

**EVALUACIÓN DE UN SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN PARA LA
REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE (Cr+6) Y MATERIA ORGÁNICA
EMPLEANDO COMO MODELO DE ESTUDIO AGUAS RESIDUALES
SINTÉTICAS**

MÓNICA MARÍA CARREÑO VILLAMIZAR

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERÍAS FISCOQUÍMICAS
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL
BUCARAMANGA**

2014

**EVALUACIÓN DE UN SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN PARA LA
REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE (Cr+6) Y MATERIA ORGÁNICA
EMPLEANDO COMO MODELO DE ESTUDIO AGUAS RESIDUALES
SINTÉTICAS**

MÓNICA MARÍA CARREÑO VILLAMIZAR

**Trabajo de aplicación para optar al título de Magister en Ingeniería
Ambiental**

**Director:
Ph.D LUIS JAVIER LÓPEZ GIRALDO**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERÍAS FISCOQUÍMICAS
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL
BUCARAMANGA**

2014

DEDICATORIA

*A mi familia por su
apoyo incondicional.*

Mónica María Carreño Villamizar

AGRADECIMIENTOS

A la Escuela de Ingeniería Química, por su apoyo, colaboración y suministro de los implementos necesarios para la elaboración y ejecución del proyecto.

Al Doctor Luis Javier López Giraldo, por su apoyo, colaboración y respaldo como director del proyecto.

Al Biólogo Andrés Barajas, por su orientación y colaboración en el desarrollo del proyecto.

A mi familia por su cariño y apoyo incondicional en el desarrollo del proyecto.

A todas aquellas personas que hicieron parte de este proceso.

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	13
1. ESTADO DEL ARTE	16
1.1 HUMEDALES DE PLANTAS ACUÁTICAS FLOTANTES	25
1.1.1 Remoción de metales en humedales artificiales.	28
1.1.2 Parámetros hidráulicos de diseño.	29
2. HIPÓTESIS	33
3. OBJETIVOS	34
3.1 OBJETIVO GENERAL	34
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	34
4. ALCANCE	35
5. METODOLOGÍA	36
5.1 DESARROLLO EXPERIMENTAL	36
5.2 FASE DE ADAPTACIÓN DE LA PLANTA	39
5.3 MEDIO DE CULTIVO	40
5.4 PARÁMETROS EVALUADOS	41
5.4.1 Evaluación del crecimiento.	41
5.4.2 Seguimiento del cromo presente en el agua residual	41
5.4.3 Seguimiento de la materia orgánica presente en el agua residual	41
5.4.4 Cálculo del porcentaje de remoción:	42
5.5 DISEÑO PRELIMINAR DE UN SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN	42

6. RESULTADOS Y ANÁLISIS	44
6.1 ANÁLISIS DEL DISEÑO DE SUPERFICIE	44
6.2 PARÁMETROS CINÉTICOS	55
6.2.1 Cinética de crecimiento de la biomasa	55
6.2.2 Cinética de remoción de DQO	57
6.3 DISEÑO PRELIMINAR DE UN SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN	62
6.3.1 Modelo de crecimiento de biomasa.	62
6.3.2 Modelo de remoción de Cromo (VI)	64
6.3.3 Modelo de remoción de DQO	65
7. CONCLUSIONES	69
REFERENCIAS	71
BIBLIOGRAFÍA	77

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 Unidades experimentales	37
Figura 2 Densidad poblacional de la biomasa en las unidades experimentales	37
Figura 3 Montaje empleado para la adaptación de la <i>Lemna minor</i>	39
Figura 4 Curva de calibración de cromo	45
Figura 5 Diagrama de Pareto.....	49
Figura 6 Gráfica de Valores Predichos vs Valores Observados	52
Figura 7 %Remoción en función del AH y CR.....	53
Figura 8 %Remoción en función de BIO y CR	53
Figura 9 %Remoción en función de AH y BIO	54
Figura 10 Curva de crecimiento celular.....	56
Figura 11 Curva de comportamiento DQO.....	58
Figura 12 Curva de comportamiento de Cr (VI)	60
Figura 13 Dimensiones preliminares celda del humedal	67

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1 Procesos de rizofiltración de algunas macrófitas	19
Tabla 2 Proceso de remoción de materia orgánica con macrófitas acuáticas	24
Tabla 3 Factores experimentales	37
Tabla 4 Puntos experimentales empleando un diseño experimental de Box- Behnken.	37
Tabla 5 Medio Bold Basal (BB)	40
Tabla 6 Evolución de la concentración de Cr (VI) en el tiempo de análisis	45
Tabla 7 Tabla de ANOVA	48
Tabla 8 Continuación ANOVA	48
Tabla 9 Cinética del crecimiento de la biomasa	55
Tabla 10 Cinética de remoción de DQO	57
Tabla 11 Cinética remoción del cromo	59
Tabla 12 Datos de entrada para el cálculo del humedal Cr (VI)	65
Tabla 13 Dimensiones del humedal Cr (VI)	65
Tabla 14 Datos de entrada para el cálculo del humedal DQO	66
Tabla 15 Dimensiones del humedal DQO	66
Tabla 16 Tabla resumen dimensiones del humedal	67
Tabla 17 Cuadro comparativo de dimensiones del humedal	68

RESUMEN

TÍTULO: EVALUACIÓN DE UN SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE (Cr+6) Y MATERIA ORGÁNICA EMPLEANDO COMO MODELO DE ESTUDIO AGUAS RESIDUALES SINTÉTICAS.

AUTOR: Mónica María Carreño Villamizar**

PALABRAS CLAVES: *Lemna minor*, fitorremediación, metal pesado, materia orgánica, agua residual, humedales.

DESCRIPCIÓN:

Las centrales termoeléctricas generan un incremento de la carga de sedimentos por escorrentía superficial. Entre los contaminantes más nocivos derivados de estas actividades están los metales pesados. Considerando lo anterior, este trabajo de aplicación se centró en estudiar el uso potencial de la fitorremediación, empleando plantas macrófitas. Específicamente, se determinó la capacidad que tiene la especie *Lemna minor* para remover cromo hexavalente (Cr⁺⁶) y disminuir el contenido de materia orgánica de aguas residuales sintéticas que asemejan las corrientes efluentes de los procesos propios de una termoeléctrica. Así mismo, se evaluó la influencia que tienen diferentes valores de densidad poblacional de la *Lemna minor* sobre la capacidad a remover cromo y materia orgánica del agua a tratar y a su vez la interacción metales pesados – materia orgánica sobre el crecimiento de la especie. Los resultados de este estudio se emplearon para un diseño preliminar de sistema de fitorremediación acorde con los volúmenes típicos a tratar de termoeléctricas. Los factores de mayor influencia en el proceso de remoción de Cr (VI) fueron la concentración del ácido húmico y la concentración del Cr (VI), alcanzando un porcentaje de remoción del metal del 52,71% en un tiempo de 6 días y un porcentaje de remoción de la DQO del 13,60% en un tiempo de 3 días. Para los niveles de concentración de cromo hexavalente evaluados entre 0,5 y 2,0 mg/L, no se evidenció un efecto tóxico severo en la planta presentando una adaptación rápida. En cuanto a la capacidad de la *Lemna minor* de remover el cromo hexavalente, se concluye que concentraciones altas de ácido húmico y valores bajos de biomasa favorece dicho proceso de remoción. La *Lemna minor* puede utilizarse como una herramienta efectiva y sencilla en los procesos de descontaminación del agua con niveles tóxicos típicos de termoeléctricas.

