



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

FACULTAD DE QUÍMICA

**“COMPARACIÓN ENTRE DOS MODELOS BIOLÓGICOS PARA
LA ABSORCIÓN DE CADMIO Y SU POSTERIOR APLICACIÓN
COMO FITORREMEDADORES EN AGUAS
CONTAMINADAS”**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO QUÍMICO AMBIENTAL**

PRESENTA

GABRIELA ESPERANZA GALVÁN GÜEMES

DIRIGIDA POR

M. en C. MIGUEL ANGEL RICO RODRIGUEZ

SANTIAGO DE QUERÉTARO, QUERÉTARO, 2006.

BIBLIOTECA CENTRAL UAQ

No. Adq.: B72340

No. Título _____

Clas TS

628.166

G182c



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

FACULTAD DE QUÍMICA

**“COMPARACIÓN ENTRE DOS MODELOS BIOLÓGICOS PARA
LA ABSORCIÓN DE CADMIO Y SU POSTERIOR APLICACIÓN
COMO FITOREMEDIADORES EN AGUAS CONTAMINADAS”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO QUÍMICO AMBIENTAL

PRESENTA

GABRIELA ESPERANZA GALVÁN GÜEMES

DIRIGIDA POR

M. en C. MIGUEL ANGEL RICO RODRIGUEZ

SINODALES

M. en C. MIGUEL ANGEL RICO RODRIGUEZ _____

DIRECTOR

M. en C. MARIA EUGENIA ORTEGA MORIN _____

SINODAL

Dra. MARISELA GONZÁLEZ LEAL _____

SINODAL

M. EN A. ALICIA IBONE AUDIFFRED VALDÉS _____

SINODAL

“ Llegar al objetivo es importante y disfrutar del logro, muy merecido.

Pero también es fundamental haber aprendido las lecciones del camino. La conquista del tesoro se transforma en una responsabilidad y en un nuevo desafío, para continuar aprendiendo y seguir creciendo a través de nuestra Leyenda Personal”

Paulo Coelho.

Agradezco a Dios nuestro señor por ser mi principal guía en esta etapa de mi vida.

Abue Esperanza por estar en cada momento, por su cariño y amor.

A mis hermanas Carla y Dany por su alegría, amistad, y sobretodo por haber aguantado mis malos ratos. Las quiero mucho.

Maria Renne gracias por mostrarme lo grandiosa que es la vida.

Diana A., Adriana, Cata, May (Gracias), por su sincera amistad, ayuda y cariño.

Ivan gracias por estar cuando te necesitaba y por tu amistad.

A todos mis amigos de la facultad, por todo muchas gracias, Rodolfo, (comadres) Josie, Isis, Diana J., Lott, Mine y Javier.

A mis amigos de la prepa: Naty, Malon, Quique, Roger y Mario. Gracias por su amistad.

A Luis Fe por iluminar mis días.

Y a mis padres: Esperanza y Carlos, por ser los principales motores de mi vida, porque sin su apoyo no hubiera logrado alcanzar la Meta. Gracias, los quiero mucho, y este trabajo se los dedico con todo mi corazón.

A todos mis profesores por su enseñanza.

Alina y Josué por su trabajo y apoyo para realizar este trabajo.

A don Mario y al Chino por prestarme material, incluso cuando lo pedía a última hora.

Maestra Ibone sin su ayuda hubiera sido imposible terminar la tesis.

Al Dr. Miguel Rea por prestarme su laboratorio y maestra Maru por asesorarme.

Prof. Miguel gracias por su ayuda y por su amistad.

ÍNDICE GENERAL

Contenido	Página
ÍNDICE GENERAL	i
ÍNDICE DE CUADROS	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	v
RESUMEN	
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	
1. Problemática de la contaminación del agua	3
2. Fitorremediación	9
2.1 Aplicaciones de la Fitorremediación	9
2.2 Mecanismos de acción	11
2.3 Rizofiltración	13
2.4 Ventajas de la Fitorremediación	14
2.5 Limitaciones de la Fitorremediación	14
2.6 Factores importantes de la Fitorremediación	15
2.6.1 Distribución del contaminante en la planta	15
2.6.2 Potencial de Hidrógeno	16
2.6.3 Temperatura	17
2.6.4 Concentración de cadmio y biodisponibilidad	18
2.6.5 Tiempos de retención	18
2.6.6 Fósforo	19
2.6.7 Zinc	19
2.6.8 Materia orgánica	19
2.6.9 Nitrógeno	20
2.7 Futuro de la Fitorremediación	20
2.8 Plantas Fitorremediadoras	24

Contenido	Página
2.8.1 Plantas acuáticas	24
2.8.2 Lirio acuático	25
2.8.3 Sombrero de agua	29
2.9 Metales pesados en plantas acuáticas	30
3. Cadmio	31
3.1 Toxicología del cadmio	33
3.2 Cloruro de cadmio	34
4. Método cuantitativo para la determinación de metales en plantas	35
III. HIPÓTESIS	36
IV. OBJETIVOS	
1. General	37
2. Específicos	37
V. METODOLOGÍA	
1. Materiales	
1.1 Equipo	38
1.2 Material de laboratorio	38
1.3 Reactivos	38
2. Métodos	
2.1 Sistema de Tratamiento por medio de las plantas acuáticas	39
2.1.1 Tratamiento 1	40
2.1.2 Tratamiento 2	40
2.1.3 Tratamiento 3	40
2.2 Preparación de la muestra	41
2.2.1 Digestión de la planta	41
2.2.2 Digestión de agua	43
2.3 Análisis	43

Contenido	Página
3.Diseño Experimental	45
VI. RESULTADOS	
1. Curva de calibración.	46
2. Análisis de muestras.	47
VII. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	63
VIII. CONCLUSIONES	67
IX. BIBLIOGRAFÍA	68

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadros	Página
1. Límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996 para el Cadmio.	30
2. Estadística básica de los resultados de la concentración de Cadmio en cada una de las partes de la planta durante los 19 días de tratamiento, y análisis de varianza de los resultados de pH, de los días de tratamiento y de la concentración en cada una de las partes de la planta.	56
3. Estadística básica para los registros de Temperatura, rango de Temperatura para cada sistema, aumento de pH y los porcentajes de remoción en cada parte de la planta y el porcentaje de remoción total de la planta de una solución de 100ppm.	60

INDICE DE FIGURAS

Figuras	Página
1. Circulación del agua. Celdas conectadas por las que el agua circula lentamente por gravedad, estableciéndose un flujo horizontal superficial favoreciendo la oxigenación por medio de cascadas.	23
2. Lirio acuático.	26
3. Sombrero de agua.	29
4. Lirio acuático aclimatado.	39
5. Sistema en cámara bio-climática en pecera con lirio acuático.	41
6. Partes del lirio acuático antes de ser introducidas a la estufa.	42
7. Digestión de las partes de la planta.	43
8. Curva de calibración. 1er. Experimento.	46
9. Curva de calibración. 2do. Experimento.	46
10. Gráfica tratamiento coexistiendo (Lirio acuático y sombrero de agua).	47
11. Gráfica tratamiento con lirio acuático.	48
12. Gráfica del tratamiento con sombrero de Agua.	49
13. Comparación entre los 3 sistemas de tratamiento con respecto a la cantidad de cadmio en las muestras de agua.	49
14. Comparación en la concentración de cadmio en el sistema radicular de los tres tratamientos.	50
15. Comparación en la concentración de cadmio en el tallo de los tres sistemas de tratamiento.	51
16. Comparación en la concentración de cadmio en hoja de los tres sistemas de tratamiento.	52
17. Gráfica del sistema Coexistiendo.	53
18. Gráfica del sistema de tratamiento con lirio acuático.	53

Figuras	Página
19. Gráfica del sistema de tratamiento con sombrerito de agua.	54
20. Variación del pH en cada uno de los sistemas de tratamiento.	55
21. Análisis de Varianza para el tratamiento coexistiendo ($p < 0.05$). a) Existe significancia entre el aumento de la cantidad de cadmio en raíz (mg/L) con el cambio del pH. b) Significancia entre el pH y los días transcurridos.	57
22. Análisis de Varianza para el Sistema Lirio ($p < 0.05$). a) Correlación significativa entre el aumento de la concentración de cadmio (mg/L) y los 19 días de tratamiento. b) Correlación significativa entre el aumento de la cantidad de cadmio en tallo (mg/L) con los días transcurridos. c) Correlación significativa de la cantidad de cadmio en hoja (mg/L) con los días de tratamiento. d) Correlación significativa entre la concentración de cadmio en raíz (mg/L) y el pH, y e) Significancia entre el pH y los días del tratamiento.	58
23. Análisis de Varianza para el Sistema Sombrerito ($p < 0.05$). a) Correlación significativa entre la cantidad de cadmio en raíz (mg/L) y los días transcurridos. b) Correlación entre la concentración en tallo (mg/L) y los días transcurridos. c) Correlación entre la cantidad de cadmio en raíz (mg/L) con respecto al pH. d) Correlación entre la concentración en tallo (mg/L) con el incremento del pH, e) Correlación entre el pH y los días.	59
24. Comparación del aspecto del agua al final de los tratamientos. a) Aguas al final de los sistemas de tratamiento y b) Comparación del aspecto de la solución de cloruro de cadmio antes de ser sometidas las plantas.	61

RESUMEN

La remediación con plantas terrestres o acuáticas conocida como fitorremediación, es una técnica limpia y de bajo costo en comparación con las técnicas utilizadas para remediar suelos y aguas contaminadas. Por las actividades industriales una cantidad enorme de compuestos contaminantes son descargados a ríos, lagos, etc., teniendo como receptáculo final al mar, afectando a los diferentes organismos que están en contacto con este medio. Entre la gran variedad de compuestos a eliminar se pueden encontrar los metales pesados, que son tóxicos para la salud humana, flora y fauna. Diferentes estudios han confirmado que existen plantas acuáticas que tienen la capacidad de absorber metales pesados, como el cadmio. Esta absorción se ve afectada por propiedades químicas como el pH, concentración de fosfatos, zinc, etc., y por condiciones físicas como temperatura, clima del lugar, etc. Se sometió a estudio dos plantas acuáticas, para comparar la capacidad de absorción de cadmio entre el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) y el sombrerito de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) en sistemas de tratamientos individuales, como en un tratamiento combinado (tratamiento coexistiendo), tomando en cuenta los parámetros de pH y temperatura durante un tratamiento de 19 días en una solución de cloruro de cadmio a 100mg/L. Los resultados indican que el tratamiento con lirio acuático obtuvo mejor eficiencia de remoción del contaminante en un 92% aproximadamente, en comparación con el tratamiento con sombrerito de agua y tratamiento coexistiendo (lirio acuático y sombrerito de agua). Los resultados del análisis de cada parte de las plantas (raíz, tallo y hoja) demuestran que en el sistema radicular se registró la mayor cantidad de cadmio, encontrando que existe una correlación importante con el pH.

I. INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas ambientales de mayor importancia, es la contaminación del agua, en mares, ríos, lagos y presas. En nuestro país los sistemas para la eliminación de contaminantes como metales, resultan con altos costos y se necesitan fuertes inversiones, por eso, una buena técnica para la eliminación de compuestos tóxicos y en la que se requiere muy poca inversión, es la Fitorremediación; que es un tratamiento pasivo, donde se aprovechan los procesos biológicos como las plantas acuáticas ya que tienen cierta capacidad de precipitar, absorber o descomponer contaminantes entre los cuales están los metales pesados que por su efecto tóxico en los organismos, provocan problemas ambientales. El proyecto consiste en promover el uso de plantas acuáticas, que son consideradas como plaga o maleza (planta indeseable), como es el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) y el sombrerito de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) como fitorremediadores para la remoción de cadmio. La importancia de la eliminación del cadmio es que por su toxicidad afecta al hombre y otros organismos. En el hombre afecta a órganos principales como hígado y riñón; siendo un elemento bioacumulable, permaneciendo entre 18 y 30 años, también es un elemento que compite con el Fe, Zn, Mn, Se y Cu por los ligantes del sistema biológico alterando funciones metabólicas.

El lirio acuático ha sido probado como un excelente filtro biológico. No existe evidencia de que la planta acuática sombrerito de agua haya sido utilizada como fitorremediador, sin embargo, se encontró información de una especie del mismo género, la *Hydrocotyle umbellata*.

Las plantas se expusieron con cloruro de cadmio en tres sistemas de tratamiento para ver la eficiencia en la absorción del elemento y su posible disminución en el agua. El primer tratamiento consistió en un sistema independiente para el sombrerito de agua, en el segundo tratamiento coexisten ambas especies (tratamiento coexistiendo), el lirio acuático conformo el tercer tratamiento. Los sistemas de tratamiento fueron colocados dentro de una cámara bioclimática

teniendo control de temperatura y fotoperíodo por 19 días, en cuanto al pH fue medido por ser un factor importante para la absorción de la planta al medio de exposición.

II. ANTECEDENTES

1. Problemática de la contaminación del agua.

La contaminación de los recursos naturales es el resultado de las diferentes actividades del hombre y de la carente visión de éste para pronosticar el resultado que ahora es uno de los problemas que más agobian a la humanidad. En nuestro país todos somos susceptibles de causar efectos que se expresan como impactos ecológicos en los ecosistemas, como es la contaminación de recursos hídricos, pérdida de la pesca, del hábitat de organismos acuáticos, disminución de atractivos turísticos, desaparición del hábitat y disminución de la biodiversidad, riesgos de salud ambiental, etc. Estas afectaciones trascienden los aspectos económicos-financieros y sociales (Sánchez y Flores, 2000; Gómez y col., 2003).

El agua es el medio para que se realicen las diferentes actividades económicas del hombre; por lo tanto los seres vivos dependemos del agua dándose la condición de "rivalidad" por este recurso para su uso y disfrute pero, aun siendo esencial para nosotros, emitimos y descargamos miles de toneladas de compuestos químicos utilizando a los ríos como un drenaje.

El hombre en su origen se estableció cerca de este recurso al encontrar abundante caza y pesca para su sostén. Al evolucionar y pasar de ser cazador-recolector a sedentario usó los ríos para regar sus cultivos y abreviar su ganado. Actualmente las ciudades se encuentran en lugares próximos a los ríos.

Se estima que el volumen total del agua de la biosfera alcanza una cantidad de unos 1.360 por 100¹⁵ litros. De esta inmensa magnitud, cerca del 97% del volumen total corresponde al agua del mar, aproximadamente el 2.25% de agua congelada de los glaciares y capas de hielo polares, y de la fracción restante, un 0.75%, la mayor parte pertenece al agua dulce que forman los lagos, aguas superficiales (ríos, arroyos, etc.) y agua subterránea (Rodríguez e Irabien, 1999; García, 2003).

El porcentaje de agua que podemos disponer es relativamente pequeño y el problema de contaminación agrava la disponibilidad del agua que requieren las poblaciones futuras (García, 2003).

Es evidente que hay una relación directa de la pobreza con la escasez y el mal manejo del agua (Montaigne y Essick, 2002). En el mundo desarrollado las enfermedades hídricas son raras, lo que se debe esencialmente a la presencia de sistemas eficientes de abastecimiento de agua y de un efectivo tratamiento de las aguas residuales (Tebbutt, 1990).

En los países subdesarrollados las enfermedades originadas por beber agua contaminada son muy comunes, existiendo una crisis de agua originada por la manera en que ha sido manejado el recurso hídrico (Ávila, 2003). Este problema costó la vida a 289 personas en KwaZulu-Natal e infectó a otras 120mil en el año 2000. Esas muertes se sumaron a las 18 mil que ocurrían en Sudáfrica anualmente por padecimientos vinculados con diarrea, muchos de los cuales se transmitían por el agua (Montaigne y Essick, 2002).

El uso de aguas residuales para riego sin ningún tratamiento, las convierte en una fuente potencial de contaminación de suelos por metales pesados (Ramos y col., 2001).

La Bahía Minamata, en Japón, constituye un ejemplo particularmente relevante originado por el vertido directo de efluentes contaminados con mercurio en un cauce pluvial con desembocadura en la citada bahía, durante más de 30 años produjo más de 45 muertes y alrededor de tres mil afectados, buena parte de ellos enfermos e incapacitados de forma irreversible (Rodríguez e Irabien, 1999).

Los primeros problemas de contaminación química surgieron cuando se empezaron a usar tuberías y tanques de plomo en las instalaciones domésticas (Tebbutt, 1990).

El 24 de Abril de 1998, un dique de contención de una balsa de almacenamiento de aguas residuales en la mina de piritas de Aznalcóllar (Sevilla, España), cedió ante el peso de 5 millones de metros cúbicos de agua ácida. Grandes cantidades de zinc, arsénico, plomo, cobre y otros metales pesados se extendieron por la zona, afectando directamente a 4.500 hectáreas de tierras húmedas y de cultivo a lo largo del Río Guadiamar. El accidente fue el mayor vertido de metales pesados en Europa desde la Segunda Guerra Mundial, pero no el único. Solamente en Europa,

actualmente existen 4 millones de hectáreas contaminadas por metales pesados, una extensión comparable a la superficie de Suiza (Wangensteen, 2002).

La mala gestión o la ausencia de esta da lugar a un elevado número de casos de contaminación grave del suelo y de las aguas superficiales y subterráneas (García, 2003).

Se reconoce que en promedio se generan en el país 7.54 Kilómetros cúbicos de aguas residuales municipales al año, de las cuales se colectan por alcantarillado 5.6 km³ y se descargan sin tratamiento 4.27 km³ a los cuerpos receptores (Gómez y col., 2003).

La SEDESU (Secretaría de Desarrollo Sustentable) del Gobierno del Estado de Querétaro en el Anuario Económico (2002) reporta que se generan 121.1 millones de m³ de agua residual tipo doméstico en el estado, de los cuales no reciben tratamiento el 68%.

Las estimaciones por parte de la Secretaría del Medioambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) indican que en México son emitidos doce millones de toneladas de contaminantes y alrededor de cuatro millones de toneladas de residuos peligrosos en cuencas urbanas (Sánchez y Flores, 2000). Entre estos contaminantes existen los metales pesados. Actualmente se utilizan tecnologías para recuperar metales tanto preciosos, de interés industrial (Ruiz, 2001) o por el simple hecho de eliminarlos por su toxicidad, pero estas tecnologías para recuperación producen desechos con altas concentraciones que causan contaminación en el ambiente. Las fuentes más comunes de contaminación de agua por metales pesados son; los procesos de refinación de petróleo, las plantas generadoras de energía, las curtidorías, las de electrodeposición de metales (Ruiz, 2001) y las minero-metalúrgicas (Pamo y col., 2002).

El estado de Querétaro tiene un potencial de recursos minerales de 354 mil 600 hectáreas de yacimiento metálicos y los principales minerales a explotar se ubican en las regiones de Amealco, Cadereyta, Colón, Ezequiel Montes, Pinal de Amoles, Querétaro y San Joaquín; en cuanto a los minerales metálicos, el potencial en el estado es de oro, plata, plomo, zinc y cobre (Gobierno del Estado de Querétaro, 2002).

Los drenajes ácidos provenientes de la explotación de la minería metálica, son una de las principales fuentes de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas en el mundo (Pamo y col., 2002).

Los metales pesados determinan en el agua una alta toxicidad y son sustancias no biodegradables con tiempos de degradación largos que se movilizan en una proporción muy superior a la que corresponde a sus ciclos biogeológicos. Pueden formar compuestos que son tóxicos, mutagénicos, carcinogénicos incluso en concentraciones bajas, provocando intoxicaciones y malformaciones en los animales superiores (Wangensteen, 2002).

