
- SEMARNAT. (2002). Estudio técnico para la reglamentación de la cuenca Lerma Chapala. Secretaria Del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 56 pp.
- Semeniuk, V. & Semeniuk, C. (1997), "A geomorphic approach to global classification for natural inland wetlands and rationalization of the system used by the Ramsar Convention – a discussion", *Wetlands Ecology and Management*, no. 5, pp. 145-158.
- SHARMA, P., SHANKER, R. (2005). Lead toxicity in plants. *Braz. J. Plant. Physiol.* 17(1): 35-52.
- Shaw, A. (1998) "Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects". CRC . (16 de Setiembre de 2013).
- Shu, W., Ye, Z., Lan, C., Zhang, Z., & Wong, M. (2002) "Lead, zinc and copper accumulation and tolerance in populations of *Paspalum distichum* and *Cynodon dactylon*"
- Siemens, A. (1989). Tierra Configurada Investigaciones de los vestigios de agricultura precolombina en tierras inundables costeras desde el norte de Veracruz hasta Belice. Consejo Nacional para la Cultura y las Artes. México, D.F.
- Siemens, A., Moreno-Casasola, P., & Bueno, C. (2006). The metabolization of dunes and wetlands by the city of Veracruz, Mexico. *Journal of Latin American Geography*, 5(1), 7-29
- Soto, C., Gutiérrez, S., Rey, A., & González, E. (2010). Biotransformación de metales pesados presentes en lodos ribereños de los ríos Bogotá y Tunjuelo, *NOVA* 8:195-205

- Sposito, G. (1989). *The Chemistry of soils*. Oxford university.
- Suwazono, Y., Sand, S., Vahter, M., Filipsson, A. F., Skerfving, S., Lidfeldt, J. y Åkesson, A. (2006). Benchmark Dose for Cadmium-Induced Renal Effects in Humans. *Environmental Health Perspectives*, 114(7), 1072–1076.
- Swain, G., & Adhikari, P. (2014). Phytoremediation of Copper and Cadmium from Water Using Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*. *Internal J. Agric Sci and Technol*. 2(1):1-7.
- Tchounwou, P., Yedjou, C., Patlolla, A., & Sutton, D. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. *EXS*. 101:133-64.
- Tejeda-Benitez, L., Tejeda-Tovar, W., & Villabona-Ortiz, A. (2014). Estudio de la modificación química y física de biomasa (*Citrus sinensis* y *Musa paradisiaca*) para la absorción de metales pesados en solución. *Revista Luna Azul* N° 29, pp.124-142.
- Thomine, S., Wang, R., Ward, J., Crawford, N., Schroeder, J. (2000). Cadmium and iron transport by members of a plant metal transporter family in *Arabidopsis* with homology to Nramp genes. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 97:4991-4996.
- Tiner, R. (1999), "Wetland indicators", A guide to Identification, Delineation, Classification, and Mapping, Lewis Publishers, Boca Raton.
- Toft, J., Simenstad, C., & Cordell, J. (2003). The effects of introduced water hyacinth on habitat structure, invertebrate assemblages, and fish diets. *Estuaries*, 26: 746–758.
- Torres, G., Navarro, A., Languasco, J., Campos, K., Cuizano, N. (2007). Estudio preliminar de la fitorremediación de cobre divalente mediante *Pistia stratioides* (lechuga de agua). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, España. 3 (1): 13-20.
- Universidad de Salamanca Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua (USAL). s/f. *Caracterización de Aguas Residuales*.
- Valipour, A., & Motallebi, P. (2010). Application of shallow pond system using water hyacinth for domestic wastewater treatment in the presence of high total dissolved solids (TDS) and heavy metals. *Env. Eng. Manag. J.* 9: 853- 860.

- Vásquez, R., Bastardo, A., & Mundarain, I. (2005). Ensayo de Toxicidad Aguda CL50-96h con acetato de cadmio y parámetros hematológicos en el híbrido cultivado *Colossoma macropomum* X *Piaractus brachypomus*. *Zootecnia Tropical*, 23 (3), 247– 257.
- Vázquez A., Cajuste, R., Carrillo, G., González, Z., Álvarez S. & Castellanos, R. (2005). Límites permisibles de acumulación de cadmio, níquel y plomo en suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Terra Latinoamericana* 23: 447-455.
- Vera, L., Uguña, M., García, N., Flores, M., & Vázquez, V. (2015). Eliminación de los metales pesados de las aguas residuales mineras utilizando el bagazo de caña como biosorbente. Ecuador. 49pp
- Visviki, I., & Rachlin, J. (1991): The toxic action and interactions of cooper and cadmium to the marine alga *Dunaliella minuta*, in both acute and chronic exposure. *Arch. Environm. Contamin. Toxicol.* 20: 271-275.
- Vitória, A., da Silva, S., Barros, S., de Oliveira V., Da Cunha, S., & Rodrigues Rabelo. (2015). Influence of ecologic type, seasonality, and origin of macrophyte in metal accumulation, anatomy and ecophysiology of *Eichhornia crassipes* and *Eichhornia azurea*. *Aquatic Botany*, 125: 9–16.
- Volke-Sepúlveda, T., Velasco-Trejo, J., & Rosa-Pérez D. (2005). Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. INE-SEMARNAT. México, D. F. 141 pp
- Wang, T., Weissman, J., Ramesh, G., Benemann, J. (1996). Parameters for removal of toxic heavy metals by water milfoil (*Myriophyllum spicatum*).
- Wasson, S., Linak, W., Gullett, B., King, C., Touati, A., Huggins, F., Chen, Y., Shah, N., & Huffman, G. (2005). Emission of chromium, copper, arsenic and PCDD's/Fs from open burning of CCA-treated wood. *Environmental Science Technology*, 3(5), p. 8865-8876.
- Weisberg, M., Joseph, P., Hale, B., Beyersmann, D. (2003) Molecular and cellular mechanisms of cadmium carcinogenesis. *Toxicology* 192: 95-110.
- Wetzel, R. (1975). *Limnology*. W.B. Saunders Co., Philadelphia, 743 pp.
- Wetzel, R. (1990). *Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators*. *Verh.*

- Who. (2010). Exposure to Cadmium: A Major Public Health Concern. World Health Organization, 3–6.
- Wierzbicka, M. (1998). Lead in the apoplast of *Allium cepa* L. root tipsultra structural studies. *Plant Sci.* 133: 105-119.
- Worms, I., Simon, D., Hassler, C., Wilkinson, K. (2006). Bioavailability of trace metals to aquatic microorganisms: importance of chemical, biological and physical processes on biouptake. *Biochimie*, 88, 1721-1731
- Wuana, R., Okieimen, F. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. International Scholarly Research Network. ISRN Ecology, Vol. 2011, Article ID 402647, 20 pages. doi:10.5402/2011/402647
- Yoon, J. (2006) “Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site”.
- Zedler, J., & Kercher, S. (2005), “Wetlands resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability”, *Annual Reviews of Environmental Resources*, 30, pp. 39-74.
- Zhao, F., Hamon, E., Lombi M., & McGrath, S. (2002) “Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*”
- Zhao, F., Lombi, E., & McGrath, S. (2003). Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant and Soil*, 249(1), 37- 43. doi:10.1023/a:1022530217289