* Trabajo de aplicación

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Maestría en Ingeniería Ambiental. Director: Ph D Luisa Javier López Giraldo

ABSTRACT

TITLE: EVALUATION OF A SYSTEM OF PHYTOREMEDIATION FOR THE REMOVAL OF HEXAVALENT CHROMIUM (Cr+6) AND ORGANIC MATTER USING AS A STUDY MODEL SYNTHETIC WASTEWATER*.

AUTHOR: Mónica María Carreño Villamizar**

KEYWORDS: Lemna minor, phytoremediation, heavy metal, organic matter, wastewater, wetlands.

DESCRIPTION:

Thermoelectric generate an increase in sediment loading by surface runoff. More harmful contaminants derived from these activities include heavy metals. Considering the above, this application project focused on studying the potential use of phytoremediation, using plants Macrophytes. Specifically, determined the capacity that the species Lemna minor for removing hexavalent chromium (Cr 6) and reduce the organic content of synthetic wastewater that resemble current effluent of a thermoelectric processes. Also evaluated the influence that have different values of population density of the Lemna minor on ability to remove chrome and organic matter from the water to be treated and at the same time the interaction of heavy metals - organic matter on the growth of the species. The results of this study were used to a preliminary design of system of phytoremediation in keeping with typical volumes to try Thermoelectric. The factors of greater influence in the process of removal of Cr (VI) were humic acid concentration and the concentration of Cr (VI), reaching a percentage of removal of metal of 52.71% in 6 days and a percentage of removal of COD of 13.60% in 3 days time. For concentration of hexavalent chromium levels evaluated between 0.5 and 2.0 mg/L, is not evidenced a severe toxic effect in the plant presenting a quick adaptation. In terms of the ability of the Lemna minor remove hexavalent chromium, it is concluded that high concentrations of humic acid and low biomass values favours the removal process. The Lemna minor can be used as a simple and effective tool in water decontamination processes with typical toxic levels of Thermoelectrics.

* Application Project

** Physicochemical Engineering College. Chemical Engineering School. Master of Environmental Engineering. Director: Ph D Luisa Javier López Giraldo.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de actividades industriales, ha contribuido cada vez más a la generación de residuos con elementos potencialmente tóxicos que en concentraciones altas pueden tener efectos nocivos a la salud de la población y afectaciones al equilibrio ecológico y el ambiente.

Uno de los problemas más señalados por la sociedad a nivel mundial que ocupa un lugar prominente es la progresiva degradación de los recursos naturales causada por la gran diversidad de contaminantes tóxicos orgánicos e inorgánicos, tanto en la atmósfera, agua, suelo y subsuelo, procedentes de diversas actividades naturales y antropogénicas generando un irremediable deterioro en el ambiente.

Entre los contaminantes inorgánicos más nocivos para los seres vivos están los metales pesados derivados principalmente de actividades mineras e industriales, que dan lugar a la pérdida irreversible de los recursos naturales porque no son biodegradables. Es necesario reducir los niveles de contaminación y minimizar los elevados costos de restauración de los cuerpos de agua, lo que representa un enorme reto para la humanidad.

Uno de los principales agentes contaminantes son las centrales termoeléctricas, ya que generan un incremento de la carga de sedimentos por escorrentía superficial. La escorrentía del patio de carbón y de la escombrera de cenizas, constituyen la mayor fuente de aporte de sedimentos a los cuerpos de agua.

La contaminación química de las aguas se ocasiona por el vertimiento de aguas residuales industriales originadas en los procesos de tratamiento del agua para la

caldera, lavado de equipos y escorrentía de los talleres y áreas de mantenimiento de equipos. Entre las sustancias más comunes que se encuentran en estos residuos están las grasas y aceites, sales ácidas y básicas y metales. Las aguas de escorrentía de las pilas de carbón que involucran las aguas utilizadas en el humedecimiento de éstas y los drenajes causados por las aguas utilizadas para el control de polvo para los diferentes puntos de emisión, producirán cambios en las propiedades físico químicas del agua, debido a la solubilización de sales y elementos potencialmente tóxicos que incluyen, entre otros, As, Ba, Cd, Cr, Pb, Hg y Se.

Considerando lo expuesto en los párrafos anteriores queda claro que existe la necesidad de implementar alternativas que minimicen los impactos ambientales negativos, notablemente reducción de metales pesados y sólidos suspendidos. Entre las alternativas contempladas por diferentes autores se encuentra el proceso denominado fitorremediación ([Nazmul y Sternberg 1999](#), [Rascio y Navari-izzo 2010](#), [Dirilgen 2010](#)). En general, es una tecnología barata, simple, sustentable y compatible con el ambiente. Ofrece más ventajas que desventajas y por lo mismo en los países desarrollados ha dejado de ser una opción potencial de tratamiento para convertirse en una tecnología aplicable y eficiente para remover, transformar o degradar diversos tipos de contaminantes.

Con base en lo expuesto, este trabajo de aplicación se centra en estudiar el uso potencial de la fitorremediación, empleando plantas macrófitas, para disminuir el contenido de metales y materia orgánica en los efluentes propios de los procesos de termoeléctricas.

Específicamente, se determinará la capacidad que tiene la especie *Lemna minor* (propia de la región) para bio-asimilar cromo hexavalente (Cr^{+6}) y disminuir el contenido de materia orgánica, empleando agua sintética elaborada en el laboratorio.

Se eligió trabajar con aguas sintéticas ya que con éstas es posible tener un ambiente controlado el cual permite estudiar las interacciones de un metal pesado específico con la materia orgánica. Así mismo, se minimizan los factores no controlados y la disimilitud en las aguas provenientes de diferentes puntos y épocas de muestreo.