De los elementos metálicos o de características metálicas, 30 forman compuestos tóxicos para el hombre y estos metales no son biodegradables y solo pueden cambiar de especie química o de estado físico, solubilizarse o precipitarse, etc., para poder disminuir su toxicidad o para lograr que sea más fácil su disposición final o su reuso (Ruiz, 2001).

Otra de las causas que afectan la calidad del agua es la actividad agrícola, ya que presenta residuos provenientes de plaguicidas y fertilizantes en diferentes concentraciones en los cuerpos receptores de agua, fenómeno que se debe al arrastre en el momento en que se efectúa el riego (Gobierno del Estado de Querétaro, 2002).

La ley de aguas nacionales en el Art. 134 indica que: "Las personas físicas o morales que exploten, usen o aprovechen aguas en cualquier uso o actividad, están obligadas, bajo su responsabilidad y en los términos de ley, a realizar las medidas necesarias para prevenir su contaminación y en su caso para reintegrarlas en condiciones adecuadas, a fin de permitir su utilización posterior en otras actividades o usos y mantener el equilibrio de los ecosistemas" (CNA, 2001).

Son muy numerosas las industrias que tienen problemas para tratar y disponer sus desechos como lo indica la ley, por eso se necesita combinar procesos de tratamiento para sus desechos industriales, como son:

- Cribado o sedimentación para eliminar sólidos suspendidos de gran tamaño.

- Floculación y desnatado para eliminar grasas, aceites y sólidos grasos, auxiliado en algunos casos por tratamiento químico.
- Floculación con coagulantes químicos y electrolitos para eliminar sólidos coloidales, seguida de sedimentación o incluso filtración.
- Neutralización de la acidez o alcalinidad excesivas, por adición de productos químicos.
- Eliminación o estabilización de los sólidos disueltos mediante precipitación química, permutación iónica, procesos biológicos o sus combinaciones.
- Decoloración por tratamiento químico, con sedimentación o filtración, o con ambas.
- Reoxigenación de los desechos por medios adecuados de aeración.
- Disminución de la temperatura de los desechos excesivamente calientes, por enfriamiento (Hilleboe, 1999; Vara y Oliveira, 2003).

Este tipo de tratamientos tienen altos costos, remoción incompleta, baja selectividad y alto consumo de energía (Ruiz, 2001). En el estado de Querétaro, en el año 2002, la infraestructura de saneamiento existente para el tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales era de 281 plantas, 229 pertenecen al sector privado y 55 al sector público, en conjunto solo tenían la capacidad para tratar el 32% de las aguas residuales generadas (Gobierno del Estado de Querétaro, 2002).

Por todo lo antes expuesto se ve claramente que existe la necesidad de aplicar otro tipo de tecnología más limpia, con mayor eficacia, que tenga un rango mayor de selección de contaminantes, con bajos costos de operación (García, 2003), de mantenimiento, bajo consumo de energía y sin requerir químicos que resultan tóxicos y que la tecnología ambientalmente sea viable (Seidel y Zehnsdorf, 2004; Pamo y col., 2002), como una alternativa ecológica tanto, para el tratamiento de los efluentes municipales, domésticos como industriales (Arroyave, 2004), por tal

motivo existen investigaciones buscando técnicas efectivas y de bajo costo, para remediar los compartimentos ambientales afectados por la contaminación.

La comisión mundial sobre Agua siglo XXI, en una visión Mundial para el año 2025 propone un cambio radical en el enfoque de la tecnología con objeto de adoptarla a las necesidades del mundo, tecnologías menos derrochadoras y más sensitivas a las dimensiones del ambiente y de las decisiones sociales (Ávila, 2003).

En el medio ambiente natural al interaccionar el suelo, agua, microorganismos, plantas y la atmósfera se produce una serie de procesos físicos, químicos y biológicos, estos procesos son aprovechados para el diseño de sistemas de tratamiento natural. En comparación a los usados en las plantas de tratamiento de agua residual: sedimentación, filtración, transferencia de gases, adsorción, intercambio iónico, precipitación química, oxidación, reducción química, etc., estos procesos en el medio ambiente se llevan a cabo en un único “reactor-ecosistema” con velocidades naturales y se realizan simultáneamente (Metcalf y Eddy, 1996).

Los tratamientos biológicos (biorremediación) se llevan a cabo por los procesos metabólicos tanto de los organismos (Volke y Velasco, 2002) como de las bacterias (Ruiz, 2001), algas y plantas que tienen la capacidad de degradar, transformar o remover los contaminantes a productos metabólicos inocuos. Cuando se emplean plantas como remediadores se le conoce al proceso como Fitorremediación.

Para la remediación de cuerpos de agua, de suelo, etc., se necesita de tecnologías de tratamiento.

“El término tecnología de tratamiento implica cualquier operación unitaria o serie de operaciones unitarias que altera la composición de una sustancia peligrosa o contaminante a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan la toxicidad, movilidad o volumen del material contaminado” (EPA, 2001).

Se recurre a tecnologías basadas en sistemas de tratamiento pasivo (Biorremediación). Estos métodos de tratamiento pasivo se basan en los procesos físicos, químicos y biológicos que se dan en los humedales naturales (wetlands), en donde las condiciones de pH son importantes para la formación de especies insolubles y la retención de cationes metálicos. En los humedales se ocupan

grandes superficies en las cuales se desarrolla la vegetación. El flujo de agua es lento y permite tener mayores tiempos de retención para que todos los organismos participantes lleven a cabo su función depuradora. Las plantas acuáticas liberan oxígeno por sus raíces dando al substrato la oxigenación necesaria para la formación de bacterias aeróbicas o anaeróbicas, cuya función es de catalizar las reacciones de oxidación de los contaminantes (Pamo y col., 2002) minimizando la fitotoxicidad (Piperidou y col., 2000), y bioacumulando a los metales en las raíces y en las partes emergentes de las plantas (Pamo y col., 2002).

2. Fitorremediación.

“Fito” significa planta, “remedium” del latín se hace referencia a limpiar o restaurar (Vara y Oliveira, 2003) por lo que algunos autores definen a esta técnica como el proceso donde las plantas ayudan a remediar suelos contaminados, sedimentos, aguas superficiales y aguas residuales seleccionando contaminantes (Bruce, 2001). Las plantas poseen la capacidad de absorber nutrientes y contaminantes de los ecosistemas acuáticos (Arroyave, 2004; Baker, 1980), transfieren, remueven, estabilizan, concentran contaminantes orgánicos como inorgánicos (Volke y Velasco, 2002) y eliminan o reducen su toxicidad (Vickerman, 2004). La alta tolerancia de ciertas plantas nativas y la acumulación del metal son importantes para esta técnica (Tavizón y col., 2003).

2.1 Aplicaciones de la Fitorremediación.

Al escoger el mecanismo que puede realizar la planta, es importante ver que aplicaciones puede tener el proceso en cuanto a los contaminantes que se pueden eliminar.

La fitorremediación es una técnica emergente, con un gran potencial para la remoción de contaminantes del suelo, agua y sedimento (Tavizón y col. 2003).

Utilizada para la remoción de compuestos orgánicos; hidrocarburos de petróleo como benceno, tolueno, xilenos, etc., y compuestos inorgánicos como Cd, Cr(VI), Co, Pb, Ni, Se, As y Zn, compuestos clorados, hidrocarburos aromáticos. Se ha

demostrado también su eficiencia en la remoción de metales radioactivos y tóxicos de suelos y agua (Volke y Velasco, 2002; Bruce, 2001; Tavizón y col., 2003).

En Estados Unidos se emplean estos sistemas desde hace más de 15 años, teniendo buenos resultados para drenajes ácidos de mina, reportando eliminaciones de metales superiores al 85% (Pamo y col., 2002).

Núñez y col., en el 2003 reportan un porcentaje de remoción de plomo de 70% para una concentración de 156 ppm, y en cambio para una concentración de 6 ppm una remoción del 40%.

También se ha comprobado que los sistemas naturales son capaces de eliminar casi todos los contaminantes del agua residual (sólidos suspendidos, materia orgánica, nitrógeno, fósforo, elementos de traza, compuestos orgánicos de traza y microorganismos) (Metcalf y Eddy, 1996; Coleman, 2001).

Tripathi y Upadhyay (2003) reportaron hasta 78% de remoción de nitrógeno y un 69% de fósforo con la combinación de *E. crassipes* y *L. Minor*.

En cuanto a sólidos suspendidos en los tratamientos Coleman y col., (2001) mostraron un 70% de reducción de sólidos suspendidos totales y de demanda bioquímica de oxígeno, un 60% de reducción de nitrógenos y fosfatos y una reducción importante de coliformes fecales usando 3 especies de plantas.

Las plantas muestran habilidad de reducir los peligros de contaminantes orgánicos (Vara y Oliveira, 2003).

Se conocen alrededor de 400 especies de plantas con capacidad para hiperacumular selectivamente alguna sustancia. En la mayoría de los casos no se trata de especies raras, sino de cultivos conocidos. El girasol (*Heliantus annuus*) es capaz de absorber en grandes cantidades el uranio depositado en el suelo, bien por accidentes nucleares (como el de Chernobil) o por el uso bélico de proyectiles contruidos a base de este metal (como es el caso de Bosnia). Los álamos absorben selectivamente níquel, cadmio y zinc (Wangensteen, 2002).

El departamento de Botánica en la Universidad Banaras Hindu, en la India se hizo una prueba utilizando tres plantas acuáticas para la remoción de contaminantes de

un efluente proveniente de una Industria dedicada a la elaboración de la leche. El agua tenía alta concentración de nitrógeno y fósforo, teniendo un decremento de estos contaminantes (Tripathi y Upadhyay, 2003).

Se conocen programas de descontaminación en los sectores industriales y agrícolas, por ejemplo en Aveiro al Norte de Portugal en la empresa Quimigal, dedicada a la producción de ácido nítrico, nitrobenzeno y anilina para la fabricación de tintes, plaguicidas y abonos y su actividad es generadora de contaminantes como lo son los nitratos y compuestos aromáticos. Y con la ayuda de plantas se logró la disminución de un 50% de la contaminación (Pires, 2004).

En Gran Bretaña el sector minero contaminó aguas con grandes cantidades de compuestos de hierro, el uso de lirio acuático ayudó en la eliminación de hierro hasta en un 90% de eficacia. En la región de Tonmacur, situada en West Glamorgan, Gales, se realizó un proyecto para el tratamiento de aguas de mina vertidas en los afluentes del río Pelenna. Se efectuó un restablecimiento de la pureza del agua con el fin de proteger a los peces y demás especies de fauna y flora silvestre, así como la eliminación de la desagradable coloración del río, ocasionada por las aguas de mina, coloración entre amarilla y anaranjada debida a la precipitación de los compuestos de hierro. Las plantas utilizadas fueron Typha y juncos. El porcentaje de eliminación ronda entre el 90% (Parry, 2004).

2.2 Mecanismos de acción.

La fitorremediación abarca diferentes mecanismos de acción de la planta (Vara y Oliveira, 2003) que dirigen a los contaminantes a ser degradados, removidos o inmovilizarlos.

1. Degradación: (por destrucción o alteración de contaminantes orgánicos)

- Rizodegradación: Se lleva a cabo en el agua o en el suelo que rodea las raíces. La planta excreta nutrientes que son utilizados por los microorganismos para su actividad biológica.
- Fitodegradación: Aquí los contaminantes son degradados dentro de los tejidos de la planta por enzimas catalizadoras (Volke y Velasco, 2002).

2. Acumulación: (remoción de contaminantes orgánicos o metales)
 - Fitoextracción: En este proceso hay traslocación de contaminantes de la raíz a otros órganos de la planta, (Brooks, 1998) primero los contaminantes son captados por la raíz (fitoacumulación) y después pasan a tallo y hojas donde son acumulados, proceso parecido a la rizofiltración. Este proceso se utiliza para suelos contaminados (Bruce, 2001; Vara y Oliveira, 2003).
 - Rizofiltración: remoción de contaminantes por la raíz de la planta en aguas superficiales, aguas de desecho (Vara y Oliveira, 2003; Volke y Velasco, 2002).
3. Disipación: (remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos a la atmósfera)
 - Fitovolatilización.
4. Inmovilización:
 - Fitoestabilización: Proceso que se lleva a cabo limitando la movilidad y biodisponibilidad del contaminante ya que en las raíces se producen compuestos que forman complejos con los contaminantes para la inmovilización de estos (Volke y Velasco, 2002).
 - Control hidráulico.

Los procesos que realizan las plantas pueden ocurrir simultáneamente o en secuencia para un contaminante en particular o diferentes procesos pueden actuar en diferentes contaminantes o a diferentes exposiciones y concentraciones.

El tipo de plantas se selecciona en función de las concentraciones y variedad de contaminantes presentes (Pamo y col., 2002). Es importante tener en cuenta que la acumulación de los contaminantes por la planta está dado por su especie y concentrará el contaminante o contaminantes en diferentes partes de su organismo (Kayser y col., 2000; Bruce, 2001).

El mecanismo de nuestro interés es la distribución del elemento acumulado al resto de la planta, lo que se conoce como rizofiltración.

2.3 Rizofiltración.

El contaminante puede ser removido de la raíz siendo translocado a otras porciones de la planta, dependiendo del contaminante, de su concentración y de la especie de la planta (Bruce, 2001; Brooks, 1998; Vara y Oliveira, 2003), algunos autores creen que las plantas podrían acumular solamente en las raíces, explicando que la distribución de metales a tallos y hojas afectarían disminuyendo la eficiencia de la rizofiltración por el incremento de la cantidad de contaminante, generando mayor residuo para su disposición, pero en contraste otros autores sugieren que la eficiencia del proceso se incrementa haciendo uso de plantas que poseen la habilidad de absorber y distribuir metales en tallo y hojas (Vara y Oliveira, 2003). La clave es la selección de la planta apropiada para efectuar la estrategia de limpieza del medio.

Es una técnica barata, puede absorber contaminantes radioactivos.

La desventaja es que se aplica en condiciones en que las concentraciones de los contaminantes deben de ser bajas (Brooks, 1998; Bruce, 2001).

La rizofiltración y la fitoextracción son similares, cada una es el resultado de la acumulación del contaminante en la planta. Pero difiere la rizofiltración de la fitoextracción del medio en el que se encuentran los contaminantes, ya que en la rizofiltración los contaminantes están inicialmente en agua y muy poco en el sedimento.

La rizofiltración se aplica para tratamientos de grandes volúmenes de agua con bajas concentraciones de contaminantes (en el rango de ppm.). Este proceso ha sido aplicado para los siguientes metales: Pb, Cd, Cu, Fe, Ni, Mn, Zn, Cr (VI) y para radionucleos ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}U , ^{236}U (Bruce, 2001).

La rizofiltración es considerada mucho más rápida que el método de biorremediación (Brooks, 1998).

Características ideales que deben poseer las plantas:

- Plantas que toleren cantidades significantes de metales.
- Es deseable que las plantas produzcan grandes cantidades de biomasa, en cuanto a raíz.

- Que puedan ser manejadas con facilidad (Vara y Oliveira, 2003).

2.4 Ventajas de la Fitorremediación.

- Es una técnica competitiva, puede superar las tecnologías convencionales (Vara y Oliveira, 2003).
- Las estimaciones de los costos indican que la fitorremediación es substancialmente más ahorrativa que los costos de tecnologías tradicionales.
- Ayuda a remover una gran cantidad de contaminantes.
- Es una técnica limpia e inocua para el medio ambiente.
- Tiene bajos costos de construcción, operación y de mantenimiento en comparación con los procesos de tratamiento activo.
- Puede llevarse acabo in situ.
- La fitorremediación no tiene un impacto destructivo en la fertilidad del suelo y en su estructura, en las que otras tecnologías podrían tener, como son la extracción ácida ó el lavado del suelo.
- La vegetación puede también reducir o prevenir la erosión.
- Es eficaz para la remoción de contaminantes hasta en un 90% (Volke y Velasco, 2002; Bruce, 2001; Brooks, 1998; Pamo y col., 2002).

2.5 Limitaciones de la Fitorremediación.

Existen varias limitaciones que deben considerarse para su aplicación:

- Pueden depender de la estación del año; se pierde efectividad en invierno por la congelación de las plantas (Coleman y col., 2001), en clima frío puede ser necesario almacenar el agua.
- No es efectiva para tratar contaminantes fuertemente sorbidos.

- La toxicidad y biodisponibilidad de los productos de la degradación no siempre se conoce y pueden mobilizarse o bioacumularse en animales (Volke y Velasco, 2002; Bruce, 2001; Metcalf y Eddy, 1996).
- Una desventaja significativa es la limitación debido a la distribución de la raíz de la planta, ya que para que sea efectiva la técnica los contaminantes deben de estar en la zona de influencia de la raíz.
- Requiere de períodos largos de retención, que van de 10 a 20 años según sea el grado de contaminación y de los contaminantes.
- Altas concentraciones de contaminantes puede ser tóxicas para la planta (Volke y Velasco, 2002; Bruce, 2001).
- La incineración, secado o composteo de la planta según sea el contaminante puede verse limitado por la cantidad de agua que poseen las plantas acuáticas (Vara y Oliveira, 2003).

Esta técnica tiene sus ventajas y desventajas, pero en sí es una técnica noble para proponer su aplicación en nuestro país como tratamiento de aguas industriales y municipales.

2.6 Factores importantes de la Fitorremediación.

En el diseño de la estrategia de fitorremediación se deben cuidar varios aspectos que influyen en el desempeño de la planta para la absorción de los contaminantes, así como el papel que desempeña los órganos de la planta, la tolerancia de la planta a los contaminantes, como en que órgano se concentra la mayor cantidad del contaminante (Núñez y col., 2003).

2.6.1 Distribución del contaminante en la planta.

El movimiento del agua a través de la raíz, puede tener un efecto en la entrega de iones a órganos primordiales de la planta, tanto el agua como los iones se moverán a través del citoplasma endodérmico.

La absorción de iones por la raíz es indudablemente un proceso activo en una amplia variedad de concentraciones (Baker, 1980).

En términos de fitoacumulación el órgano más efectivo es la raíz para el caso del cadmio y del plomo (Baghour y col., 2001; Núñez y col., 2003).

Menores cantidades de cadmio son traslocadas de la raíz a otros órganos de la planta como es el xilema, tallo, hojas, etc., (Baghour y col., 2001).

En cambio para el arsénico se ha reportado que la mayor concentración fue detectada en tallo y hojas en un estudio de fitoextracción (Tavizón y col., 2003).

Para el caso de la absorción del plomo, la eficiencia de remoción es más efectiva en las raíces del lirio acuático como lo confirmaron en los estudios hechos en el CIDETEQ (Núñez y col., 2003).

Los parámetros como son; temperatura, pH, cantidad de luz y concentración de nutrientes, deben de controlarse para tener una buena eficiencia del sistema, ya que son factores importantes en el medio acuático (Núñez y col., 2003). Sin embargo los parámetros que fueron registrados en este estudio son pH, y temperatura, haciendo referencia a otros parámetros que en estudios futuros deberían ser tomados en cuenta.

2.6.2 Potencial de Hidrógeno.

El pH de la solución tiene efectos significativos en la absorción del metal, ya que afecta tanto los sitios de unión de la superficie de la célula como las características químicas de la solución (Kayser y col., 2000). El comportamiento general observado en diferentes tipos de metales y biosorbentes ha llevado a deducir que la absorción es despreciable a pH entre 1 y 2 y se incrementa conforme este aumenta hasta valores de pH entre 5 y 7.

Ya que a bajos valores de pH, donde existe gran concentración de protones, los cationes metálicos y los protones compiten por los sitios de unión de la pared celular, en cambio si el pH incrementa, se exponen más sitios de unión con carga negativa, lo que da como resultado que la atracción de iones positivamente cargados se incremente (Ruiz, 2001).

El pH es uno de los factores que los investigadores centran su atención en este tipo de tratamientos ya sea por que influye en la precipitación de cadmio (Qiao y Yan, 2003), por que moviliza metales pesados (Seidel y Zehnsdorf, 2004), para la

asimilación del metal por la planta e incluso para el crecimiento de la planta (Miranda y Lot, 1999).

El pH es la variable que se correlaciona significativamente con el cadmio, a un pH mayor existirá acumulación de cadmio en la planta (Adams y Carrasquero, 2000). Con un pH elevado no se tendrán problemas de toxicidad por un incremento en la disponibilidad de los metales, ya que dichos iones son casi totalmente adsorbidos, fijados o precipitados (Ramos y col., 2001).

El rango de pH observado en el transcurso de los experimentos realizados en el CIDETEQ estuvo entre 8 y 9.5, incrementando conforme transcurría el tiempo, hasta alcanzar un valor máximo y después comenzó a disminuir (Núñez y col., 2003).

En humedales para remediar aguas ácidas de minas el pH tuvo incremento de 6 a 8 (Pamo y col., 2002).

En cambio para la fitoextracción muchos cationes metálicos son más solubles y se encuentran más disponibles en el suelo a bajos pH (a un grado moderado de acidez; 5.5.) incluyendo al Cadmio (Kayser y col., 2000; Vara y Oliveira., 2003).

2.6.3 Temperatura.

La temperatura es un factor importante tanto para el crecimiento y desarrollo de las plantas, como lo es para la absorción del contaminante.

Baghour y col., (2001) en su trabajo de investigación emplearon 4 diferentes cubiertas plásticas conservando cada una diferente temperatura y determinaron que entre 23°C y 27°C la papa acumula la mayor concentración de plomo y de cadmio en la raíz siendo menores en otros órganos y para una temperatura de 21°C reportó la menor concentración de cadmio en raíz, teniendo la mayor concentración en hojas y tallo.

La temperatura ambiental que se presentó en los experimentos, por parte del CIDETEQ tuvo un promedio de 24.7°C, teniendo la temperatura máxima de 29.7°C (Núñez y col., 2003).

Ruiz (2004) reporta en su trabajo de investigación que tanto la temperatura del agua (28-30°C) como la ambiental (29-31°C), son un factor importante para el

desarrollo de las hojas. La estación de lluvia (aporte de O₂) y la temperatura son importantes para el establecimiento de las macrófitas, las altas temperaturas es un factor crítico en la senescencia de éstas.

2.6.4 Concentración de cadmio y biodisponibilidad.

El cadmio es un elemento altamente tóxico para las plantas inhibiendo los procesos fisiológicos básicos, reduciendo la concentración de clorofila, afectando la fotosíntesis, la síntesis de ADN, la división celular (Baghour y col., 2001; Romero y col., 2002).

Pequeñas concentraciones de cadmio en el suelo conducen a cuadros de lesiones muy extendidas, como por ejemplo al acortamiento del eje caulinar y un rayado de color amarillo intenso en las hojas más viejas. La absorción se produce no sólo por raíz sino también por los brotes y las hojas. Además de disminuir el rendimiento, la mayor amenaza reside en la contaminación de las plantas de cultivo por bioacumulación, dado que es así como el cadmio ingresa a la cadena alimentaría como toxina de acumulación (Baghour y col., 2001).

Romero y col., (2002) en su estudio sometieron 2 microalgas autóctonas de Venezuela a varias concentraciones de cadmio. La mayor concentración fue de 100 miligramos por litro expuestas a 96 horas, reportando que a una concentración de 0.63 gramos por litro tuvo una dosis letal del 50% de la población de microalgas.

La movilidad de los metales pesados es un factor importante porque determina su biodisponibilidad por las plantas y microorganismos, que asimilan a estos elementos disueltos en la solución del suelo o del agua (Ramos y col., 2001; Kayser y col., 2000).

La biodisponibilidad del cadmio se relaciona con los siguientes parámetros: pH, contenido de fosfatos y materia orgánica (Arroyave, 2004).

2.6.5 Tiempos de Retención.

Los tiempos de retención van de 12 a 23 días en aguas ácidas provenientes de Minas (Pamo y col., 2002), 30 días para el tratamiento de aguas contaminadas con

Plomo (Núñez y col., 2003), 56 días para el caso de remoción de las descargas de la Industria lechera (Tripathi y Upadhyay, 2003) o hasta 3 años consecutivos como es el caso del estudio efectuado en los laboratorios de la Universidad de Granada en España (Baghour y col., 2001), realmente son muchos factores que influyen para indicar cuanto será el tiempo de tratamiento, por ejemplo; la resistencia de la planta al contaminante, la saturación del contaminante en la planta y el contaminante a eliminar, entre otros aspectos.

2.6.6 Fósforo.

El fósforo es un nutriente importante en la planta para su crecimiento y biomasa (Ruiz, 2004).

La asimilación de fósforo por la planta podría estar asociada con la absorción del cadmio, ya sea por la solubilización o por el hecho de que la nutrición fosfórica mejoraría la capacidad de asimilación de elementos por la raíz incluyendo entre ellos al cadmio.

El lirio acuático no se reproduce cuando hay deficiencia de fósforo (Miranda y Lot, 1999).

2.6.7 Zinc.

También tiene efecto la concentración de zinc porque la presencia de este elemento disminuye la capacidad de absorción de cadmio debido a la competencia por los sitios de enlace (Adams y Carrasquero, 1997; Brown y col., 1996).

2.6.8 Materia orgánica.

Si la concentración de materia orgánica es alta puede disminuir la biodisponibilidad del cadmio y la asimilación por la planta (Kayser y col., 2000) ya que altos niveles de materia orgánica conservan una baja actividad de los iones de los metales en la solución (Ramos y col., 2001).

2.6.9 Nitrógeno.

Es otro nutriente para las plantas, importante para el crecimiento y la biomasa, al igual que el fósforo (Ruiz, 2004).

Cuando se reporta alta concentración de nitratos, aumenta la concentración de cadmio en el agua o suelo (Seidel y Zehnsdorf, 2004; Eurola y col., 2003).

En cuanto a la cantidad de sales podría afectar en la asimilación del cadmio (Eurola y col., 2003).

Muchos aspectos deben de ser tomados en cuenta para mejorar la eficiencia de la remoción de contaminantes. Son de suma importancia para el diseño de los sistemas de tratamiento y las variables que deben de tomarse en cuenta son: cargas hidráulicas, tiempos de retención, superficie necesaria para el tratamiento, profundidad del agua, evapotranspiración (consumo de agua por parte de la planta, este factor es tomado en cuenta para realizar los cálculos hidráulicos) (Metcalf y Eddy, 1996).

2.7 Futuro de la Fitorremediación.

Al tratar las aguas residuales por filtros de arena y carbón, luego tratarlas con ozono y dosificadas con cloro, puede limpiar el agua al punto que puede ser suficientemente pura para beberla, pero a medida que aumente el precio del agua, se incrementarán las oportunidades de realizar esta clase de tratamiento (Montaige y Essick, 2002).

En un futuro la disposición de agua para consumo y para las diferentes actividades humanas nos afectará por la carencia del recurso y por que tenderá a elevarse los costos tanto de la explotación de mantos acuíferos como del tratamiento. Los métodos clásicos de remediación, estimados por Brooks pueden tener costos alrededor de cien mil a un millón de dólares por hectárea para remediar aguas con contaminantes solubles, en cambio se estima que las técnicas de fitorremediación tienen costos de doscientos a diez mil dólares por hectárea (Brooks, 1998).

Su bajo coste puede ser asumido durante largos períodos de tiempo (20 a 40 años) para el caso de aguas provenientes de instalaciones mineras.

Para la construcción de humedales aerobios en Estados Unidos para tratar drenajes ácidos de minas de carbón ha obtenido costes entre \$3.58 US/m² y \$32.08 US/m².

En cuanto a humedales anaerobios en Colorado estiman un coste de \$570 US/m². Brooks reporta costos de remediación por metro cúbico de suelo contaminado cerca de 80 dólares comparado con 250 dólares de los métodos convencionales (Brooks, 1998).

Las investigaciones de fitorremediación inicialmente predecían que los costos eran bajos en comparación a otras técnicas de remediación.

Bruce concluye que los datos de los costos son escasos y corrientes a escala piloto o estudios experimentales que no pueden reflejar con exactitud los costos, una vez madura la tecnología (Bruce, 2001).

Los costos para la fitorremediación incluyen los estudios preeliminares para la selección apropiada de la planta y la medida en que es efectiva, la preparación del suelo, la plantación, como el mantenimiento, la irrigación y fertilización, monitoreo, nutrientes necesarios para la planta, análisis de las concentraciones de los contaminantes en la planta, la disposición de la biomasa contaminada (Bruce, 2001).

Se puede esperar que en un futuro cada vez más cercano, y gracias a las especies hiperacumuladoras, los problemas de contaminación se puedan solucionar, incluso desarrollando variedades artificiales a medida que sean más tolerantes al contaminante, posean mayor eficacia absorbente, resistan al clima de la región que se desee descontaminar. Sería deseable que su cosecha se pudiera automatizar fácilmente y que el metal fuera recuperado para ser reciclado y obtener así un beneficio económico adicional. Son demasiados requerimientos, pero ya se ha comprobado que el ingenio humano no conoce límites a la hora de manipular organismos vivos, especialmente cuando se trata de una tecnología tan deseable y necesaria. En cualquier caso, la fitorremediación es una ciencia floreciente, con un presente asombroso y un futuro muy prometedor (Wangensteen, 2002).

Las investigaciones proponen agentes químicos para mejorar el proceso, por ejemplo; Stanhope propone el uso de agentes quelantes sintéticos como el

nitrilotriacetato (NTA) o el EDTA en pequeñas concentraciones en las técnicas de Fitoremediación. Sin embargo el uso de quelantes va a depender del tipo de características del suelo (Stanhope y col., 2000; Kayser y col., 2000).

El EDTA incrementa la solubilidad del metal haciendo que éste se encuentre en una forma más biodisponible para las plantas, pero al hacer uso de químico se debe de tomar en cuenta que pueden persistir en el ambiente residuos del quelante si la rizobacteria no la degrada (Stanhope y col., 2000).

El campo de la investigación va más allá del papel que pueden desempeñar las plantas incluso con la ayuda de químicos. Insectos propios de especies de plantas pueden jugar un rol en la limpieza de contaminantes para el caso del suelo. Transformando por medio de su metabolismo compuestos tóxicos a sus formas menos tóxicas. Un ejemplo de este tipo de mecanismo es el que se da por medio de un parásito de la alfalfa siendo más amigable con el medio ambiente este tipo de técnica complementaria (Petkewich, 2004).

Pero no solamente con la ayuda de químicos o insectos se puede mejorar el proceso, sino con el diseño de los sistemas de tratamiento como es el caso de humedales, aunque no es el objetivo de este trabajo se hace una revisión para futuras investigaciones.

Para el diseño de los humedales es importante asegurar una buena circulación y la distribución dentro del sistema (Figura 1), con el fin de maximizar los tiempos de contacto entre el flujo de agua contaminada con los elementos que componen el tratamiento (Pamo y col., 2002).

La construcción de humedales ha tenido éxito para el tratamiento de aguas domésticas donde es importante, comprender el papel que juegan las plantas. Coleman recomienda el uso de especies mixtas en la construcción de humedales, reportando en su experimento un 70% de reducción de sólidos suspendidos totales, un 60% de reducción de Nitrógeno y reducción de los coliformes fecales (Coleman y col., 2001).

La *Eichhornia crassipes* y la *Hydrocotyle ranunculoides* son utilizadas en un solo tratamiento como lo recomienda Coleman y col., (2001) para ver la eficiencia en la remoción de cadmio en agua, la literatura indica que el lirio acuático es muy

efectivo para la remoción de contaminantes (Núñez y col., 2003; Metcalf y Eddy, 1996; Tripathi y Upadhyay, 2002).

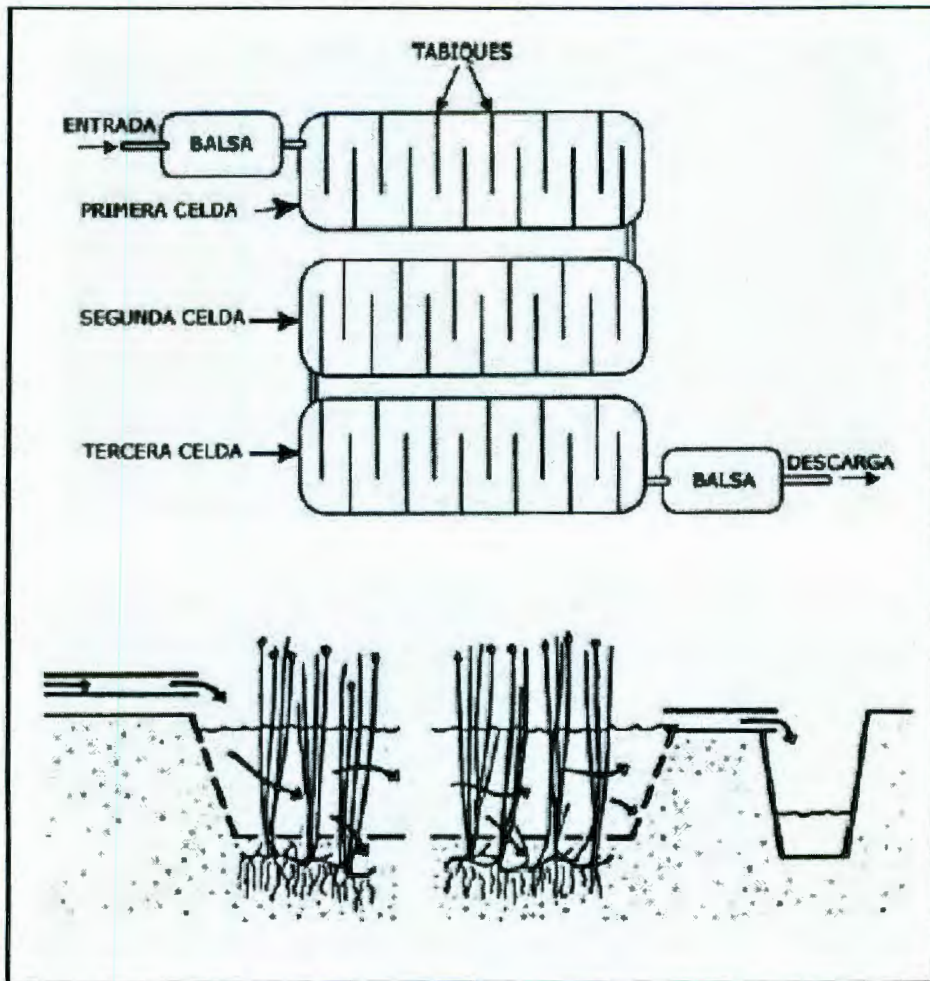


Figura 1. Circulación del agua. Celdas conectadas por las que el agua circula lentamente por gravedad, estableciéndose un flujo horizontal superficial favoreciendo la oxigenación por medio de cascadas (Pamo y col., 2002).

Al aplicar este tipo de técnicas pasivas para aguas contaminadas es necesario retirar la biomasa producida, por la elevada concentración de peligrosos contaminantes. Se recomienda recolectar las plantas y llevarlas a centros especializados para su incineración, debido a que ninguna parte de la planta se

puede utilizar como fertilizante o como alimento para animales (como se podría hacer si removieran contaminantes de aguas residuales) (Wangensteen, 2002).

2.8 Plantas Fitorremediadoras.

Las investigaciones reportan plantas usadas como fitorremediadores tanto en suelo como en agua.

Como remediadores de suelo se ha reportado al arroz (Qiao y Yan, 2003), papa (Baghour y col., 2001), avena (Eurola y col., 2003), tabaco (Kayser y col., 2000).

Se ha comprobado que unas plantas terrestres son más eficaces que otras para absorber contaminantes (Kayser y col., 2000).

Las plantas acuáticas que comúnmente se utilizan como fitoremediadores de agua son el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) (Brooks, 1998; Tripathi y Upadhyay, 2001) y lenteja de agua (*Lemna minor*) entre otras. A estas plantas se les conoce como hiperacumuladoras y poseen potencial para ser aplicadas como remediadores ambientales (Tripathi y Upadhyay, 2001; Vara y Oliveira, 2003).

Es importante conocer que especies son las mejores para la absorción de contaminantes y que concentraciones de metales pueden soportar antes de que resulten tóxicos para el organismo.

2.8.1 Plantas acuáticas.

Las plantas acuáticas (macrofitas), desempeñan un papel importante en los ecosistemas acuáticos, dan indirecta o directamente nutrientes, protección para un gran número de microorganismos, también provocan problemas al interferir en la navegación, al crear ambientes propicios para las plagas, vectores (mosquitos) (Gutiérrez y Ruiz, 1997) y propician eutrofización (Arroyave, 2004).

Si se tiene un control en el crecimiento de las plantas acuáticas son un excelente medio para remediar cuerpos de aguas.

Las especies de plantas acuáticas utilizadas en rizofiltración son: *Eichhornia crassipes* (para Cd, Cr, Cu y Se), *Hydrocotyle umbellata*, *Lemna minor* (Arroyave, 2004), *Azolla pinnata* (Bruce, 2001), *Typha latifolia*, *Nymphoides fallax*, *Eleocharis densa* (Ruiz, 2004; Coleman y col., 2001).

Las características que deben contar las plantas acuáticas usadas para el tratamiento de las aguas residuales son las siguientes: alta productividad, alta eficiencia de remoción de nutrientes y contaminantes, alta predominancia en condiciones naturales adversas y fácil cosecha (Arroyave, 2004).

En la actualidad ninguna especie es capaz, por sí sola y en una única cosecha, de eliminar completamente el contaminante, sino que serían necesarias varias cosechas sucesivas para devolver al medio sus condiciones originales (Wangensteen, 2002).

Por tal motivo el uso de dos especies acuáticas para la remoción de los contaminantes del agua es la propuesta de este trabajo.

Las plantas que se proponen como fitorremediadores son la *Eichhornia crassipes* conocida como Jacinto o Lirio acuático e *Hydrocotyle ranunculoides* conocida como sombrerito de agua. El lirio acuático ha demostrado ser un buen remediador por su alta eficiencia para eliminar contaminantes. En cambio no existe evidencia de el sombrerito de agua se haya utilizado como remediador.

2.8.2 Lirio acuático.

Conocido también como Jacinto de agua (Figura 2), cuyo nombre científico es *Eichhornia crassipes*. Planta flotante (Gutiérrez y Ruiz, 1997; Metcalf y Eddy, 1996) miembro de la familia Pontederiaceae (Gutiérrez y Ruiz, 1997) planta acuática vascular de agua dulce de hojas perennes verdes redondeadas y brillantes y brotes de flores de lavanda. Los pecíolos de la planta son esponjosos con muchos poros de aire y contribuyen a la boyancia de la planta.

Las plantas se extienden lateralmente hasta que cubren toda la superficie, teniendo un crecimiento vertical y partir de esto su crecimiento es acelerado, siendo octava planta de crecimiento más rápido en todo el mundo (Metcalf y Eddy, 1996), ocupando un lugar sobresaliente entre las hidrófilas de agua dulce (Miranda y Lot,

1999) en las regiones tropicales y subtropicales a nivel mundial (Gutiérrez y Ruiz, 1997).