1. ESTADO DEL ARTE

Empleando un análisis costo-beneficio [Eccles \(1999\)](#) llega a la conclusión que los procesos biológicos empleados para la remoción de metales pesados son más económicos que los que emplean tecnologías tradicionales (intercambio iónico, electrodiálisis, precipitación química, etc). Una de las consecuencias de la conclusión de Eccles ha sido la generación de tecnologías más amigables con el ambiente como la fitorremediación.

La fitorremediación es una tecnología emergente que utiliza plantas para degradar, extraer, contener o inmovilizar los contaminantes del suelo y el agua. Esta tecnología ha recibido mucha atención últimamente como una alternativa innovadora y rentable frente a los demás métodos de tratamiento. De manera general, existen diferentes especies del reino vegetal que pueden emplearse para la mitigación de contaminantes. Sin embargo, [Rai \(2009\)](#) sugiere que las plantas macrófitas tienen un mayor potencial para ser empleadas en el tratamiento de ecosistemas acuáticos contaminados con metales pesados provenientes de efluentes industriales. Además este tipo de plantas se prefiere sobre otro tipo de bio-agentes debido a su bajo costo, su relativamente alta abundancia en ecosistemas acuáticos y su fácil manipulación.

Gracias a estas características el uso de plantas acuáticas para la fitorremediación de metales pesados se ha popularizado y se destaca como una alternativa para el tratamiento de efluentes industriales antes de ser descargados en los ecosistemas acuáticos. Además, macrófitas acuáticas como la *Eichhornia crassipes*, *Azolla pinnata*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza* se encuentran distribuidas ampliamente en lagos y ríos. Consecuentemente no se requiere de modificaciones para incluirlas en los sistemas que se requieren tratar (aguas residuales).

Entre las macrófitas comúnmente empleadas para la construcción de estanques de tratamiento se destaca la *Eichhornia crassipes*, ésta tiene un rápido crecimiento y es capaz de asimilar grandes cantidades de nutrientes y contaminantes (Rai, 2008). Sin embargo, se ha reportado que esta especie genera problemas de funcionamiento en los estanques debido a su naturaleza altamente invasiva y a su rápida descomposición cuando se le compara con otras plantas (Khan *et al.*, 2000).

Por otro lado, parece ser que las lentejas de agua (familia *Lemnaceae*) son una mejor alternativa y han sido recomendadas para el tratamiento de efluentes industriales. En efecto, ellas son más tolerantes al frío que la *Eichhornia crassipes*, además se cosechan más fácilmente que las algas y finalmente tienen un crecimiento rápido (Sharma y Gaur, 1995).

Además de la capacidad inherente para tratar aguas contaminadas, la biomasa residual producida por las macrófitas puede ser empleada para la producción de biogás y/o fertilizantes (Rai y Tripathi, 2007). Cuando se considera esta opción es necesaria la remoción de los metales pesados absorbidos empleando HCl o HNO₃.

Mecanismos de la Fitorremediación

En los procesos de fitorremediación pueden intervenir uno o varios de los siguientes mecanismos:

- *Fitoextracción*, conocida también como fitoacumulación, es la captación de metales contaminantes por las raíces de las plantas y su acumulación en tallos y hojas (Kumar *et al.*, 1995).
- *Rizofiltración*, en este caso las raíces absorben, precipitan y concentran metales tóxicos desde efluentes contaminados (Dushenkov *et al.*, 1995).

- *Fitoestabilización*, en este mecanismo se reduce la disponibilidad del metal usando plantas tolerantes ([Salt et al., 1995](#)).
- *Fitotransformación/fitodegradación*, en la cual los contaminantes pueden ser eliminados y/o transformados por la acción de enzimas y cofactores enzimáticos ([Susarla et al., 2002](#)).

Las macrófitas siguen el mecanismo de rizofiltración para remover metales pesados en ambientes acuáticos. En la Tabla 1 se resumen algunos trabajos de investigación en los que se ha evidenciado procesos de rizofiltración de plantas macrófitas especialmente de *Lemna minor*.

Tabla 1 Procesos de rizofiltración de algunas macrófitas

Macrófita	Metal Pesado	Microcosmos de Investigación	Resultados finales	Referencia
Lenteja de agua	Hg	Se estudió el efecto del pH y de las concentraciones de Cu y de ácido húmico sobre la capacidad a fijar metales pesados.	La lenteja de agua posee una gran capacidad de absorción de Hg y después de 3 días contenía 2000 ppm de Hg.	Mo et al., 1989
Lenteja de agua (<i>Lemna minor</i>) y Helecho de agua (<i>Azolla pinnata</i>)	Fe y Cu	Se trabajó con soluciones enriquecidas de los metales a concentraciones de 1, 2, 4 y 8 ppm. Estas últimas fueron renovadas cada 2 días durante un período de 14 días.	Se evidenció que el Fe tiene una influencia negativa sobre la capacidad de las plantas a asimilar el Cu.	Jain et al., 1989
Lenteja de agua (<i>Spirodela polyrhiza</i>)	Zn, Pb y Ni	La <i>Spirodela polyrhiza</i> se puso en contacto con medios que contienen 10 mg/l de Zn, Pb y Ni durante 4 días.	Se acumularon respectivamente 27, 10 y 5,5 µg/mg de materia seca de Zn, Pb y Ni. Las raíces exhiben una baja capacidad de asimilación de Zn y Ni.	Sharma y Gaur, 1995
Jacinto de agua común (<i>Eichhornia crassipes</i>)	As, Cd, Cr, Cu, Ni y Se	Capacidad del jacinto de agua común a asimilar y transportar As, Cd, Cr, Cu, Ni y Se bajo condiciones controladas.	Los niveles más altos de Cd en tallos y raíces fueron de 371 y 6,103 mg/kg de materia seca y para Cr fueron de 119 y 3,951 mg/kg de materia seca. El Cd, Cr, Cu, Ni y As se acumularon ligeramente en las raíces, mientras que el Se se acumuló en los tallos.	Zhu et al., 1999