Figura 2. Lirio acuático.

En México se ha registrado su crecimiento en ecosistemas dulce acuícolas localizadas a 2,250 metros de altitud. Y en los únicos lugares donde no se ha registrado su crecimiento es en los estados de Baja California Sur, Chihuahua, Zacatecas, Tlaxcala y Yucatán (Miranda y Lot, 1999).

Su presencia en México tal vez fue por una introducción temprana, pero existen dudas sobre si se le considera nativa de México (Orozco y Vázquez, 1993).

Se le considera maleza (planta indeseable) por la cantidad de problemas que da su presencia en los ecosistemas acuáticos, y por que es muy difícil su control debido a su rápida reproducción asexual, y su rápida diseminación debido a la carencia de enemigos naturales (Gutiérrez y Ruiz, 1997).

El lirio acuático puede crecer en aguas con pocos nutrientes, debido a sus asociaciones con microorganismos en las raíces, mientras más eutrófico sea el medio, tiene mayor propagación (Miranda y Lot, 1999). Su crecimiento se ve afectado por la cantidad de energía solar que reciba, la cantidad de nutrientes del medio y factores ambientales. La temperatura es un factor que afecta la velocidad de crecimiento (Metcalf y Eddy, 1996).

Estudios sobre su multiplicación indican en un período de 10 meses la planta genera 438 plantas hijas promedio (Gutiérrez y Ruiz, 1997), se ha reportado que de 5 a 15 días puede duplicar su población (Miranda y Lot, 1999).

En cuanto a su masa, en 10 meses se observó que incrementó 18.7 gramos de su peso original y de altura aumentó 17.25 centímetros (Gutiérrez y Ruiz, 1997).

Se le considera una planta "oportunista", la química del agua no limita el crecimiento del lirio acuático, pues su rango de tolerancia es amplio y el único factor que lo afecta es la carencia de fósforo (Orozco y Vázquez, 1993).

Al proponer al lirio acuático como remediador se debe de buscar cuales serían las mejores medidas para tener un control en su crecimiento y no afecte a otras especies, existe evidencia sobre estudios en donde se utilizan hongos patógenos que pueden limitarlo, también se sabe de artrópodos que lo eliminan (Miranda y col., 1999), pero este tipo de medidas no se pueden tomar ya que afectan a otras especies que pueden concentrar los contaminantes por eso se debe de recurrir al control por técnicas manuales con el uso de plataformas flotantes con rejillas, o incineración (Gutiérrez y Ruiz, 1997).

Esta planta tiene una amplia tolerancia a los factores abióticos del medio, pero no soporta las heladas, su crecimiento es limitado por la salinidad y la carencia de fósforo. Su crecimiento óptimo se da a pH de 7 y adquiere el rango de infestación masiva entre 6.2 y 7 (Miranda y Lot, 1999).

Las características de adaptación al medio ambiente más importantes que posee el lirio son:

- Rápida capacidad de reproducción vegetativa.
- Regeneración a partir de pequeñas porciones de la planta.

- La completa o parcial independencia de la reproducción sexual.
- Posee una plasticidad morfológica que es la capacidad de modificar su estructura cuando crece bajo diferentes condiciones ambientales. Esta característica y su crecimiento rápido la coloca como la planta invasora con más éxito en cuanto a la competencia con otras plantas acuáticas.
- Se utiliza como planta ornamental (Miranda y Lot, 1999).

Los sistemas de tratamiento con lirios acuáticos para tratar aguas residuales se manejan a profundidades que varían entre 0.5 y 1.8 metros. Para el control biológico de mosquitos, y para aumentar la capacidad de tratamiento manteniendo condiciones aerobias se hace uso de sistemas complementarios de aireación (Metcalf y Eddy, 1996).

El lirio acuático, en comparación con otras plantas acuáticas, es la mejor alternativa para tratar grandes volúmenes de aguas contaminadas con metales en concentraciones diluidas (Núñez y col., 2003; Muramoto y Oki, 1989).

En el sistema radicular se concentran los metales absorbidos. El lirio acuático purifica el agua de metales pesados como son el plomo, cadmio y mercurio, se ha estimado que una hectárea de jacinto, en 96 horas puede purificar 3.4 millones de litros de agua contaminada con 1ppm. de mercurio (Gutiérrez y Ruiz, 1997), se ha comprobado su eficacia para eliminar efluentes contaminados con altas concentraciones de nitrógeno y fósforo (Tripathi y Upadhyay, 2002).

El uso de jacintos de agua o lirio acuático junto con lentejas de agua se han utilizado para eliminar algas de los efluentes de lagunas y estanques de estabilización, y los sistemas en los que solo se utiliza el lirio se diseñaron para dar un tratamiento más especializado (Metcalf y Eddy, 1996).

En la fábrica de Imusa S.A., localizada en el municipio de Río negro (Antioquia), se tienen operando desde 1988 unos canales sembrados con *Eichhornia crassipes* (jacinto de agua); se ha comprobado una eficiencia de remoción de los diferentes contaminantes que alcanza más de 97% en los metales pesados y hasta el 98% en sólidos suspendidos (Arroyave, 2004).

2.8.3 Sombrerito de agua.

A esta planta acuática o hierba emergente (Ramos y col., 2001), se le conoce como sombrerito de agua (Figura 3), hierba de la plata, tanque (Abrams, 2002) y su nombre científico es *Hydrocotyle ranunculoides*. Es una hierba acuática, flotante de 2 a 10 centímetros de alto, tallo horizontal con muchas raíces en los nudos, de los que nacen también las hojas y los pedúnculos florales.



Figura 3. Sombrerito de agua.

Planta con tallos rastreros o flotantes; hojas con pecíolo delgado, de 1 a 35 centímetros de largo, láminas no peltadas, de 0.5 a 8 centímetros de largo y ancho, palmatilobadas, con lóbulos crenados, profundamente hendidas en la base; inflorescencias en umbelas simples, subcapitadas, sobre pedúnculos más cortos que los pecíolos (hasta de 6 centímetros de largo), flores 4 a 12 sobre pedicelos de 1 a 3 milímetros de largo, extendidos y ascendentes; pétalos pequeños, amarillos, menores de 1 milímetros de largo, estilopodio aplanado; fruto muy comprimido

lateralmente, suborbicular o elíptico en sentido transversal, de 1 a 2.5 milímetros de largo por 2 a 4 milímetros de ancho, con la superficie dorsal redondeada, costillas primarias representadas por líneas, tubos oleíferos ausentes (Abrams, 2002; Rzedowski y Rzedowski, 1985), tiende a entrelazarse horizontalmente, su producción arroja sombra sobre otras especies (Metcalf y Eddy, 1996).

Común en el valle de México, se tiene registrada en Pachuca, Tepetzotlán, Zumpango, Texcoco, Xochimilco y Tláhuac. Registrada de Estados Unidos a Sudamérica.

En el lodo, a la orilla de arroyos y canales o flotante en aguas someras, es muy abundante (Rzedowski y Rzedowski, 1985).

Florece desde diciembre a marzo (Abrams, 2002).

No todas las plantas pueden ser utilizadas para remover contaminantes del medio debido a la tolerancia a éstos (Tavizón y col., 2003), nuestra propuesta es utilizar *Eichhornia crassipes* (reportándose en varios artículos como excelente hiperacumuladora) (Núñez y col., 2003; Tripathi y Upadhyay, 2003) e *Hydrocotyle ranunculoides* (no se encontró información de que haya sido utilizada para la remoción de contaminantes) para ser usadas como fitorremediadores.

2.9 Metales pesados en plantas acuáticas.

En pruebas realizadas en un ecosistema acuático contaminado con arsénico, cadmio, cobalto y cromo, Brooks (1998) reporta que las concentraciones más altas se registraron en plantas sumergidas que en otras formas de vida, donde las raíces contenían las concentraciones más altas de metales pesados.

Desde el punto de vista de salud pública, uno de los metales que merece atención es el cadmio. Este elemento se acumula en las plantas hasta alcanzar niveles tóxicos para animales y humanos, siendo estos niveles inferiores a los niveles tóxicos para las propias plantas (phytotóxicos). El cadmio es uno de los constituyentes limitantes más importantes en la determinación de las cargas de fango que son utilizadas en la agricultura (Metcalf y Eddy, 1996).

En un estudio previo sobre el análisis de muestras de agua y sedimento provenientes de la Cuenca del Río San Juan de tres metales tóxicos (plomo, cromo y cadmio) se encontró solamente que la concentración de cadmio en las muestras de agua sobrepasaban los límites máximos permisibles (Cuadro 1) de la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales).

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996 para el Cadmio.

Parametro (miligramos por litro)	Límites Máximos Permisibles en Ríos	
	Uso en riego agrícola	Protección de vida acuática
Cadmio	0.2*	0.1*

* Promedio Mensual

Razón por la cual fue el interés buscar una opción para remover este metal del agua, por medio de plantas acuáticas.

3. Cadmio.

Elemento no esencial para los sistemas biológicos, que se encuentra presente como contaminante en alimentos, agua o aire. Los efectos en la población general expuesta a bajas concentraciones han ido aumentando por el incremento en la producción anual de este elemento y su presencia en productos tales como fertilizantes fosforados (Brown y col., 1996), residuos de baterías y pilas eléctricas alcalinas y en el humo del tabaco.

Es abundante en la naturaleza. No se encuentra nativo y sus minerales casi siempre se hallan asociados a los de zinc (Nordberg, 2001).

Está presente en varios tipos de rocas, lodos de sedimentación, carbones y petróleos.

La cantidad de cadmio concentrado en el agua de mar reportado en el Tratado del Medio Ambiente es de 0.12 toneladas por kilómetro cúbico (Rodríguez e Irabien, 1999).

La solubilidad juega un importante papel en su toxicocinética; los carbonatos, sulfuros u óxidos son casi insolubles en agua, mientras que nitratos y cloruros son solubles.

El cadmio presente en el medio ambiente es consecuencia de su emisión a la atmósfera por diferentes industrias; posteriormente se distribuye a los distintos compartimentos ambientales (Lopez y Repetto, 1995).

Este elemento se asocia al aire y se utiliza para los revestimientos electrolíticos de los metales por su resistencia a la corrosión, abrasivos, acumuladores, fábricas de pinturas y plásticos, industria atómica (desacelerador de neutrones). Los elementos de la galvanoplastia o la disolución de conducciones u objetos galvanizados, pueden también aportarlo al agua.

Cada día es más conocido y tiene un mayor empleo en baterías y fertilizantes, lo que globalmente se traduce en un aumento del consumo total (Lopez y Repetto, 1995). Las sales de cadmio son usadas como estabilizadores térmicos en los plásticos de PVC (estearato de cadmio), pigmentos en plásticos y tintes (sulfuro de cadmio y sulfoseleniuro de cadmio), etc., (Nordberg, 1996).

El cadmio disuelto es móvil y en algunos casos es absorbido por las plantas y filtrado por el subsuelo contaminando aguas profundas y superficiales. Todos estos mecanismos están influenciados por el pH, el tipo de suelo y de vegetación. Otro factor influyente es la presencia de elementos con mayor afinidad que el cadmio en la formación de complejos, lo que origina o desencadena una liberación y desorción del cadmio en el suelo, aumentando al mismo tiempo su absorción tanto por plantas como por aguas profundas (Lopez y Repetto, 1995).

En el agua puede mostrarse en diversas especies químicas. Así en las aguas dulces suele estar como ion libre y si las aguas están alcalinas la forma normal es el carbonato. En aguas de mar debido al alto contenido en sal, el cadmio se compleja con el cloro, aumentando las formas complejas a medida que aumenta el contenido salino. En ríos, la concentración de cadmio disuelto es relativamente alta

(10-500 miligramos por litro) encontrándose generalmente unido a materia particulada (Lopez y Repetto, 1995).

3.1 Toxicología del cadmio.

No hay evidencia clara de que la presencia del cadmio en los organismos vivos sea consecuencia del transporte a través de las cadenas alimentarias, aunque se ha confirmado que la entrada de iones cadmio es acumulada en los individuos. En los marinos la acumulación aumenta a medida que la especie es más sencilla (algas> moluscos> crustáceos> pescados); el cadmio presente en las plantas depende de la deposición, la cual es más elevada en zonas urbanas e industriales. La acumulación en el reino vegetal varía en el orden raíces> hojas> frutos> semillas.

La toxicidad del cadmio es el resultado del enlace del metal con especies reactivas o agentes complejantes que originan procesos de inhibición enzimática, posiblemente trastocando las funciones de crecimiento y metabolismo tisular.

La toxicidad en agua está controlada por la concentración de cadmio libre, el cual a su vez está condicionado por la dureza del agua. (Lopez y Repetto, 1995)

La ingesta con una proporción superior a 5 miligramos por litro da lugar a una acumulación en el córtex renal en forma de metalotioneína que dará lugar a trastornos renales, alteraciones óseas e hipertensión.

Se asocia al Síndrome descrito en Japón con el nombre de "Itai-Itai" que se caracteriza por notable descalcificación ósea, proteinuria y glucosuria (Nordberg, 1996).

Su presencia en el agua puede acumularse en moluscos y peces, generándose así una vía de intoxicación para la especie humana por medio de estos alimentos.

Específicamente la absorción de cadmio por las plantas en suelos contaminados y su incorporación a la cadena alimenticia, en la actualidad tiene mucha importancia, debido a que se ha demostrado que este elemento puede alterar el metabolismo humano ya que compite con el hierro, cobre, zinc, manganeso y selenio por los ligantes en los sistemas biológicos. El ión cadmio divalente disminuye significativamente la absorción intestinal del hierro en el cuerpo humano. Una vez

que se ha ingerido algún alimento contaminado con cadmio, el metal se acumula en los riñones donde su vida media de permanencia es de 18 a 30 años, lo que demuestra la gran dificultad que involucra la eliminación del cadmio por el organismo. La ingestión de agua contaminada con cadmio en una concentración superior a 15 mg/L, produce síntomas de intoxicación como son: Náuseas, vómitos, dolor abdominal, cuando la concentración en los riñones es superior a 20 µg los órganos sufren daños irreversibles (Arroyave, 2004; Nordberg, 1996).

El cadmio es un elemento tóxico para todo ser vivo, este elemento debe eliminarse ya que no se considera esencial para llevar a cabo procesos biológicos tanto de plantas como de animales incluso para el hombre, e investigaciones confirman que las plantas tienen la capacidad de absorberlo, pero influyen ciertas propiedades del medio para que esto se lleve a cabo (Arroyave, 2004).

3.2 Cloruro de Cadmio

El cloruro de cadmio es un polvo blanco inodoro. Conocido también como dicloruro de cadmio, diclorocadmio (CdCl_2) (ATSDR, 1996).

El cloruro de cadmio tiene múltiples usos en el galvanizado, electroplateado, pinturas, baterías, plásticos, fertilizantes, tabaco, se emplea como funguicida, componente de los baños galvanoplásticos, colorante en piroctenia, aditivo en las soluciones de estañado y mordente en la tinción e impresión de textiles, también usado en la producción de determinadas películas fotográficas, para la fabricación de espejos especiales y en el recubrimiento de tubos electrónicos de vacío, etc., (Lopez y Repetto, 1995; Nordberg, 1996).

Es un ácido débil y se disuelve rápidamente en agua (Lopez y Repetto, 1995; Nordberg, 1996).

Esta en la lista de sustancias peligrosas reglamentado por OSHA (Administración de Salud y Seguridad Ocupacionales) es reconocido como un carcinógeno y un teratógeno (ATSDR, 1996).

4. Método cuantitativo para la determinación de metales en plantas.

La espectroscopia de absorción atómica en flama está basada en el trabajo del pionero A.A. Walsh (Brooks, 1998). Se utiliza un espectrofotómetro que es un instrumento para medir la transmitancia o la absorbancia de una muestra en estado gaseoso en función de una longitud de onda determinada (Harris, 1992; Fritz y Schenk, 1993).

La conversión de la muestra a vapor atómico se logra rociando una solución a la llama (nebulización). Como fuente luminosa se emplea una lámpara de cátodo hueco que contiene al elemento que se va a determinar. Los átomos de este elemento en la flama absorben precisamente a la misma longitud de onda que emite la fuente luminosa. Se aspira la solución de la muestra y llega a la flama, el disolvente se evapora o se quema, y los compuestos de la mezcla se descomponen térmicamente y se convierten en un gas de los átomos individuales de los elementos presentes. Los átomos neutros absorben luz del cátodo hueco que emite la longitud de onda característica del elemento que se va a determinar.

La fuente luminosa de cátodo hueco se enfoca sobre la llama en la cual se rocía la solución de la muestra. Parte de la luz es absorbida por el componente atomizado de la muestra y el resto pasa a través de él. La línea espectral elegida se aísla del rayo que emerge mediante un monocromador y se mide su intensidad con una fotocelda o fotomultiplicador (Fritz y Schenk, 1993; Harris, 1992).

Para el análisis de los constituyentes mayores de una muestra problema, ésta suele diluirse a fin de reducir las concentraciones al nivel de partes por millón (Harris, 1992).

Para el análisis cuantitativo es necesario realizar curvas de calibración, empleando soluciones de diferentes concentraciones de soluciones de sales metálicas estándar del metal que se va a determinar. La curva de calibración se emplea para encontrar la concentración problema a partir de su absorbancia (Harris, 1992; Brooks, 1998).

III. HIPÓTESIS

Los absorción de cadmio en aguas contaminadas se logra con lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) y sombrerito de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*).

IV. OBJETIVOS

1. General:

Comparar los modelos biológicos lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) y sombrerito de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) como fitorremediadores de aguas contaminadas con cloruro de cadmio.

2. Específicos:

- Conocer la especie acuática (lirio acuático o sombrerito de agua) que presente mejor eficiencia en la remoción de cadmio.
- Analizar cada uno de los órganos (raíz, tallo y hoja) de los modelos biológicos en estudio, para identificar la mayor acumulación de cadmio.
- Conocer el comportamiento del pH en cada sistema de tratamiento.

V. METODOLOGÍA

1. Materiales

1.1 Equipo.

- Espectro de absorción atómica: Perkin Elmer (A Analyst100).
- Balanza analítica.
- Estufa marca Felisa 60°C.
- Plato caliente.
- Campana de Extracción.
- Peceras.
- Bombas de oxígeno.
- Termómetro.
- pH-metro: Denver Instrument UB-10 Ultrabasic.
- Cámara Bio-climática: Biotronette Mark III Environmental Chamber- Lab Line.

1.2 Material de laboratorio.

- Matraz Erlenmeyer de 125 ml.
- Matraz volumétrico de 50 ml.
- Pipeta graduada de 10 ml.
- Pipeta graduada de 5 ml.
- Frascos de plástico (50 ml).
- Embudo.
- Papeles filtro.
- Micro pipeta.
- Mortero con pistilo.

1.3 Reactivos.

- Ácido nítrico.
- Acido perclórico.
- Agua destilada.
- Solución stock de cadmio 1000 g/ml.

2. Métodos.

2.1 Sistema de tratamiento por medio de las plantas acuáticas.

La recolección de las plantas acuáticas (modelos biológicos) se realizó para el sombrerito de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) en el tramo del Río San Juan en la comunidad de las Rosas, Tecozautla, Hidalgo (Coordenadas: 20° 33'46.5'' latitud Norte y 99° 44'08.2'' longitud oeste), en cuanto al lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) se recolecto de la pila que se encuentra en el Centro de Estudios Académicos sobre Contaminación Ambiental (CEACA), Universidad Autónoma de Queretaro (UAQ) (Figura 4).



Figura 4. Lirio acuático aclimatado.

Las pruebas consistieron en tres sistemas de tratamiento pilotos, colocados en peceras (volumen pecera= 38 Litros aproximadamente) por separado: Tratamiento 1 (sombrero de agua), tratamiento 2 (coexistiendo), y tratamiento 3 (lirio acuático). La concentración de la solución utilizada en los tratamientos fue de 100ppm

(100mg/L) de Cloruro de Cadmio. (Se preparó a esta concentración basándose en el estudio de Romero y col. (2002) donde evaluaron el efecto tóxico del Cadmio en Microalgas).

2.1.1 Tratamiento 1.

El modelo biológico sombrero de agua fue colocado en la pecera 1 con la solución de cloruro de cadmio, identificando a este sistema como tratamiento 1.

2.1.2 Tratamiento 2.

Este sistema de tratamiento consistió en la combinación de las dos especies en estudio, sometidas al mismo tratamiento en la pecera 2. Este sistema también será referido como coexistiendo.

2.1.3 Tratamiento 3.

Este tratamiento se realizó con el lirio acuático, siendo colocado en la pecera número 3 (durante los experimentos se identificaron cada una de las peceras).

Las peceras se colocaron dentro de una cámara bio-climática, teniendo control de fotoperíodo y temperatura (Figura 5). Todos los tratamientos se trabajaron en las mismas condiciones de temperatura.

Los tratamientos se mantuvieron 19 días en la solución con oxigenación por medio de bombas. Monitoreando el pH y la temperatura durante los días del tratamiento. Los experimentos se realizaron por duplicado.



Figura 5. Sistema en cámara bio-climática, pecera con lirio acuático.

2.2 Preparación de la muestra.

La toma de muestras de las partes vegetales y de agua se hicieron a los 5, 7, 9, 13 y 19 días de tratamiento.

Las plantas se separaron en raíz, tallo y hoja (Figura 6) y fueron cortados en partes pequeñas, se secaron a 60° C en la estufa para realizar la digestión de las plantas. De la misma manera se preparó los blancos de cada especie (plantas no expuesta a tratamiento).

2.2.1 Digestión de las plantas.

Se pesó un gramo molido de cada parte, durante 24 horas reposaron en 10 mililitros de HNO_3 concentrado (Figura 7). Después del reposo en ácido nítrico, fueron calentadas hasta observar la formación de vapores rojos (teniendo el cuidado debido a desprendimiento de NO_2) dejando enfriar a temperatura ambiente,

después se añadió 2 mililitros de HClO_4 al 70% y teniendo los mismos cuidados, se calentó hasta que observar la presencia de vapores rojos. Nuevamente se dejó enfriar a temperatura ambiente y las muestras fueron filtradas al vacío con HNO_3 al 3% aforando a 50 ml.



Figura 6. Partes del lirio acuático antes de ser introducidas a la estufa.

Para el tratamiento coexistiendo (Combinación de Lirio acuático y de Sombrero de agua) se tomó 0.5 gramos en peso seco de cada parte de lirio acuático y de sombrero de agua y se preparó una sola muestra.



Figura 7. Digestión de las partes de la planta.

2.2.2 Digestión de agua.

De cada tratamiento se tomo aproximadamente 100 mililitros de agua, se filtró y aforo a 100 mililitros y a cada muestra se le agregó 3 mililitros de HNO_3 concentrado. La digestión se llevó a cabo en una autoclave durante 1 hora a 120°C . Se filtró al vacío nuevamente con HNO_3 al 3% y aforamos a 100 mililitros.

2.3 Análisis.

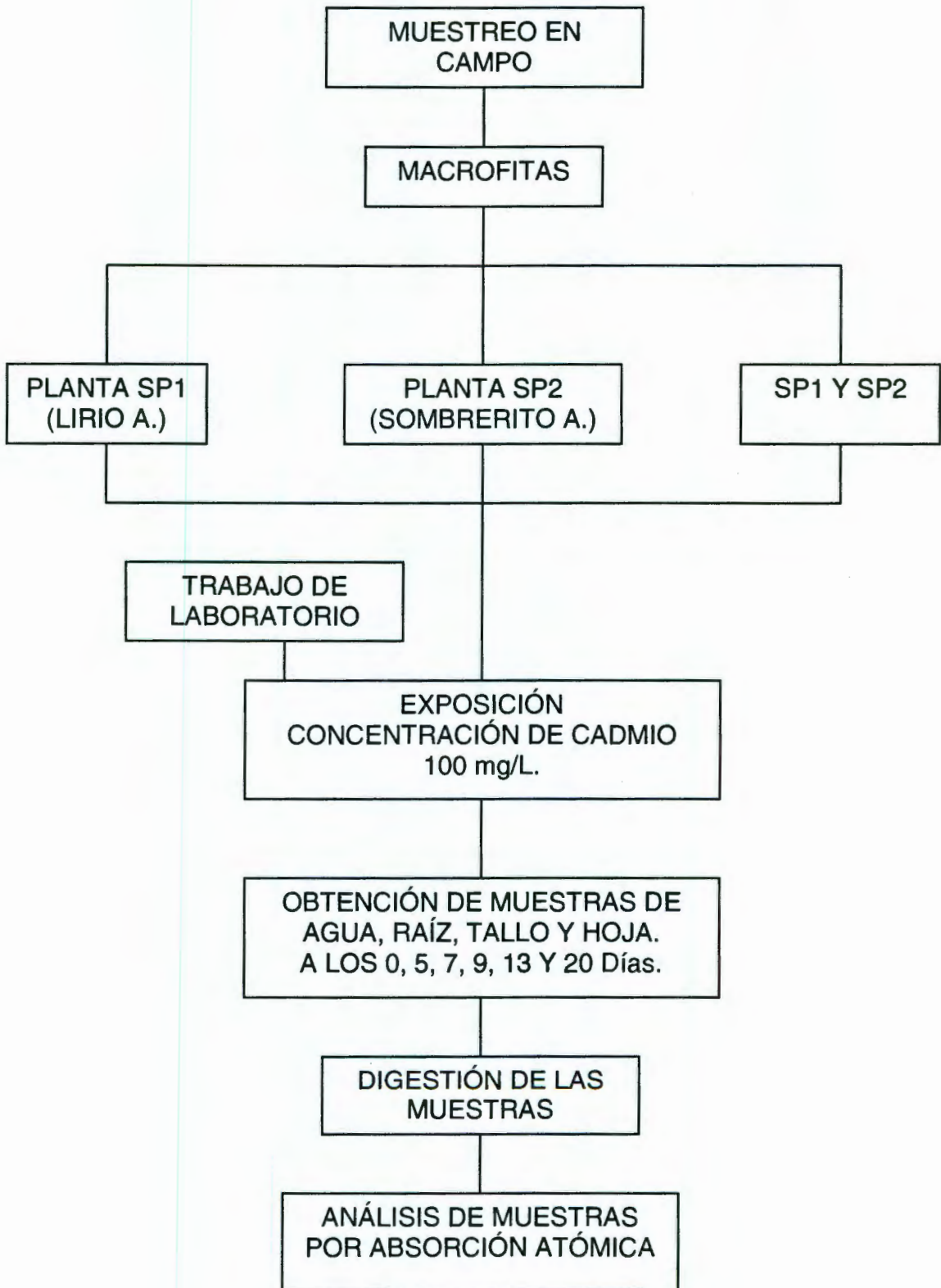
Los análisis se realizaron por Espectroscopia de Absorción Atómica, por ser está la técnica más empleada en el estudio cuantitativo para casi todos los elementos de la tabla periódica.

Se analizaron en el espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer.

- La atomización se realiza en una flama.
- El análisis de agua para la determinación de metales por el método espectrofotométrico de absorción atómica, se basa en la cantidad de luz monocromática (energía radiante) absorbida por el elemento atomizado a determinarse en una flama (átomos neutros en estado gaseoso), por medio de un detector, siendo dicha energía absorbida proporcional a la concentración del elemento.
- La fuente de energía de atomización: Flama y reacciones químicas.
- Longitud de onda: 228.8 nanómetros.
- Slit: 0.7 nanómetros.
- Flama: Aire-Acetileno.
- Tipo de flama utilizada:
 - Comburente: Aire.
 - Combustible: Acetileno.
 - Temperatura (°C): 2125-2400.
 - Velocidad del quemado: 160 cm³/seg.
- Calibración del equipo:
 - Alineación del haz de la lampara con el quemador.
 - Calibración con solución check (utilizando estándar de concentración 1.5 mg/L para obtener 0.2 unidades de absorbancia).

La curva de calibración se obtuvo con los estándares de cadmio preparados con la solución stock (concentraciones de los estándares preparados 0.3, 0.6, 0.9, 1.2 y 1.5 mg/L en base al manual de Perkin Elmer) y se efectuó el análisis de la concentración de cadmio en agua y en cada parte de las plantas (NMX-AA-051, 1982).

3. Diseño Experimental.



VI. RESULTADOS

1. Curva de Calibración.

Las curvas de calibración se muestran en las Figuras 8 y 9, obtenidas del análisis de los estándares para la corroboración de los resultados. Estas curvas tienen un límite de detección de 0.0338 mg/L y 0.0351 mg/L respectivamente. Teniendo también curvas de calibración con límites de detección de 0.2588 mg/L.

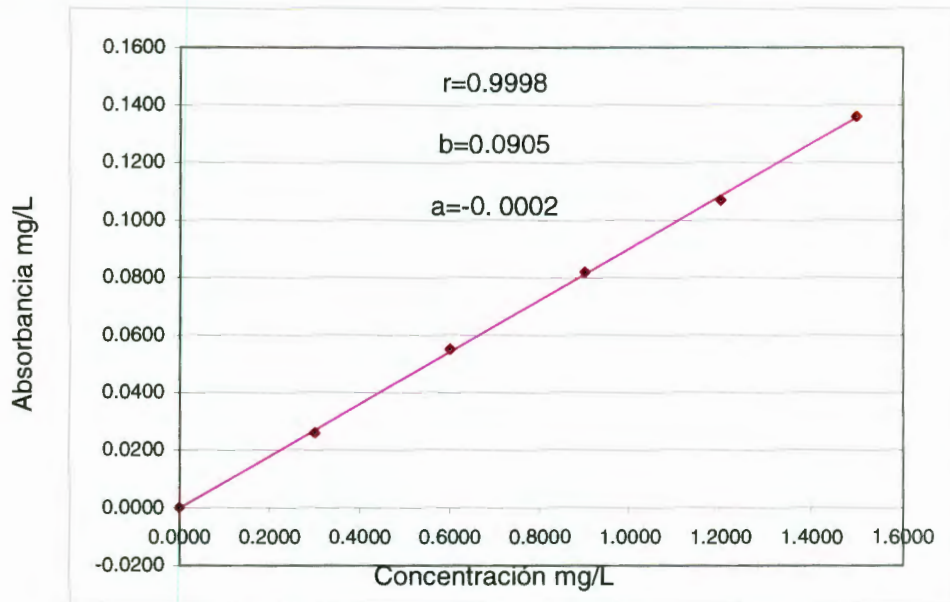


Figura 8. Curva de Calibración. 1er. Experimento

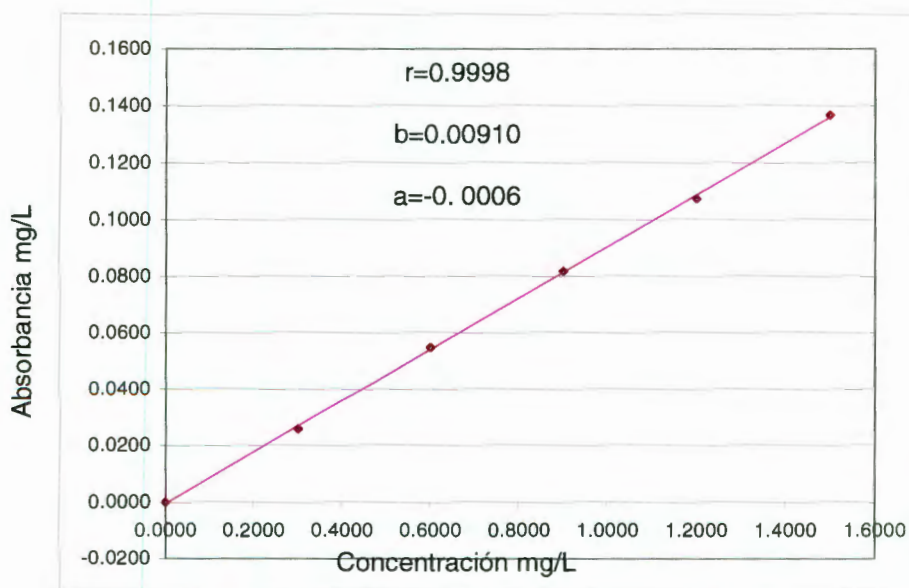


Figura 9. Curva de Calibración. 2do. Experimento

2. Análisis de muestras.

Con el fin de conocer que planta acuática absorbe el cadmio, se hacen varias comparaciones a partir de los resultados que se muestran de la Figura 10 a la Figura 24 y en los Cuadro 2 y 3.

Las exposiciones con duración de 19 días para el tratamiento coexistiendo (Figura 10) se encontró que la concentración de cadmio en las muestras de agua comienza a disminuir conforme pasan los días de tratamiento, aumentando así mismo en cada una de las partes de las plantas siendo en la raíz donde se acumula la mayor concentración de cadmio.

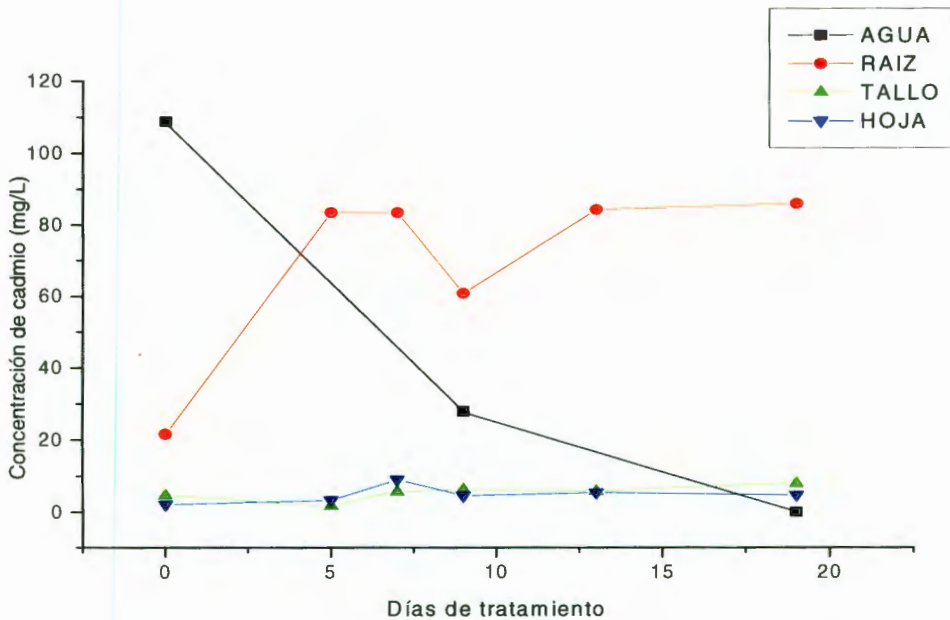


Figura 10. Gráfica tratamiento coexistiendo (Lirio acuático y sombrerito de agua).

Tanto el tratamiento con lirio acuático (Figura 11) como el tratamiento con sombrerito de agua (Figura 12) actúan de manera similar al tratamiento coexistiendo (lirio acuático y sombrerito de agua), se ve que existe una disminución en la concentración del cadmio en muestras de agua, lo cual se esperaba y teniendo el mismo suceso del aumento de la concentración de cadmio en las partes de cada planta, siendo mayor en raíz que en tallo y hoja. Se aprecia en el blanco de la raíz del lirio acuático una cantidad de cadmio inicial (Figura 10 y 11).

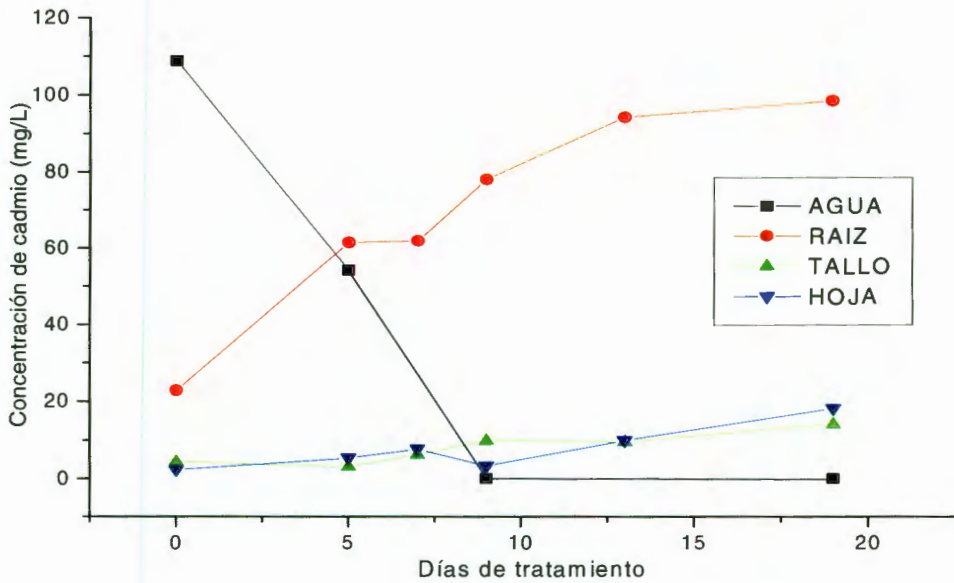


Figura 11. Gráfica tratamiento con lirio acuático.

En el tratamiento con sombrerito de agua no sucede lo mismo con el blanco, ya que este reporta una concentración de cadmio menor al límite de detección (0.2588 mg/L) del aparato (Figura 12).

Las cantidad de cadmio que se encontró en el análisis de las muestras de agua de cada uno de los tratamientos demuestran que en los 3 sistemas, esta cantidad disminuyó conforme transcurrían los días de tratamiento, sin embargo los resultados demuestran que la concentración de cadmio fue menor en el sistema con el lirio acuático en comparación a los otros dos tratamientos (Figura 13).

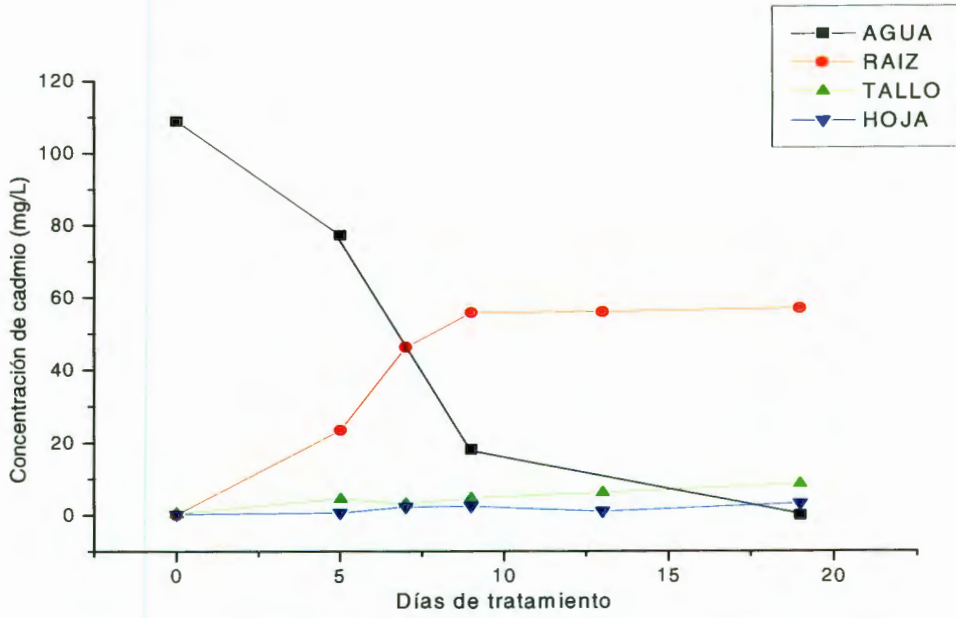


Figura 12. Gráfica del tratamiento con sombrerito de agua.