Macrófita	Metal Pesado	Microcosmos de Investigación	Resultados finales	Referencia
Lenteja de agua (<i>Lemna minor</i>)	Pb	Las plantas fueron expuestas a una concentración 5,0 mg/L durante 21 días. Las concentraciones fueron medidas en el agua y en la biomasa	Este estudio demuestra el potencial de de la <i>Lemna minor</i> en la remoción de plomo y se evidencia su efectividad en el tratamiento de aguas residuales.	Nazmul et al., 1999
Lenteja de agua (<i>Lemna minor</i>)	Pb y Ni	Se puso a prueba en un proceso por lotes con concentraciones iniciales de 5,0 y 10,0 mg/l de plomo y concentraciones de 2,5 y 5,0 mg/l de níquel.	Eliminación del 76% de plomo y el 82% de níquel. Las concentraciones de plomo y níquel usadas en este estudio no parecieron influir con la absorción de los otros metales.	Axtell et al., 2003
Lenteja de agua (<i>Lemna minor</i>)	Cr (VI)	Las pruebas de laboratorio se realizaron en diferentes condiciones de iniciales Cr (VI) (0,5 y 2,0 mg/l) y temperatura (285 y 291 K) durante 16 días. Se realizó el seguimiento de las concentraciones de cromo en aguas residuales.	El estudio confirma la viabilidad de utilizar este tipo de macrófitas para la eliminación de Cr (VI) de las aguas residuales. Los resultados muestran la dependencia de la temperatura y concentración de cromo en las aguas residuales.	Oporto et al., 2006
<i>Lemna minor</i> y <i>Eichhornia crassipes</i>	As	Se pusieron en contacto con concentraciones de 0,15 mg/L del metal durante 21 días. El Arsénico se determinó en muestras de tejido foliar y agua por espectrofotometría de adsorción atómica.	No se encontraron diferencias en la capacidad de bioacumulación de las dos especies. La velocidad de remoción de la <i>Lemna minor</i> fue 140 mg As/ha d y del <i>Eichhornia crassipes</i> fue de 600 mg As/ha d.	Alvarado et al., 2008

El mecanismo de rizofiltración es similar a la fitoextracción, pero las plantas que se usan para la limpieza se cultivan en invernaderos con las raíces en agua, en lugar de suelo. Cuando las plantas tienen un sistema radical bien desarrollado se transfieren a aguas contaminadas con metales pesados, allí las raíces absorben el agua junto con los contaminantes. Asimismo, se ha postulado que los cambios de pH en el medio pueden conducir a una adsorción de los metales sobre la raíz (Rai, 2009). A medida que las raíces se saturan de contaminantes, se cortan y se eliminan.

Además de extraer metales del agua, la rizofiltración puede ser útil para tratar descargas industriales, escorrentía de tierras agrícolas, drenajes ácidos de minas y contaminantes radiactivos. Igualmente, la rizofiltración ofrece ventajas desde el punto de vista económico debido a la capacidad de las plantas de remover hasta un 60% de su peso seco en metales tóxicos, reduciendo de forma significativa los residuos a tratar. En consecuencia, la fitorremediación podría ser una tecnología competitiva para el tratamiento de residuos industriales que contienen metales pesados (Salt *et al.*, 1995).

Hiperacumulación de metales pesados

El término hiperacumulador es asignado a las plantas que asimilan grandes cantidades de metales, éstos no se conservan en las raíces sino que son trasladados y acumulados en los órganos, especialmente las hojas.

Cerca de 450 especies de angiospermas han sido identificadas como hiperacumuladoras de As, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Zn.

Esta propiedad depende de tres características básicas: (i) gran capacidad de asimilar metales, (ii) raíz rápida y eficaz para asimilar los metales y por último, (iii) acumular grandes cantidades de estos metales en las hojas (Rascio *et al.*, 2010).

La *Lemna minor* como la gran mayoría de las angiospermas son hiperacumuladoras, característica que las hace deseables para el tratamiento de agua con altos contenidos de metales pesados.

Además de secuestrar metales pesados es imperativo que la biomasa elegida para llevar a cabo el proceso de fitorremediación tenga la capacidad de disminuir la carga orgánica de aguas residuales industriales. De esta forma, el diseño de un sistema ideal para el tratamiento de aguas residuales empleando biomasa debe considerar que ésta última tenga entre otras características: alta capacidad de remoción de materia orgánica e inorgánica, tolerancia y capacidad de asimilación de un amplio espectro de sustratos y materiales tóxicos.

Las macrófitas acuáticas pueden ejercer funciones de desbaste, reteniendo los sólidos gruesos arrastrados por el agua residual. Asimismo, actúan como barrera física reduciendo la velocidad de flujo del influente, lo que favorece la floculación y la sedimentación de partículas en suspensión.

Por otra parte, las partes que están en contacto con el influente, actúan como soporte pasivo de microorganismos y crean en sus proximidades ambientes propicios para el desarrollo de estos; es decir las plantas crean una enorme área superficial para el desarrollo de “bio-películas” en las que crecen bacterias, protozoos y algas microscópicas.

Con respecto a las funciones que desempeñan activamente las plantas en los humedales artificiales, hay que destacar: el intercambio gaseoso desde las hojas hacia la zona radicular en contacto con el agua residual, y la extracción de contaminantes del agua.

Además, las macrófitas son capaces de adaptarse fácilmente en aguas con elevada carga orgánica. Esta adaptabilidad se fundamenta en su capacidad de

enviar el oxígeno del aire hasta sus raíces a través de un sistema conductor muy especializado. Esto favorece la degradación de la materia orgánica del entorno de las raíces por medio de los microorganismos que viven asociados al sistema radicular de la planta. También las macrófitas pueden ejercer una depuración directa por la absorción de iones contaminantes, tanto metales pesados como iones eutrofizantes (nitratos y fosfatos principalmente).

El papel que desempeña la vegetación en la remoción de nutrientes y otros contaminantes del agua está estrictamente relacionado con factores intrínsecos de la planta. Obviamente, las extracciones en valores absolutos (g extraídos del elemento por unidad de superficie vegetada) dependerán del rendimiento de la planta (g de peso seco de biomasa producida por unidad de superficie) y del contenido en dicho elemento por unidad de peso seco de la planta. Las plantas acuáticas son muy productivas, por lo que la extracción de nutrientes por incorporación al tejido vegetal, puede llegar a ser muy significativo.

Las lemnáceas se han utilizado en algunas oportunidades como plantas depuradoras de aguas residuales ([Dingess et al., 1983](#)) y han manifestado alta capacidad en la remoción de materia orgánica y nutrientes ([Journey et al., 1991](#)).

En la tabla 2 se relacionan y amplían algunos de los resultados obtenidos del empleo de lemnáceas en la remoción de carga orgánica de aguas residuales.

Además el empleo de este tipo de plantas trae consigo ventajas de orden económico y de implementación (tecnologías limpias y que no requieren muchos recursos para su operación y mantenimiento) lo que las hace potencialmente utilizables en sistemas de tratamiento a gran escala.