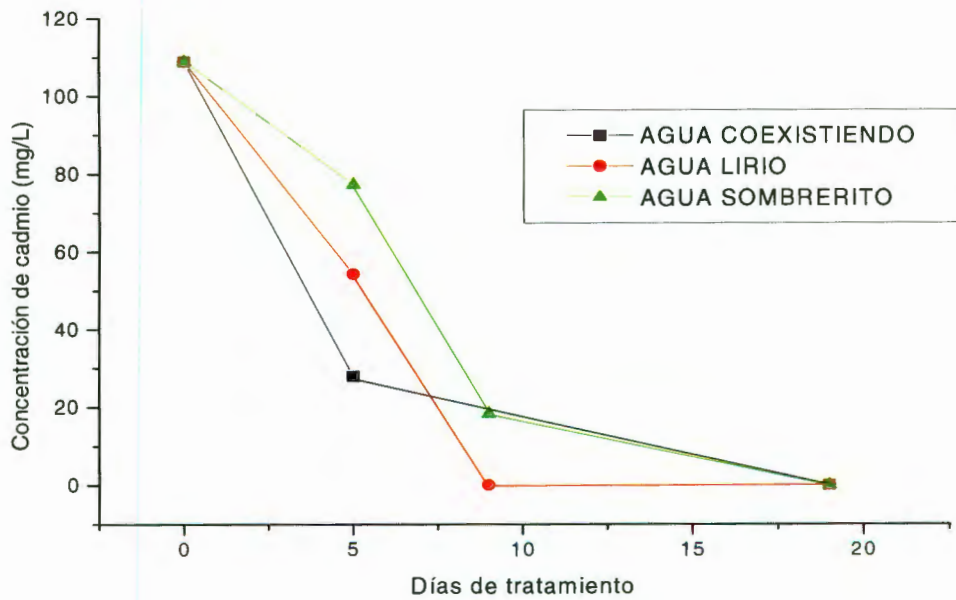


Figura 13. Comparación entre los 3 sistemas de tratamiento con respecto a la cantidad de cadmio en las muestras de agua.

La Figura 14 muestra una comparación de los tres tratamientos con respecto a la cantidad de cadmio en el sistema radicular, y se puede apreciar que el tratamiento que reporta mayor cantidad de cadmio en la raíz es el que conforma el lirio acuático, siendo el tratamiento con sombrerito de agua donde se encontró menor cantidad de cadmio en raíz.

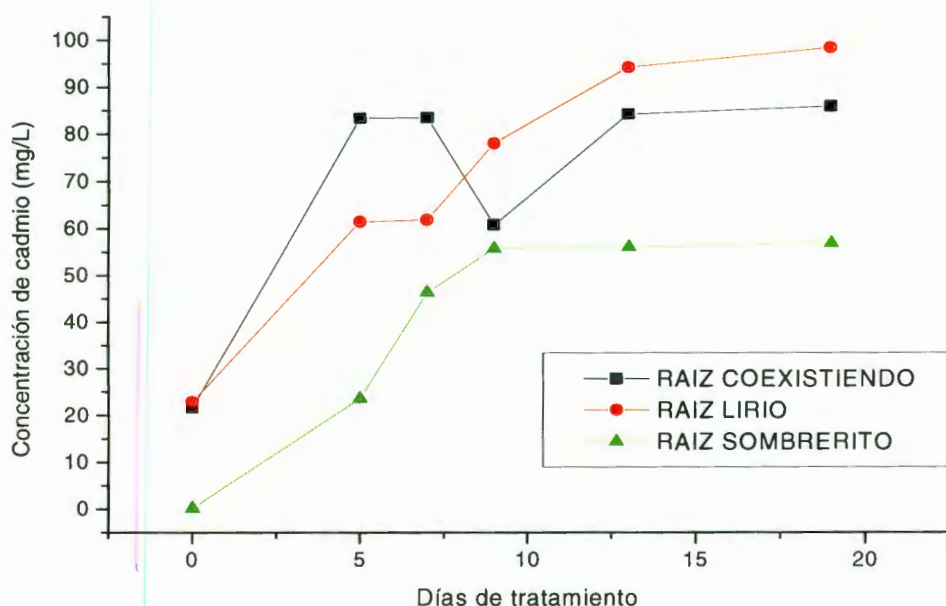


Figura 14. Comparación en la concentración de cadmio en el sistema radicular de los tres tratamientos.

De la misma manera que para el sistema radicular de las plantas los resultados se comparan en la Figura 15 para el caso del tallo en cada uno de los tratamientos, como para la hoja mostrados en la Figura 16.

La concentración del cadmio en el tallo del lirio acuático es mayor en comparación con los otros dos tratamientos, los análisis del tratamiento coexistiendo fueron los de menor asimilación de cadmio en el tallo (Figura 15).

La Figura 16 demuestra que en el experimento del tratamiento con el lirio acuático se obtuvo la mayor concentración de cadmio en las hojas, en cuanto a los tratamientos con sombrerito de agua y coexistiendo la cantidad de cadmio

absorbida fue menor, siendo más efectiva absorción de cadmio en las hojas del sistema coexistiendo que en sombrerito de agua.

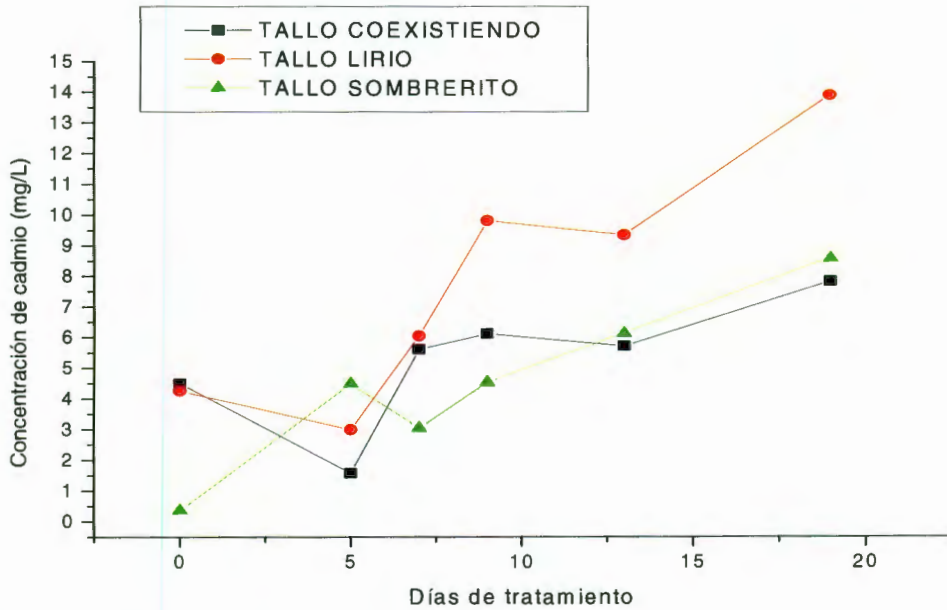


Figura 15. Comparación en la concentración de cadmio en el tallo de los tres sistemas de tratamiento.

Se hizo una comparación del comportamiento de las plantas en la absorción de cadmio en cada parte de la planta de los tres tratamientos.

Los resultados obtenidos del análisis del tratamiento coexistiendo demuestran que el sistema radicular se presenta la mayor concentración de cadmio, siguiendo en cantidad de cadmio el tallo y la menor concentración se presentó en hoja al final del tratamiento (Figura 17).

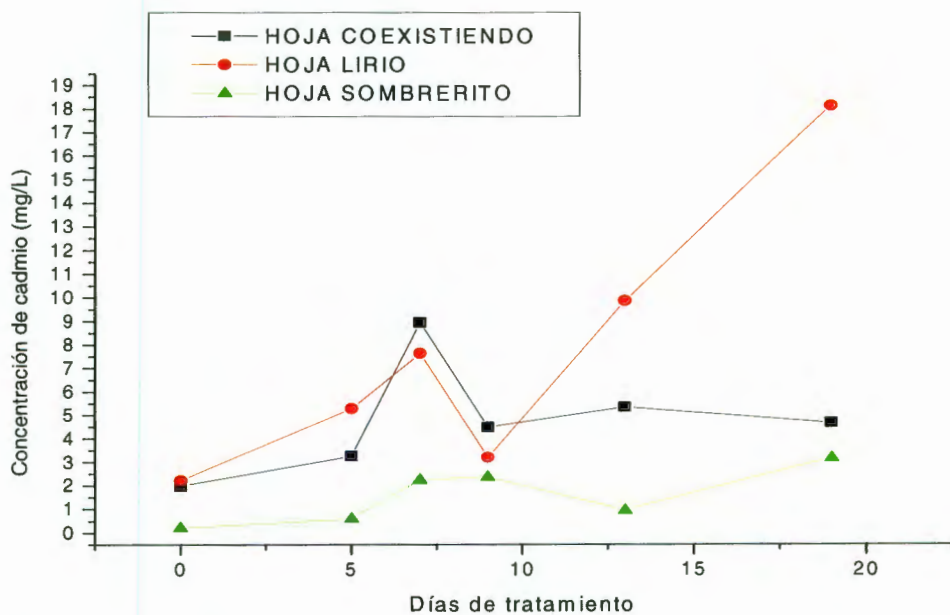


Figura 16. Comparación en la concentración de cadmio en hoja de los tres sistemas de tratamiento.

De la misma manera que en el sistema de tratamiento coexistiendo sucedió en los otros dos tratamientos, la mayor acumulación de Cadmio se dio en la raíz (Figura 18 y Figura 19), después en el tallo y por ultimo en la hoja, para el caso del tratamiento con sombrerito de agua (Figura 19), para el sistema con el lirio acuático la hoja al final del tratamiento tuvo mayor concentración de cadmio (Figura 18).

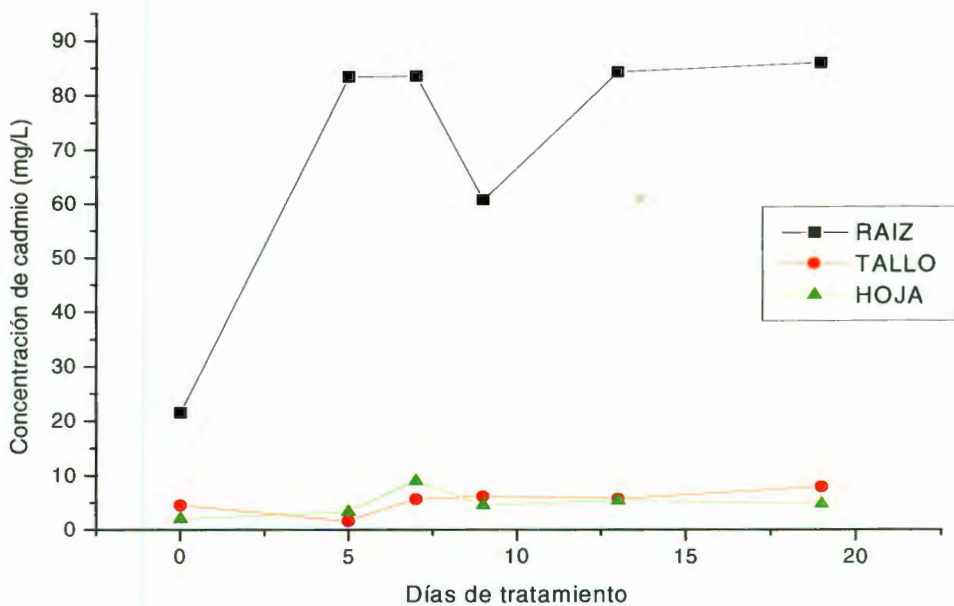


Figura 17. Gráfica del Sistema Coexistiendo.

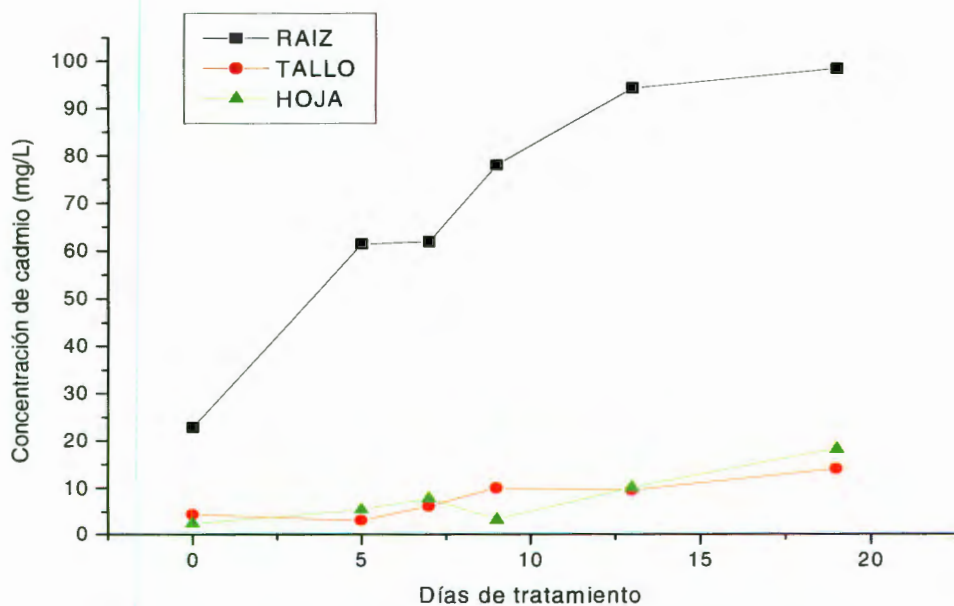


Figura 18. Gráfica del sistema de tratamiento con lirio acuático.

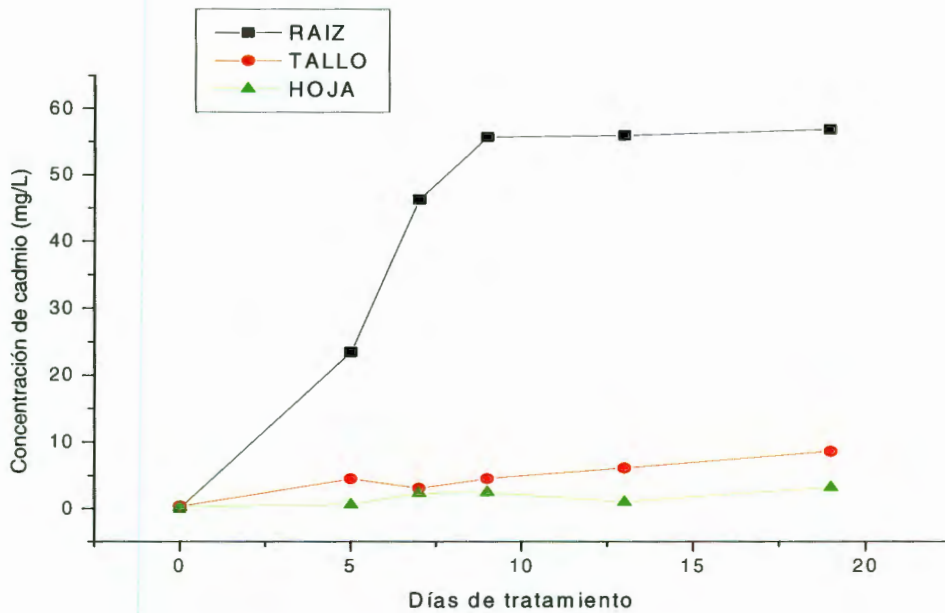


Figura 19. Gráfica del sistema de tratamiento con sombrerito de Agua.

Los parámetros ambientales son importantes para el crecimiento, desarrollo y en la realización de las funciones de los organismos. La temperatura, los nutrientes, el pH son algunos de los factores importantes en el medio acuático. Por lo tanto se monitorea el pH y la temperatura durante el tiempo de los tratamientos, los monitoreos arrojan resultados mostrando un aumento del pH (Figura 20), comportamiento muy similar en los 3 sistemas de tratamiento. Aumentando de 6.01 hasta 8.65 para el sistema coexistiendo, para el sistema con lirio acuático el aumento del pH fue de 6.04 a 8.51 y en el sistema con sombrerito de agua el pH aumento de 6.02 a 8.58. No se realizó un análisis que nos indicara la razón por la que existe un aumento del pH.

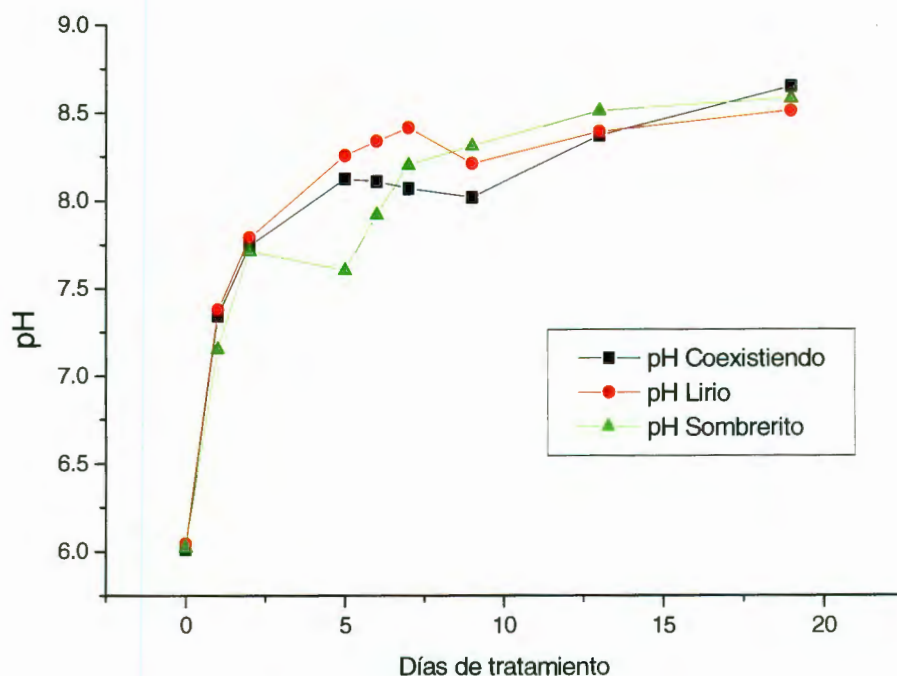


Figura 20. Variación del pH en cada uno de los sistemas de tratamiento.

Para cada uno de los resultados obtenidos en cada sistema de tratamiento se realizó un análisis de varianza estableciéndose el nivel de significancia en $p < 0.05$ (Pearson) para demostrar si existe o no correlación entre la concentración de las distintas partes de las plantas y los días transcurridos así como el pH encontrado (Cuadro 2).

Podemos observar (Figura 21 y Cuadro 2) que al ser sometidos los resultados del sistema de tratamiento coexistiendo a un análisis de varianza hay una correlación significativa ($p < 0.05$ Person) entre el cambio del pH y el aumento en la concentración de cadmio en las raíces de las dos especies, y entre el pH y los días transcurridos.