Tabla 2 Proceso de remoción de materia orgánica con macrófitas acuáticas

Macrófita	Parámetros medidos	Microcosmos de Investigación	Resultados finales	Referencia
<i>Lemna gibba</i> (Lenteja de agua)	DQO	Los experimentos se desarrollaron a escala laboratorio empleando aguas residuales domésticas. El objetivo fue determinar la eficiencia y velocidad de remoción de carga orgánica.	Las eficiencias de remoción después de 3 días están entre 74-78%. Se mejoró la reducción de carga orgánica cuando se suministró oxígeno al medio.	Skorner et al., 1998
Lenteja de agua (<i>Lemna minor</i>)	NH ₄ -N	Sistema integrado de estanques con lentejas y algas para el tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas.	Concentraciones de amonio en el rango de 20-60 mg/l NH ₄ -N no afectaron el crecimiento de la biomasa. Principalmente el 56% del amonio fue eliminado del cual el 18% fue absorbido por las lentejas de agua.	Van der Steen et al., 1998
<i>Lemna gibba</i> (Lenteja de agua)	DQO	Se empleó un reactor por lotes para el tratamiento de aguas residuales. Se estudió la influencia que tiene la carga orgánica de entrada (DQO entr 200 – 500 m/l) sobre el rendimiento del proceso.	Los resultados obtenidos fueron ajustados a una cinética de primer orden en donde la velocidad específica de crecimiento está en el rango de 0,04 – 0,06 d ⁻¹ .	Al-Nozaily et al., 2000

1.1 HUMEDALES DE PLANTAS ACUÁTICAS FLOTANTES

Estos humedales presentan las mismas características de diseño que los humedales artificiales de flujo superficial (HAFS). Sin embargo, la modificación más importante consiste en el tipo de plantas utilizadas en el sistema, empleando especies tales como *Lemna minor*.

Se definen como humedales artificiales de flujo libre superficial (HAFS), aquellos sistemas en los cuales el agua está expuesta a la atmósfera. La mayoría de los humedales naturales son sistemas HAFS entre los que se incluyen a las praderas inundadas (principalmente con vegetación herbácea y macrófitas emergentes).

Los humedales tienen tres funciones básicas que los hacen tener un atractivo potencial para el tratamiento de aguas residuales: (Estrada, 2010).

- Fijar físicamente los contaminantes en la superficie del suelo y la materia orgánica.
- Utilizar y transformar los elementos por intermedio de los microorganismos.
- Lograr niveles de tratamiento consistentes con un bajo consumo de energía y bajo mantenimiento. (Isleña Yineth).

El uso de plantas acuáticas se ha desarrollado como un tratamiento secundario o terciario alternativo de aguas residuales demostrando ser eficiente en la remoción de una amplia gama de sustancias, orgánicas así como nutrientes y metales pesados. (Estrada, 2010).

En los humedales HAFS el agua fluye sobre la superficie del suelo con vegetación desde un punto de entrada hasta el punto de descarga. En algunos casos, el agua se pierde completamente por evapotranspiración y percolación en el humedal.

El tamaño de los sistemas de humedales HAFS varía desde pequeñas unidades para tratamiento en el sitio de efluentes de tanques sépticos hasta grandes unidades de más de 16.888 hectáreas. (EPA, 2000).

Los humedales artificiales de flujo superficial consisten normalmente de una o más cuencas o canales de poca profundidad que tienen un recubrimiento de fondo para prevenir la percolación al agua freática susceptible a contaminación, y una capa sumergida de suelo para las raíces de la vegetación macrófita emergente seleccionada.

La cubierta vegetal producida por la vegetación emergente da sombra a la superficie del agua, previene el crecimiento y persistencia del agua y reduce la turbulencia inducida por el viento en el agua que fluye por el sistema.

Las porciones sumergidas de las plantas vivas proporcionan el sustrato físico para el crecimiento de organismos perifíticos adheridos que son responsables por la mayoría del tratamiento biológico en el sistema. (EPA, 2000).

La lenta velocidad que se produce y el flujo esencialmente laminar proporcionan una remoción muy efectiva del material particulado en la sección inicial del sistema.

Estos tipos de humedales son efectivos en cuanto a la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos totales (SST), metales y algunos contaminantes orgánicos prioritarios ya que su tratamiento puede ocurrir bajo condiciones aeróbicas y anóxicas.

También pueden producir bajas concentraciones de nitrógeno y fósforo con tiempos de retención suficientemente largos. Los metales son también removidos

eficazmente y se puede esperar también una reducción de un orden de magnitud en coliformes fecales.

Estos sistemas de HAFS, además de las aguas residuales domésticas, son usados para tratamiento del drenaje de minas, escorrentía pluvial urbana, desbordes de drenajes combinados, escorrentía agrícola, desechos ganaderos y avícolas y lixiviados de rellenos sanitarios.

El contaminante que requiere la mayor área para su remoción determina el tamaño del área de tratamiento del humedal, la cual corresponde a la superficie del fondo de las celdas del humedal.

La distribución del flujo de agua residual en toda la superficie debe ser uniforme para que esta área sea efectiva en un 100%. Esto se hace posible en humedales artificiales mediante un gradiente del fondo cuidadosamente seleccionado y el uso de estructuras apropiadas de entrada y descarga.

En teoría el desempeño de un sistema de humedales puede estar influenciado por factores hidrológicos. Tasas altas de precipitación pluvial pueden diluir la concentración de contaminantes pero también reducir el tiempo de retención del humedal. En la mayoría de las zonas templadas con un clima moderado estos efectos no son críticos para el desempeño adecuado. Estos aspectos hidráulicos sólo deben ser considerados para valores extremos de evapotranspiración (ET) y precipitación.

En los Estados Unidos es rutinario el proporcionar algún tipo de tratamiento preliminar antes del humedal HAFS. Cerca del 45% de los sistemas de humedales en operación usan lagunas facultativas como tratamiento preliminar, pero también han sido utilizados como continuación de otros sistemas de tratamiento. ([EPA, 2000](#)).

1.1.1 Remoción de metales en humedales artificiales. El agua residual afluyente a los humedales puede llevar metales como especies solubles o insolubles. En función del pH y el potencial redox, estas especies insolubles pueden ser resolubilizadas y retornadas a la fase líquida. Los mecanismos importantes de eliminación para los metales son de intercambio catiónico y la quelación con los suelos de humedales y los sedimentos, la unión con los materiales húmicos, las precipitaciones en forma de sales insolubles de sulfuros, carbonatos, y oxihidróxidos, y la absorción por las plantas, algas y bacterias (EPA, 2000).

Los metales químicamente ligados eventualmente pueden llegar a ser enterrados en los sedimentos anóxicos, donde se producen los sulfuros. Estos metales ligados a menudo no están biodisponibles y son removidos del sistema. Si los sedimentos son enturbiados o resuspendidos y se trasladan a regiones óxicas del humedal, los metales ligados pueden resolubilizarse (EPA, 2000).