No se encontró que exista correlación entre el aumento de la concentración en los tallos y en las hojas de las dos especies con el pH y con los días.

Cuadro 2. Estadística básica de los resultados de la concentración de cadmio en cada una de las partes de la planta durante los 19 días de tratamiento. Y análisis de varianza de los resultados de pH, de los días de tratamiento y de la concentración de cadmio de cada una de las partes de la planta.

TRATAMIENTOS		CONCENTRACIÓN DE CADMIO				pH	COEXISTIENDO	PH	DIAS
		RAIZ	TALLO	HOJA					
DIAS		$\bar{x} \pm D.E.$	$\bar{x} \pm D.E.$	$\bar{x} \pm D.E.$	$\bar{x} \pm D.E.$				
TRATAMIENTO COEXISTIENDO	0	21.59±1.4	4.5±0.03	1.9±0.003	6.01±0.09				
	5	83.5±0.2	1.6±1.3	3.3±0.1	8.1±0.2	RAIZ	*		
	7	83.6±0.2	5.6±0.3	8.9±4.9	8.07±0.02	TALLO			
	9	60.8±32.1	6.1±1.4	4.5±0.5	8.02±0.2	HOJA			
	13	84.3±0.7	5.7±3.7	5.4±0.2	8.4±0.03	pH		*	
	19	85.9±0.9	7.8±0.9	4.7±0.6	8.6±0.9	DIAS	*		
TRATAMIENTO LIRIO ACUATICO	0	22.8±0.08	4.2±0.09	2.23±0.008	6.04±0.04	LIRIO	PH	DIAS	
	5	61.4±0.2	2.9±0.7	5.3±1.8	8.2±0.03	RAIZ	*	*	
	7	61.9±0.1	6±0.6	7.7±0.4	8.4±0.008	TALLO		*	
	9	78.1±0.06	9.8±0.2	3.2±1.36	8.21±0.1	HOJA		*	
	13	94.31±4.3	9.3±0.17	9.9±0.9	8.4±0.004	pH		*	
	19	98.4±5.7	13.9±2.9	18.1±3.8	8.5±0.008	DIAS	*		
TRATAMIENTO SOMBRERITO DE AGUA	0	0.11±0.08	0.35±0.09	0.2±0.04	6.02±0.6	SOMBRERITO	PH	DIAS	
	5	23.5±0.1	4.48±0.92	0.6±0.4	7.6±0.8	RAIZ	*	*	
	7	46.2±0.1	3.03±15.9	2.2±0.2	8.2±0.07	TALLO	*	*	
	9	55.8±0.03	4.5±0.3	2.4±0.8	8.31±0.9	HOJA			
	13	55.9±0.03	6.12±0.9	0.9±1.03	8.5±0.09	pH		*	
	19	56.9±4.3	8.6±0.8	3.1±0.47	8.6±0.7	DIAS	*		

Significativo* p<0.05

Para el sistema de tratamiento con el lirio acuático observamos que hay una correlación significativa ($p < 0.05$ Pearson) con la cantidad de cadmio en las partes de la planta (raíz, tallo y hoja) con los días del tratamiento, el análisis también nos reporta una correlación entre el aumento del pH conforme transcurrían los 19 días del tratamiento (Cuadro 2, Figura 22 y Figura 23), no existe una correlación significativa entre el aumento de la concentración de cadmio en tallo y hoja con el cambio del pH.

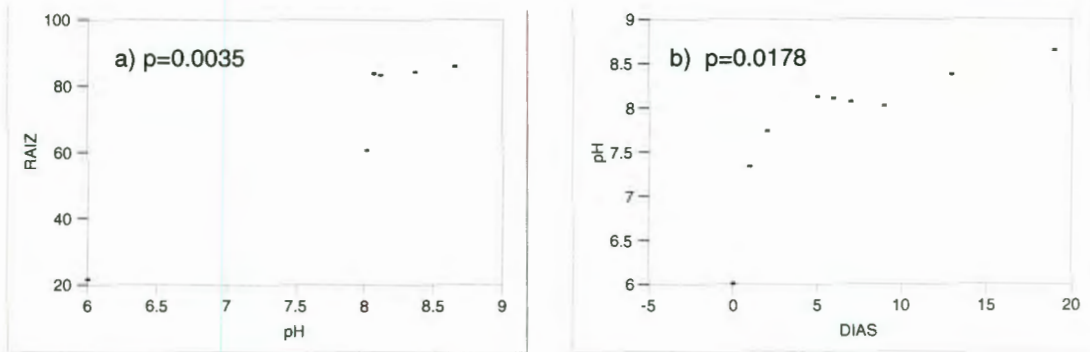


Figura 21. Análisis de Varianza para el tratamiento coexistiendo ($p < 0.05$).
 a) Existe significancia entre el aumento de la cantidad de cadmio en raíz (mg/L) con el cambio del pH. b) Significancia entre el pH y los días transcurridos.

El sistema de tratamiento con el sombrerito de agua tiene una correlación significativa ($p < 0.05$ Pearson) de la misma manera que la tiene los otros dos sistemas con respecto al aumento de la concentración de cadmio en raíz y en tallo con los días del tratamiento, como también existe correlación con el aumento del pH con estas dos secciones de la planta acuática, y reportando de la misma manera como sucedió en los sistemas de tratamiento coexistiendo y lirio una correlación significativa del pH con los días del tratamiento.

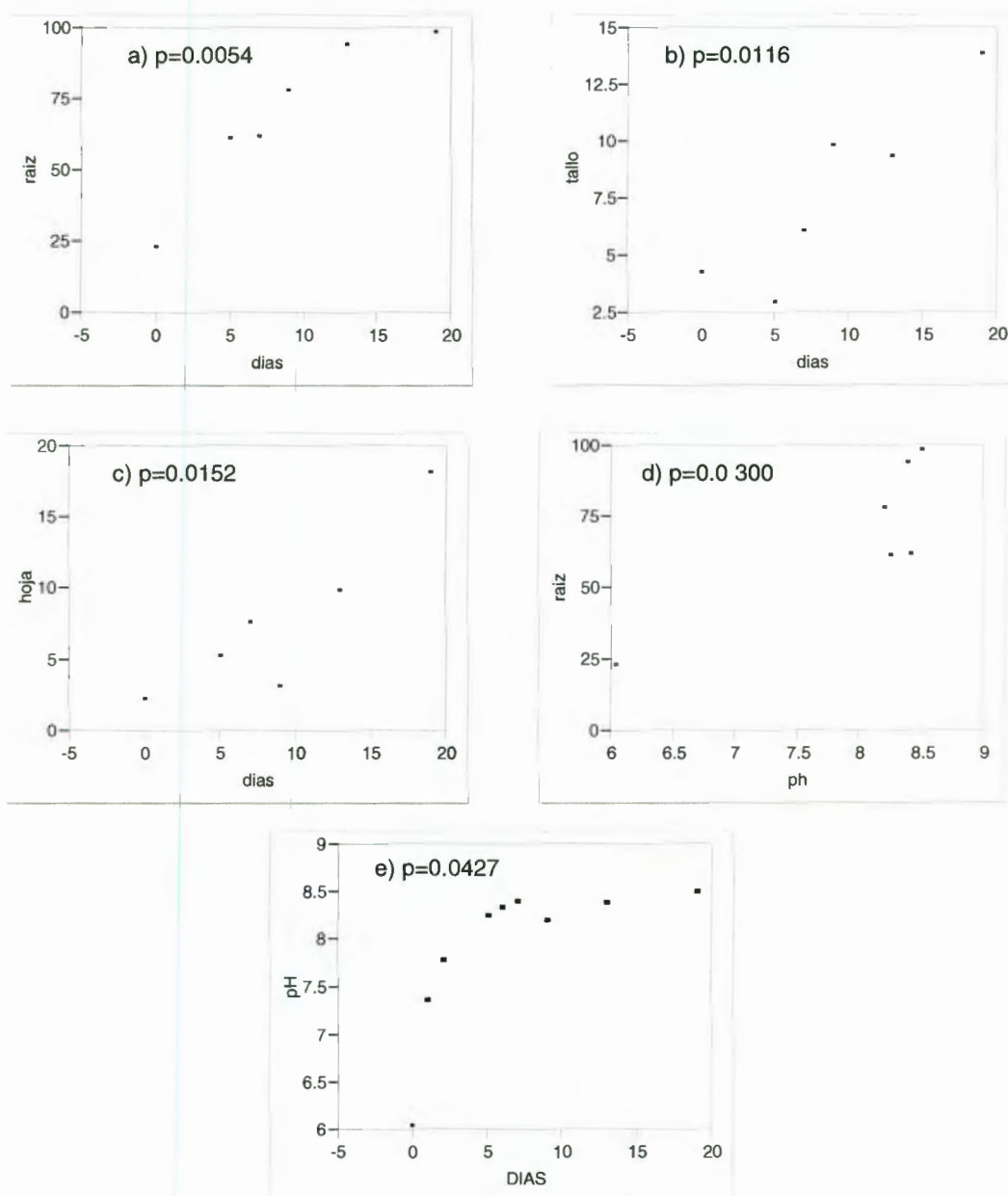


Figura 22. Análisis de Varianza para el Sistema Lirio ($p < 0.05$). a) Correlación significativa entre el aumento de la concentración de cadmio (mg/L) en raíz y los 19 días de tratamiento. b) Correlación significativa entre el aumento de la cantidad de cadmio en tallo (mg/L) con los días transcurridos. c) Correlación significativa de la cantidad de cadmio en hoja (mg/L) con los días de tratamiento. d) Correlación significativa entre la concentración de cadmio en raíz (mg/L) y el pH. y e) Significancia entre el pH y los días del tratamiento.

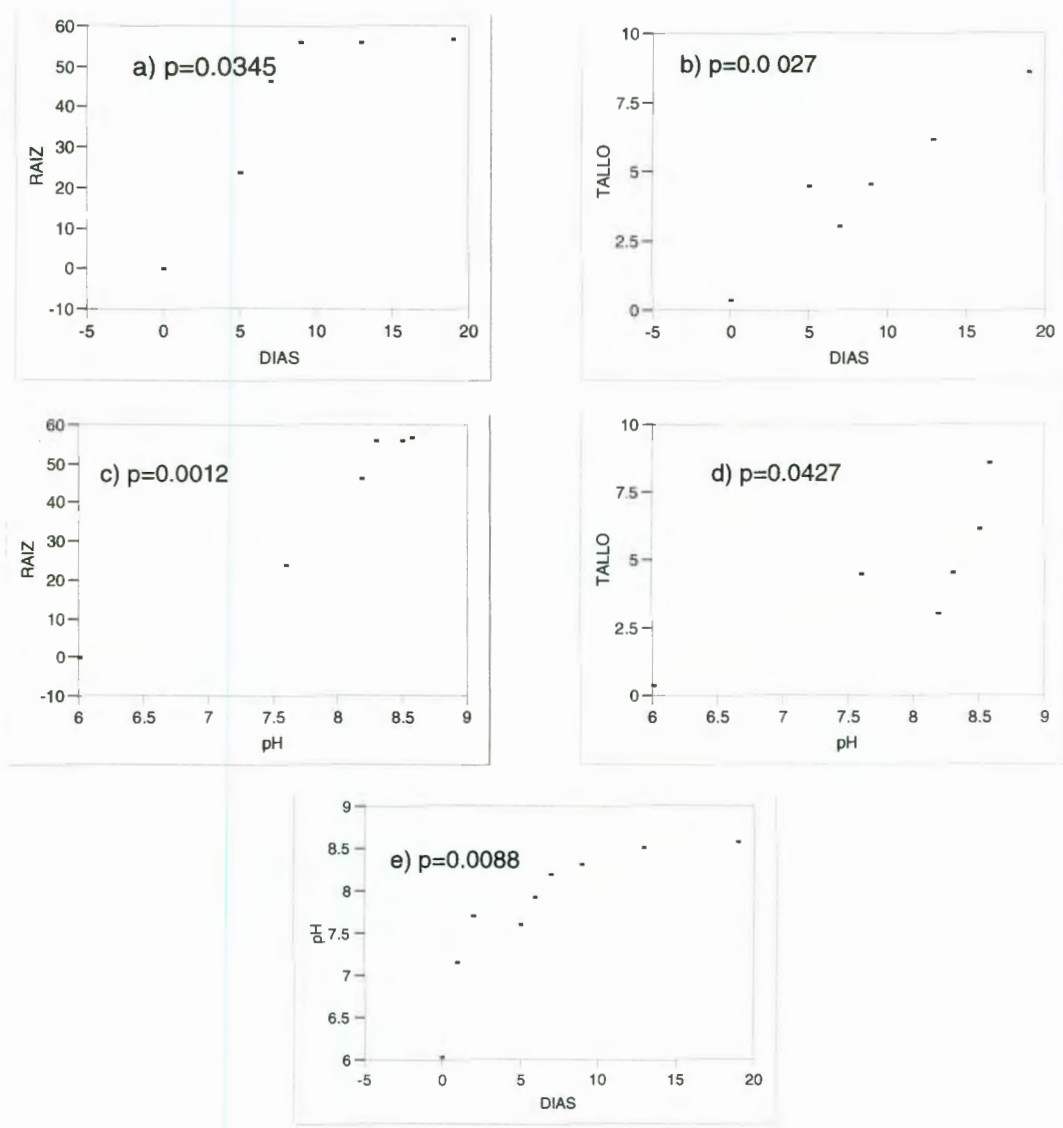


Figura 23. Análisis de Varianza para el Sistema Sombrero (p<0.05).

a) Correlación significativa entre la cantidad de cadmio en raíz (mg/L) y los días transcurridos. b) Correlación entre la concentración en tallo (mg/L) y los días transcurridos. c) Correlación entre la cantidad de cadmio en raíz (mg/L) con respecto al pH. d) Correlación entre la concentración en tallo (mg/L) con el incremento del pH. e) Correlación entre el pH y los días.

La temperatura dentro de la cámara de crecimiento no presentó grandes fluctuaciones como era de esperarse a lo largo del estudio, su valor promedio fue de 25.3°C y los valores mínimo y máximo de 22.3°C y 26.6°C respectivamente. Registrándose las temperaturas más bajas en la mañana.

La temperatura registrada de cada uno de los tratamientos para el sistema coexistiendo, lirio y sombrerito de agua, fueron 22.8°C, 23.1°C y 23.7°C respectivamente.

Cuadro 3. Estadística básica para los registros de temperatura, rango de temperatura para cada sistema (Mínimo y Máximo registrado), aumento de pH y los porcentajes de remoción en cada parte de la planta y el porcentaje de remoción total de la planta de una solución de 100 mg/L.

SISTEMAS DE TRATAMIENTO	TEMPERATURA		Ph AUMENTO	PORCENTAJE DE REMOCION			% REMOCION EN PLANTA
	X(°C) ± E.E.	RANGO (MIN.°C-MAX.°C)		RAIZ %	TALLO %	HOJA %	
SISTEMA DE TRATAMIENTO COEXISTIENDO	22.8±1.469	21°C-25.7°C	6.01-8.65	59.03	3.06	2.42	64.48
SISTEMA DE TRATAMIENTO LIRIO	23.16±1.23	21.6°C-25.5°C	6.04-8.51	69.37	14.6	8.83	92.8
SISTEMA DE TRATAMIENTO SOMBRERITO	23.7±.9971	22.3°C-25.3°C	6.02-8.58	52.13	7.54	2.7	62.37

El Cuadro 3 se muestra la media de cada sistema y la temperatura mínima y máxima registrada durante los tratamientos observando que las temperaturas se mantuvieron muy similares entre ellas. El pH tuvo el mismo comportamiento en los tres sistemas de tratamiento aumentando el pH de 6 a 8.6.

Los porcentajes de remoción mostrados en el Cuadro 3 muestran que en los tres sistemas de tratamiento la raíz de las plantas tienen la mejor eficiencia para

remover cadmio de la solución, siguiendo el tallo en eficiencia y por último la hoja, el sistema que mostró una mayor eficacia fue el tratamiento con lirio acuático, siguiéndole el tratamiento coexistiendo y por último el del sombrerito de agua.

En el estudio no se consideró la evotranspiración (consumo de agua por parte de las plantas).

La solución añadida de cloruro de cadmio posee un aspecto lechoso, y conforme se realizaban los experimentos fue notorio el cambio de la consistencia del agua, paso de un aspecto lechoso a un agua menos turbia como se muestra en la figura 24 está observación fue para el caso del tratamiento con lirio acuático, en el tratamiento con sombrerito de agua conforme transcurrían los días el aspecto del agua cambiaba de turbio lechoso a un agua turbia, espesa, originada en las raíces por una rebaba producida en estas.

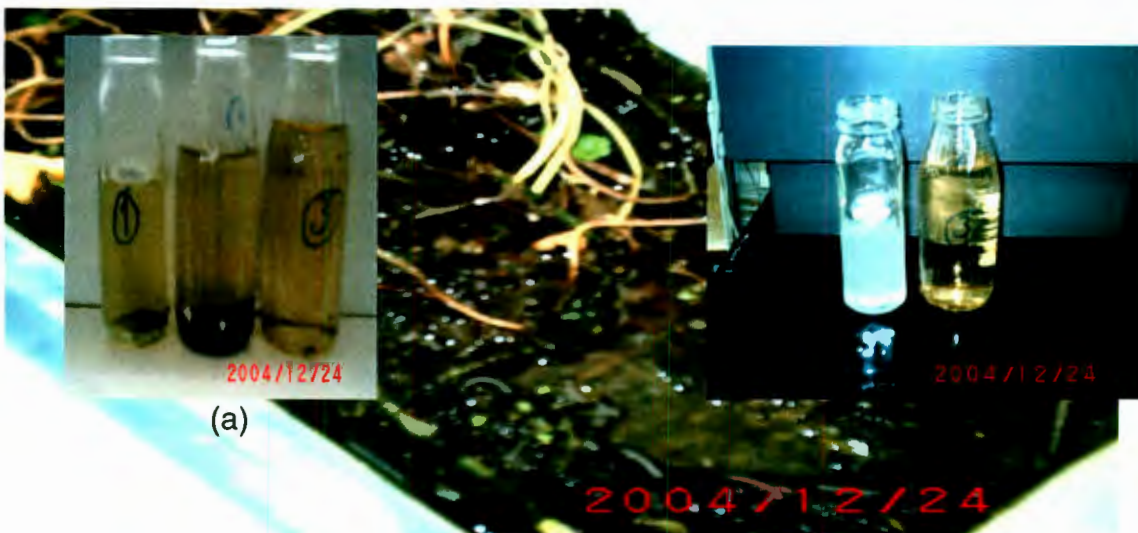


Figura 24. Comparación del aspecto del agua al final de los tratamientos. a) Aguas al final de los sistemas de tratamiento y b) Comparación del aspecto de la solución de cloruro de cadmio antes de ser sometidas las plantas.

En el tratamiento coexistiendo se observó algo muy parecido a lo sucedido con el sombrerito de agua pero en menor cantidad, por lo tanto en aspecto del agua tratada la más óptima es la que recibe por parte del sistema de tratamiento con el lirio acuático.

Otro aspecto observado fue la formación de mosquitos sobretodo en el sistema de tratamiento con el Sombrerito de agua aunque de igual manera sucedió en el sistema coexistiendo aun siendo en este en menor grado, algo que no sucedió con el lirio acuático.