Los metales pueden ser incorporados a la biomasa de los humedales a través del proceso de producción primaria. Para las macrófitas, los metales son captados a través del sistema de raíces y distribuidos a través de la planta. El grado de absorción depende de la especie de metal y tipo de planta. (EPA, 2000).

La acumulación de metales pesados se evaluó en un pantano de Nueva Jersey recibiendo que recibe aguas residuales. Los resultados muestran que cadmio, cobre, plomo, níquel y zinc se habían acumulado en la basura al final de la temporada de crecimiento en concentraciones mucho más altas que en la vegetación viva. Otros estudios han demostrado que los metales como el cadmio, cromo, cobre, plomo, mercurio, níquel y zinc pueden ser secuestrados por los suelos de los humedales y la biota, o ambos (Simpson *et al.*, 1981), (Simpson *et al.*, 1983), (Mitsch *et al.*, 1993).

La elevada ingesta de selenio en la biota en un pantano de humedales que reciben las aguas de riego fue discutida por [Hammer \(1992\)](#). Los estudios han demostrado que algunas algas secuestraran metales seleccionados. Las plantas flotantes como la lenteja de agua han demostrado ser excelentes acumuladoras de cadmio, cobre y selenio, pero sólo acumuladoras moderadas para el cromo y pobres acumuladores para níquel y plomo. Una revisión de remoción de metal en los humedales se encuentra en Kadlec y Knight (1996). ([Kadlec et al., 1996](#)), ([Hammer et al., 1981](#)), ([Zayed et al., 1998](#)).

1.1.2 Parámetros hidráulicos de diseño. La ecuación de Manning define el flujo en canales abiertos y es aceptada en general como el modelo del flujo de agua en los HAFS.

La velocidad de flujo en el humedal es descrita por la ecuación (1), que depende de la profundidad del agua, la pendiente de la superficie del agua y de la densidad de la vegetación.

En los humedales artificiales de flujo superficial, la resistencia está distribuida sobre la totalidad de la columna de agua, ya que las plantas emergentes y los restos de vegetación están presentes en todo el espacio.

$$v = \frac{1}{n} y^{2/3} S^{1/2} \quad (1)$$

Dónde:

v: velocidad de flujo, m/s

n: coeficiente de Manning, s/m^{1/3}

y: profundidad del agua en el humedal, m

S: gradiente hidráulico, o pendiente de la superficie del agua, m/m

Para los humedales, el número de Manning (n) es función de la profundidad del agua debido a la resistencia impuesta por la vegetación emergente. La resistencia

también depende de la densidad de la vegetación y de la capa de residuos que puede variar según la localización o la estación. La relación está definida por:

$$n = \frac{a}{y^{1/2}} \quad (2)$$

Dónde:

a: factor de resistencia, $s \cdot m^{1/6}$

0,4: para vegetación escasa y $y > 0,4$ m

1,6: para vegetación moderadamente densa con profundidades de agua residual de $y = 0,3$ m

6,4: para vegetación muy densa y capa de residuos, en humedales con $y \leq 0.3$ m

En muchas situaciones, con vegetación emergente típica, es aceptable asumir para propósitos de diseño valores entre 1 y 4.

Sustituyendo la ecuación (2) en la ecuación (1) se tiene:

$$v = \frac{1}{a} y^{7/6} S^{1/2} \quad (3)$$

Sustituyendo y reorganizando los términos se llega a la ecuación para determinar la longitud máxima de una celda de humedal:

$$v = \frac{Q}{W \cdot y} \quad W = \frac{As}{L} \quad S = \frac{m \cdot y}{L} \quad t = \frac{As \cdot y \cdot n}{Q}$$

Dónde:

Q: Caudal, m^3/d

W: Ancho de la celda de humedal, m

As: área superficial de la celda de humedal, m^2

L: Longitud de la celda de humedal, m

m: pendiente del fondo del lecho, % expresado como decimal

t: tiempo de retención, días

Substituyendo en la ecuación (3) y reordenando obtenemos:

$$L = \frac{As \cdot y^{\frac{8}{3}} \cdot m^{\frac{1}{2}} \cdot 86400}{a \cdot Q}^{2/3} \quad (4)$$

La ecuación (4) permite el cálculo directo de la longitud máxima aceptable de una celda de humedal compatible con el gradiente hidráulico seleccionado.

El área superficial del humedal (A_s) se determina por medio de la siguiente ecuación:

$$A_s = \frac{t \cdot Q}{y \cdot n} \quad (5)$$

Donde:

Q: Caudal, m³/d

A_s : área superficial de la celda de humedal, m²

t: tiempo de retención, días

n: coeficiente de Manning, s/m^{1/3}

y: profundidad del agua en el humedal, m

El tiempo de retención es calculado mediante el modelo de diseño de remoción del contaminante limitante.

Es aconsejable usar el gradiente hidráulico más pequeño posible para tener una reserva en caso de necesitarse ajustes futuros.

La profundidad máxima del humedal para plantas flotantes es de 1.0m

Una relación largo-ancho $\leq 3:1$ suele ser la mejor selección desde el punto de vista costo eficiencia, pero otras combinaciones de longitud y gradiente hidráulico son posibles también de modo que se pueda ajustar la forma del humedal al sitio y su topografía.

El valor de Q en la ecuación (4) es el caudal promedio entre la entrada y la salida, para tener en cuenta las pérdidas o ganancias de agua debidas a la evapotranspiración, filtración y precipitación.

Es usualmente aceptable para un diseño preliminar suponer los caudales de entrada y salida iguales. Para el diseño final del sistema será necesario tener en cuenta estas pérdidas y ganancias. ([Estrada, 2010](#)).

2. HIPÓTESIS

Es posible aplicar un sistema de fitorremediación para la remoción simultánea de cromo y materia orgánica en aguas residuales sintéticas que se asemejan a las aguas residuales de termoeléctricas, empleando macrófitas acuáticas como *Lemna minor*.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad que tiene la macrófita *Lemna minor* para disminuir las cargas de cromo hexavalente y materia orgánica en aguas residuales sintéticas que se asemejan a las aguas residuales procedentes de termoeléctricas.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estudiar la capacidad de remoción de cromo hexavalente (Cr^{+6}) de la especie *Lemna minor* en aguas residuales sintéticas que se asemejan a las aguas residuales procedentes de una termoeléctrica.
- Examinar la capacidad de la especie *Lemna minor* a asimilar materia orgánica en presencia de cromo hexavalente.
- Evaluar la influencia de la densidad poblacional de la planta sobre la capacidad de remoción de cromo y materia orgánica de la especie escogida.
- Ajustar los parámetros cinéticos del crecimiento de biomasa empleando modelos no estructurados.
- Diseñar a escala preliminar un sistema de fitoremediación que esté acorde con los volúmenes típicos a tratar de termoeléctricas.