VII. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En el presente estudio se sugiere el uso de dos plantas acuáticas (*Eichhornia crassipes* e *Hydrocotyle ranunculoides*) para la absorción de cadmio en aguas, como su posterior aplicación como Fitorremediadores, y el uso de una combinación de estas 2 especies de plantas acuáticas para el mismo tratamiento (coexistiendo), los resultados reportados por Coleman y col., (2001) en donde utilizó tres especies de plantas (*Juncus effusus* L., *Scirpus validus* L., y *Typha latifolia*) para el tratamiento de aguas domesticas y Tripathi y Upadhyay, (2003) reportaron el uso de varias combinaciones con tres especies acuáticas (*Eichhornia crassipes*, *Lemna minor* y *Azolla pinnata*) para el tratamiento de aguas descargadas de una industria lechera, sugieren que para el tratamiento de aguas contaminadas es más efectivo el uso de policultivos que el uso de monocultivos lo cual no corroboran con los resultados obtenidos en este trabajo para el caso del sistema de tratamiento coexistiendo, ya que se puede ver que el monocultivo con lirio acuático tuvo mayor porcentaje de remoción que el de las dos especies juntas como se observa en las Figura 14, Figura 15 y en el Cuadro 3, sin embargo este ultimo sistema fue mejor que el sistema con el sombrerito de agua, resultado que es consistente con los estudios de los autores.

Se cree que el motivo por el cual la mezcla del lirio acuático y del sombrerito de agua no es tan eficiente es que la especie sombrerito de agua por la magnitud de sus tallos arroja sombra sobre otras especies como indican Metcalf y Eddy, (1996) y como lo observado en el muestreo del sombrerito de agua en la comunidad de Las Rosas, al presenciar que no hay crecimiento de lirio acuático cerca de esta especie, ya que las plantas necesitan de cantidades de luz para llevar a cabo sus funciones.

El lirio acuático demostró su habilidad para remover metales pesados del agua (Figura 12, Cuadro 2 y Cuadro 3), y de la misma manera aunque en menor proporción el sombrerito de agua mostró que puede remover también el metal del agua (Figura 13, Cuadros 2 y 3), más no tan bien como lo realiza la *Hydrocotyle umbellata* (Vara y Oliveira, 2003; Celis y col., 2005).

El éxito obtenido con lirio acuático para aguas contaminadas con nitratos y fosfatos fue resultado del estudio de Tripathi y Upadhyay, (2003), donde comparan al lirio acuático con otras plantas acuáticas demostrando ser más eficiente en monocultivos que otras especies, obteniendo el mismo resultado en este estudio con el lirio acuático al ser comparada su eficiencia con el sombrerito de agua como se muestra en el Cuadro 2.

Los porcentajes de remoción con el lirio acuático reportados para diferentes contaminantes son de 99.6% para Tolueno, 99.9% para benceno (Metcalf y Eddy, 1996), 99.9% en plata de aguas residuales de laboratorios fotográficos, y siendo consistente con nuestros resultados absorbiendo con facilidad al cadmio (Rexford, 1982), teniendo en nuestros resultados hasta un 92% de remoción como se muestra en el Cuadro 3, apoyando los resultados de Rexford (1982).

Del sombrerito de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) no se encontró literatura en la que se hable de esta especie en particular como fitorremediador, sin embargo se reporta a una planta del mismo género pero de diferente especie como un excelente fitorremediador (*Hydrocotyle umbellata*) (Bruce,2001) de aguas contaminadas con metales pesados, esta especie remueve con buena eficiencia cadmio de aguas contaminadas, podemos decir que estos resultados demuestran que el sombrerito de agua puede removerlo con una eficiencia regular (Cuadro 2) comparándola con la otra especie del mismo genero (Vara y Oliveira, 2003).

La eficiencia de cada uno de los tratamientos depende de cada especie (Vara y Oliveira, 2003) y de su susceptibilidad pero también la eficiencia se incrementa al incrementarse el tiempo de retención (Pamo y col., 2002), el análisis de varianza de los resultados nos dan que existe correlación entre el aumento de la concentración en raíz con los días del tratamiento, sucediendo el fenómeno en los 3 sistemas de tratamiento (Cuadro 2).

Respecto a los resultados de la concentración de cadmio en raíces, tallos y hojas de los sistemas, la mayor cantidad de cadmio encontrado fue en la raíces coincidiendo con Núñez y col., (2003) en sus experimentos la mayor cantidad de plomo se concentró en raíz del lirio acuático (Rexford, 1982; Brooks, 1998; Baghour y col., 2001) que en otras partes de la planta, siendo este el primer órgano que

actúa en la absorción de los contaminantes (Figuras 18, 19 y 20), Vara y Oliveira, opinan que los metales solo se acumulan en la raíz resultados no consistentes con los nuestros.

En cuanto a la acumulación en otros órganos se fue dando conforme transcurrían los días de tratamiento pasando de raíz a tallos y hojas (Rexford, 1982; Baghour y col., 2001) de la misma manera que Lopez y Repetto, (1995) en el estudio la acumulación de cadmio en la planta (caso de los tres sistemas de tratamiento) se da en el orden de raíces > tallos > hojas siendo consistente con nuestros resultados. Debido a la concentración en toda la planta es imposible poder utilizarla como fertilizante o como alimento de animales como se haría si la planta hubiera sido utilizada en aguas residuales con contaminantes no tóxicos (Rexford, 1982; Metcalf y Eddy, 1996).

Vara y Oliveira, (2003) opinan que este tipo de técnica de limpieza de aguas decrece por el hecho de que al ser traslocados los contaminantes a otras partes de la planta, es mayor la cantidad de residuo que se debe eliminar, y en este aspecto coincidimos con el autor.

En cuanto al compostaje de este tipo de plantas al final del tratamiento se ve reducido por la elevada cantidad de humedad que poseen las plantas acuáticas (Metcalf y Eddy, 1996).

La temperatura óptima como menciona Núñez y col., (2003) para el desarrollo y para un buen desempeño del lirio acuático se da en un rango de 20 y 30°C, en los que nuestros resultados caen dentro de este rango siendo consistentes con Núñez y col., (2003).

Los resultados en este estudio también son consistentes con los resultados de Baghour y col., (2001) a un rango de temperatura de 23 °C es un factor importante para que se de la absorción en la raíz de la planta, en el caso de Baghour y col., (2001) se dio en la raíz de la papa, sin embargo su estudio también reporta temperaturas mayores de 27 °C temperatura que no es consistente en nuestro estudio ya que la temperatura más alta que se registró fue de 26.6 °C (Cuadro 3).

El pH fue incrementando conforme transcurrían los días de los tratamientos resultados que Núñez y col., (2003) reportan en sus estudios corroborando de la misma manera nuestros resultados donde el pH aumentó de 6 a 8 (Figura 21 y Cuadros 2 y 3), la diferencia entre los experimentos es que el aumento del pH fue de 8 a 9 (Núñez y col., 2003) y el tratamiento era con lirio acuático para la extracción de plomo, reportando también en su estudio que llegando a un valor máximo el pH comenzaba a disminuir, resultado que no es consistente con nuestros resultados debido a la cantidad de días en ambos tratamientos, sin embargo Rexford (1982) reporta un aumento del pH a 10 .

El aumento del pH incrementa la capacidad de absorción del metal (Adams y Carrasquero, 1997) encontrando en el presente estudio una correlación significativa como es mostrado en el Cuadro 2 y en las Figuras 22, 23 y 24, conforme el pH se incrementa, se exponen más sitios de unión con carga negativa, lo cual da como resultado que la atracción por iones positivamente cargados, incrementando la capacidad de la planta de absorber al metal (Ruiz, 2001).

Si los sistemas tienen un excelente rendimiento de aireación existe poco desarrollo de olores y de mosquitos (Metcalf y Eddy, 1996) y se observa que en el tratamiento con el sombrerito de agua fue alta la reproducción de mosquitos y de malos olores debido a que el funcionamiento de los aireadores se veía interrumpido por las raíces de la planta debido a su distribución en la pecera, algo que no sucedió con el lirio acuático, y teniendo poca producción en el sistema coexistiendo.

Resultado de un agua clara, sin olor resultados consistentes con Rexford, (1982) mostrados en la Figura 24.

VIII. CONCLUSIONES

- *Eichhornia crassipes* (El lirio acuático) mostró mejor eficiencia que *Hydrocotyle ranunculoides* (sombbrero de agua).
- El sistema de tratamiento con una sola especie (*Eichhornia crassipes*) mostró mejor eficiencia que cuando el sistema de tratamiento presento a las dos especies coexistiendo.
- La combinación de las dos especies para tratar la misma solución no fue tan eficiente como se esperaba, dándose la condición de que la altura del sombrero de agua impedía la luz llegase al lirio acuático, por lo tanto, se propone que en estudios posteriores las dos especies se colocaran por separado en la misma solución.
- En el sistema radicular de las plantas acuáticas se absorbe la mayor cantidad de cadmio, siendo en las partes (tallo y hoja) donde se absorbe menor cantidad.
- El pH es factor primordial para incrementar la cantidad de Cadmio absorbido en el sistema radicular de las plantas.
- La temperatura también es un factor importante para el sistema de tratamiento con especies acuáticas.
- Es importante que en posteriores estudios se apliquen otros factores importantes para la mejora del sistema de tratamiento, agregando nutrientes para aumentar el porcentaje de remoción, manejar pruebas pilotos en donde el sistema exista un flujo de agua por gravedad para oxigenar y evitar la formación de moscos.
- Los sistemas de tratamiento con plantas acuáticas son una excelente propuesta para remover contaminantes, incluso metales pesados elementos que nos son degradados y se bioacumulan en los organismos.
- Es una técnica que relativamente es barata, y funcional.

- La planta al saturarse debe de ser removida del medio para evitar que la fauna llegue a ingerirla y ser llevada a incineración, dándonos la primera desventaja del sistema.

IX. BIBLIOGRAFÍA

- Abrams, 2002.** <http://mamba.bio.uci.edu/~pjbryant/biodiv/PLANTS2/Apiaceae/Apiaceae.htm>
- Adams, M., Carrasquero, A. 1997.** <http://www.cacao.sian.info.ve/memorias/html/>
- Arroyave M. 2004.** La lenteja de Agua (Iemna minor L.):Una planta acuática Promisoria; Colombia: Revista: BA,ISSN 1794-1237 No. 1: 33-38.
- ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. 1996.** Reseña Toxicológica del Cadmio. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E. U., Atlanta,GA.
- Avila, A. 2003.** El agua: motor de la economía nacional. Tierra: Vol. 10: 28-29.
- Baghour, M., Moreno, D., Villora, G., Hernández, J., Castilla, N. y Romero, L. 2001.** Phytoextraction of Cd and Pb and Physiological Efeccts in Potato Plants (Solanum Tuberosum Var. Spunta): Importance of Root Temperature: J. Agric. Food Chem: NO.49: 5356-5363.
- Baker. D. 1980.** Fénomenos de transporte en las plantas. Omega, Barcelona:1, 27-28
- Brooks R.R., 1998,** Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration and Phytomining; Nueva Zelanda: Cab International: 23, 203-221.
- Brown, S., Chaney, R., Lloyd, C.A., Angle, J.S. y Ryan, J. 1996.** Relative uptake of Cadmium by Garden Vegetables and Fruits Grown on Long-Term Biosolid-Amended Soils. Enviromental Science and Technology: Vol. 32, No. 12: 3508-3511.
- Bruce, E. 2001.** Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardou, s Waste Sites. EPA/540/S-01/500:1-17.
- Celis, H. J., Junod, M.J., Sandoval, E.M. 2005.** Recientes aplicaciones de la Depuración de Aguas Residuales con Planta Acuáticas. Theoría: Vol. 14 (1): 17-25.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 2001.** Ley de Aguas Nacionales: Prevención y Control de la Contaminación de las Aguas. Art. 134. Diario Oficial de la Federación, Gpo. Técnico Impresor, S.A. de C.V., México: 131

Coleman, J., Hench, K., Garbutt, K., Sexstone, A., Bissonnette, G. y Skousen, J. 2001. Treatment of Domestic Wastewater by Three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution*: 128: 283-295.

EPA, 2001. <http://www.epa.gov/TIO>

Eurola, M. Hietaniemi, V. Kontturi, M., Tuuri, H., Pilaba, J.M., Saastamoinen, M., Rantanen, O., Kangas, A., Niskanen, M. 2003. Cadmium Contents of Oats (*Avena sativa* L.) in Official Variety, Organic Cultivation, and Nitrogen Fertilization Trials during 1997-1999. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*: Vol.51, No. 9: 2608-2614.

Fritz, S.J. y Schenk, G.H. 1993. *Análítica Cuantitativa*. 1ª.ed. Noriega-Limusa. México: 563-573.

García, C. 2003. Estirar el agua mediante su uso eficiente y reuso. *Tierra*: Vol. 10: 12-15.

Gobierno del Estado de Querétaro, 2002. Anuario Económico 2002. SEDESU. México: 41, 175.

Gomez, B.A., Saldaña, F.P., Martínez, G.A., Gaitán, N.J., y col. 2003. Valuación económica del Impacto Ambiental de las Descargas de Aguas Residuales Municipales. *Tierra*: Vol. 10: 16-19.

Gutiérrez, E. Ruiz, E., 1997. Reunión Regional sobre control integrado del lirio acuático. Cuernavaca, México. 25 ,Noviembre: 23-28, 39-44.

Harris, C.D. 1992. *Análisis Químico Cuantitativo*. Gpo. Editorial Iberoamérica, S.A. de C.V.. México: 579-583.

Hilleboe, H. 1999. *Manual de Tratamiento de Aguas Negras*. Limusa Noriega Editores, México: 155-158.

Kayser, A., Wenger, K., Keller, A., Attinger, W., Felix, H.R., Gupta, S.K. y Schulin, R. 2000. Enhancement of Phytoextraction of ZN, Cd, and Cu from Calcareous Soil: The use of NTA and Sulfur Amendments. *Environmental Science and Technology*: Vol. 34 No. 9: 1778-1783.

Lopez, y Repetto. 1995. *Toxicología Avanzada*. Madrid. Díaz de Santos, S.A.: 361-393.

- Metcalf y Eddy. 1996.** Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. 3ª. Ed. Mc.Graw Hill, México: 1051-1148.
- Miranda M.G. y Lot A. 1999.** El lirio acuático. ¿Una planta nativa de México? Ciencias.:50-54.
- Montaigne, F. y Essick, P. 2002.** La Presión del Agua. National Geographic: Vol. 11 No. 3: 19, 22, 25-28.
- Muramoto S. y Oki Y. 1989.** Removal of some heavy metals from polluted water by water hyacinth (*Eichhornia Crassipes*). Bull. Environmental Contamination Toxicology: No. 30:170-177.
- Nordberg, G. 1996.** Metales: Propiedades Químicas y Toxicidad. 3ª. Ed. Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo Vol. III. México: 63.10-63.12.
- NMX-AA-051. 1982.** Determinación de metales por Método de Espectroscopia de Absorción Atómica, publicada en el Diario Oficial de la Federación.
- Núñez, L.R.A., Meas, V.Y., Ortega, B.R., Olguín, E.J. 2003.** Simposio 2003 Concyteq "La investigación y el Desarrollo Tecnológico en Querétaro" .Querétaro, México.:1-9.
- Orozco S. A. Vázquez Y. C. 1993.** Especies Invasoras: Su impacto sobre las comunidades bióticas. México. Probatuara, A.C.:29-31.
- Pamo, E. Aduviere, O. y Baretino, D. 2002.** Tratamientos pasivos de drenajes ácido de mina: estado actual y perspectivas de futuro. Boletín Geológico y Minero, 113:3-21.
- Parry J.A. 2004.** Menos hierro en el agua: saneamiento de un humedal contaminado. LIFE-BU-902/1:Vol. 3:18-19.
- Petkewich, R. 2004.** Bugs Boost Phytoremediation. Revista Environmental Science and Technology: No. 17:240A.
- Piperidou, C. I. Chaidou, C.D. , Kalliopi S. 2000.** Bioremediation of Olive Oil Mill Wastewater: Chemical Alterations Induced by *Azotobacter vinelandii*. J. Agric. Food Chem: 48: 1941-1948.
- Pires A., 2004.** El agua un recurso esencial .A vueltas con el agua. LIFE-BU-902/1:Vol. 3:8-9

- Qiao, Y. Yan, L. 2003.** Determination of Trace Cadmium in Rice by Flow Injection On-Line Filterless Precipitation-Dissolution Preconcentration Coupled with Flame Atomic Absorption Spectrometry. *J. Agric. Food Chem.*:51:2111-2114.
- Ramos, R. Cajuste, L.J., Flores, R.D. y García, C.N.E. 2001.** Metales Pesados, Sales y Sodio en Suelos de Chinampa en México. *Agrociencia*: Vol. 35 No. 4: 385-394.
- Rexford, D.L. 1982.** Uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud-Organización Panamericana de la Salud-Organización Mundial de la Salud. México: 13-14, 28-31.
- Rodríguez, J. J. e Irabien A. 1999.** Los residuos peligrosos; Caracterización, tratamiento y gestión. Editorial Síntesis, Madrid: 116-117, 143.
- Romero, Y., Lodeiros, C., Esclapés, M., Marín, N., Guevara, M., Morales, E. 2002.** Efecto Tóxico del Cadmio sobre microalgas aisladas del Noriente de Venezuela. *Ciencia*: Vol. 27, No. 3: 37-40.
- Ruiz A. 2001.** Biosorción de metales pesados por bacterias: México. *Perspectiva*,:29-36
- Ruiz R. J. 2004.** Vida útil de tres plantas acuáticas para humedales artificiales. Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro. Tesis para obtener el título de Licenciado en Biología. 9, 21, 30-35.
- Rzedowski, J., Rzedowski, G. 1985.** Flora Fanerogámica del Valle de México. 1ª. Ed. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. México: 112-113.
- Sanchez L.R., Flores M.A. 2000.** Segundo Informe Nacional de Emisiones y Transferencia de Contaminantes 1998-1999:México.SEMARNAT:7,68.
- Seidel, H., Zehnsdorf, A., 2004.** Bioremediation Process for Sediments Contaminated by Heavy Metals: Feasibility Study on a Pilot Scale. *Environmental Science and Technology*: Vol. 38, No. 5 : 1582-1588
- Stanhope, K., Young, S., Hytchinson, J.J. y Kamath, R. 2000.** Use of Isotopic Dilution Techniques To Assess the Mobilization of Nonlabile Cd by Chelating Agents in Phytoremediation. *Environmental Science and Technology*: Vol. 34, No. 19: 4123-4127.

- Tavizón, E., Alarcón, M.T, González, E.M.T. y Olguín, E.J.S. 2003.** Arsenic Tolerating Plants from Mine Sites and Hot Springs in the Semi-Arid Region of Chihuahua, México. *Biotechnology*: Vol. 23: 113-119.
- Tebbutt, T.H., 1990.** Fundamentos de Control de la Calidad del Agua. 1ra. Ed. Limusa Noriega, México: 55,61,76,85.
- Tripathi, B.D. y Upadhyay, A. R. 2003.** Dairy Effluent Polishing by Aquatic Macrophytes. *Water, Air and Soli Pollution*: No. 143:377-385.
- Vara, P.M.N., Oliveira, F.H.M. 2003.** Metal hyperaccumulation in plants-Biodiversity prospecting por phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*: Vol. 6, No. 3:56-66.
- Vickerman, D. 2004.** Bugs boost phytoremediation. *Environmental Science & Technology*:24
- Volke T., Velasco J. 2002.** Tecnologías de remediación de suelos contaminados. México. INE-SEMARNAT,: 36-37.
- Wangensteen, O. 2002.** cienciadigital.net/mayo2002/fito.html.