4. ALCANCE

En este estudio se prevé valorar, a escala laboratorio, la capacidad de la *Lemna minor* para remover cromo hexavalente y materia orgánica de aguas residuales sintéticas que asemejan las corrientes efluentes de los procesos propios de una termoeléctrica.

Así mismo, se pretende evaluar la influencia que tienen diferentes valores de densidad poblacional de la *Lemna minor* sobre la capacidad a remover cromo y materia orgánica del agua a tratar y a su vez la interacción metales pesados – materia orgánica sobre el crecimiento de la especie.

Finalmente, los resultados de este estudio se emplearán para efectuar un diseño preliminar de piscinas de fitorremediación que minimicen el impacto ambiental de los efluentes provenientes de termoeléctricas.

5. METODOLOGÍA

5.1 DESARROLLO EXPERIMENTAL

Las pruebas a escala de laboratorio para determinar la capacidad que tiene la macrófita *Lemna minor* para disminuir las cargas de cromo hexavalente y materia orgánica se llevaron a cabo como sigue.

Los experimentos se realizaron en reactores bath de icopor (ver Figura 1 y Figura 2) de diámetro 10,50 cm y altura 7,50 cm, bajo condiciones de temperatura ambiente (25–27°C) e iluminación artificial en períodos de 12h.

La primera fase de experimentación consistió en evaluar la interacción de los factores considerados: concentración del metal, materia orgánica y cantidad de biomasa. Seguidamente, se efectuará una optimización de los parámetros de trabajo, buscando el mayor porcentaje de remoción del contaminante.

Para esto, las condiciones de cada unidad se fijaron empleando un diseño experimental 2^k compuesto central rotatable de Box-Behnken (ver Tabla 3 y Tabla 4).

Se dispusieron 3 unidades experimentales por cada punto definido en el diseño con su respectivo control con el objeto de realizar el tratamiento estadístico de la información obtenida, utilizando como criterio el valor medio de las concentraciones de cromo removido y crecimiento de biomasa. Los muestreos se realizaron a los tiempos 0, 3 y 6 días.

Figura 1 Unidades experimentales



Figura 2 Densidad poblacional de la biomasa en las unidades experimentales



Tabla 3 Factores experimentales

Factores	Dominio experimental	
	Nivel (-)	Nivel (+)
A : Concentración de Cr (mg/l)	0,5	2,0
B : Concentración de ácido húmico (mg/l)	10	160
C : Biomasa (Unidad)	45	85

Tabla 4 Puntos experimentales empleando un diseño experimental de Box-Behnken.

ORDEN DE CORRIDA	CROMO (mg/ L)	ACIDO HUMICO (mg / L)	No. Individuos (Unidad)
1	0,5	10	65
2	1,25	85	65

ORDEN DE CORRIDA	CROMO (mg/ L)	ACIDO HUMICO (mg / L)	No. Individuos (Unidad)
3	1,25	160	45
4	2,0	160	65
5	0,5	160	65
6	1,25	160	85
7	2,0	85	85
8	1,25	10	85
9	2,0	85	45
10	0,5	85	45
11	0,5	85	85
12	1,25	10	45
13	2,0	10	65
14	1,25	85	65
15	1,25	85	65

Una vez obtenidas las mejores condiciones, la segunda fase consistió en ajustar los parámetros cinéticos del crecimiento de biomasa, remoción de cromo y materia orgánica empleando modelos no estructurados y diseñar a escala preliminar un sistema de fitorremediación acorde con los volúmenes típicos a tratar en termoeléctricas.

Para esta fase, los muestreos se realizaron a los tiempos 0, 12, 24, 48, 72, 96, 120, 144, 192, 240 horas empleando 3 unidades experimentales para cada tiempo definido.

Todos los muestreos se iniciaron 5 días después de la fase de adaptación del cultivo de *Lemna minor*.

Para cada unidad experimental, el Cr fue dosificado a partir de una solución madre de $K_2Cr_2O_7$ de concentración 100 mg/L.

La materia orgánica fue representada por una solución de ácido húmico. Estas sustancias húmicas son el producto final de la degradación química y biológica de los residuos animales y vegetales.

5.2 FASE DE ADAPTACIÓN DE LA PLANTA

El material vegetal recolectado fue adaptado al medio de cultivo durante 5 días dentro de recipientes de vidrio empleando un medio de cultivo Bold Basal (ver Figura 3 y Tabla 5). A partir de este material, se realizó la siembra según el número de individuos en cada reactor, cada uno con 250 ml de medio adicionado con diferentes concentraciones de Cr (VI) y ácido húmico (ver Tabla 4).

Los muestreos se iniciaron después de haber establecido el cultivo de *Lemna minor*.

Figura 3 Montaje empleado para la adaptación de la Lemna minor



5.3 MEDIO DE CULTIVO

El medio seleccionado para aportar los macro y micro nutrientes necesarios para el crecimiento de la planta fue el medio nutritivo de Bold Basal (BB) (ver Tabla 5).

Tabla 5 Medio Bold Basal (BB)

COMPONENTE	SOLUCION STOCK (g*L⁻¹ d H₂O)	CANTIDAD UTILIZADA (mL*L de medio)	CONCENTRACION FINAL EN MEDIO (M)
<i>Macronutrientes</i>			
NaNO ₃ .	25,0 g	10 ml	2,94 X 10 ⁻³
MgSO ₄ .7H ₂ O	7,50 g	10 ml	3,04 X 10 ⁻⁴
Na Cl	2,50 g	10 ml	4,28 X 10 ⁻⁴
K ₂ HPO ₄	7,50 g	10 ml	4,31 X 10 ⁻⁴
KH ₂ PO ₄	17,5 g	10 ml	1,29X 10 ⁻³
CaCl ₂ .2 H ₂ O	2,50 g	10 ml	1,70 X 10 ⁻⁴
<i>Micronutrientes</i>			
Solución de metales		1 mL	
ZnSO ₄ .7H ₂ O	8,82 g		3,07 X 10 ⁻⁵
MnCl ₂ .4H ₂ O	1,44 g		7,28 X 10 ⁻⁶
MoO ₃	0,71 g		4,93 X 10 ⁻⁶
CuSO ₄ .5H ₂ O	1,57 g		6,29 X 10 ⁻⁶
Co(NO ₃) ₂ .6H ₂ O	0,49 g		1,68X 10 ⁻⁶
<i>Solución de Boro</i>			
H ₃ BO ₃	11,42 g		1,85 X 10 ⁻⁴
<i>Solución Alcalina</i>			
		1 mL	

COMPONENTE	SOLUCION STOCK (g*L ⁻¹ d H ₂ O)	CANTIDAD UTILIZADA (mL*L de medio)	CONCENTRACION FINAL EN MEDIO (M)
EDTA	50,0 g		1,71 X 10 ⁻⁴
KOH	31,0 g		5,53X 10 ⁻⁴
Solucion de Hierro		1 mL	
FeSO ₄ .7H ₂ O	4,98 g		1,79 X 10 ⁻⁵
H ₂ SO4 (conc)	1,0 mL		

5.4 PARÁMETROS EVALUADOS

5.4.1 Evaluación del crecimiento. Se evaluó el incremento de biomasa en cada unidad experimental por el método directo de conteo. En la primera fase del proyecto donde se determinaron las condiciones óptimas de experimentación, el crecimiento de la biomasa se evaluó a los tiempos 0, 3 y 6 días. En la segunda fase, bajo las condiciones óptimas determinadas en la fase anterior y con el fin de ajustar la cinética de la biomasa, se evaluó el crecimiento a los tiempos 0, 12, 24, 48, 72, 96, 120, 144, 192, 240 horas.

5.4.2 Seguimiento del cromo presente en el agua residual Se determinó la concentración de cromo hexavalente Cr (VI) presente en el agua residual mediante el método Colorimétrico SM 3500 – Cr B. En la primera fase la concentración de cromo fue evaluada a los tiempos 0, 3, 6 días; mientras que para la segunda fase la valoración de cromo se hizo a las 0, 12, 24, 48, 72, 96, 120, 144, 192, 240 horas

5.4.3 Seguimiento de la materia orgánica presente en el agua residual Una vez determinadas las condiciones óptimas de experimentación se realizó el

seguimiento de materia orgánica presente en el agua residual por medio de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Para la valoración de la DQO se empleó el método 5220 D STANDAR METHODS y las medidas fueron hechas a las 0, 12, 24, 48, 72, 96, 120, 144, 192, 240 horas.

5.4.4 Cálculo del porcentaje de remoción: El porcentaje biorremovido, fue calculado empleando la Ecuación 6. (Nacorda *et al.*, 2010 y Sánchez – Galván, 2010).

$$\% \text{ Remoción} = \frac{C_0 - C_1}{C_0} \times 100 \quad (6)$$

Donde, C_0 y C_1 son respectivamente la concentración inicial y final del metal en mg/l.

5.5 DISEÑO PRELIMINAR DE UN SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN

Considerando los resultados óptimos para la remoción de cromo y materia orgánica por la *Lemna minor*, se realizó el dimensionamiento preliminar de un sistema de tratamiento con plantas flotantes, cuyas ecuaciones de diseño son las mismas que se emplean para el diseño de humedales de flujo libre de agua o superficial.

Para diseñar el humedal artificial se consideraron los parámetros encontrados en literatura, siguiendo los pasos que se exponen a continuación:

1. Cálculo del caudal de diseño.
2. Estimación del tiempo de retención con el modelo general de diseño. (Ver capítulo 7.2)
3. Determinación del área necesaria para la remoción de Cr (VI) y de DQO.

4. Elección del área definitiva y posterior cálculo de las dimensiones para el humedal artificial a escala real.

6. RESULTADOS Y ANÁLISIS

6.1 ANÁLISIS DEL DISEÑO DE SUPERFICIE

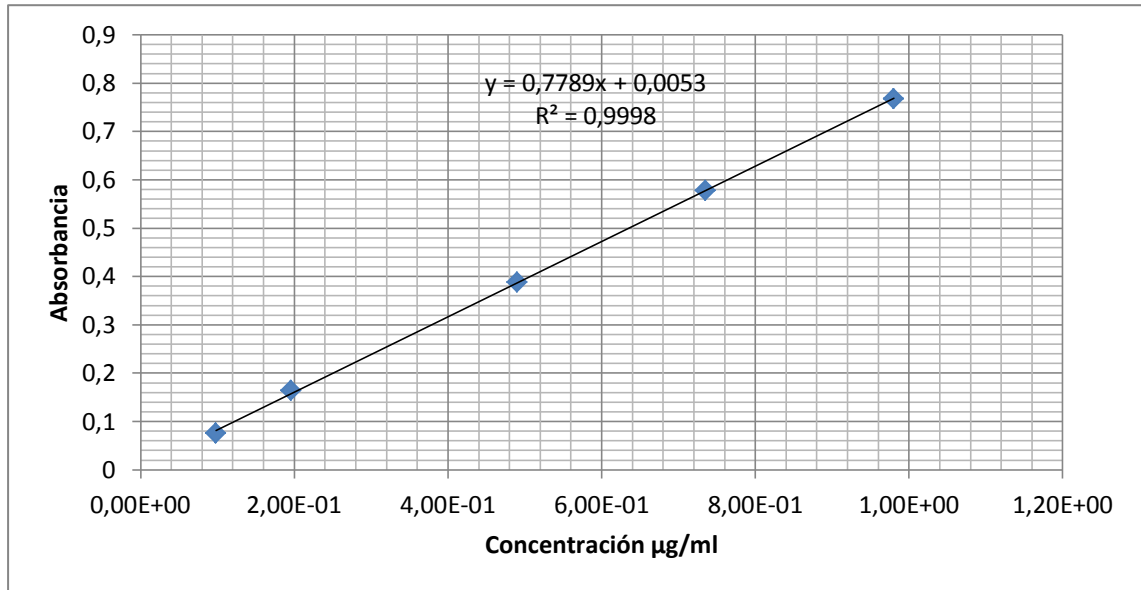
En la primera fase de experimentación, se empleó un diseño Box – Behnken y los resultados de remoción de cromo fueron analizados a través de superficies de respuesta. El diseño de experimentos propuesto evaluó el efecto de los siguientes factores: concentración de Cr (VI), concentración de ácido húmico y densidad poblacional de *Lemna Minor*, empleando tres niveles: bajo (-1), medio (0) y alto (+1).

El diseño experimental consistió de 15 tratamientos y las concentraciones de cada uno de los factores evaluados variaron de acuerdo con lo consignado en la Tabla 4.

El proceso de bioacumulación de Cr en la *Lemna minor* se consideró como un fenómeno de adsorción superficial, caracterizado por una capacidad máxima por parte del adsorbente. ([Oporto et al., 2001](#))

La concentración del Cr (VI) presente en el agua residual, se midieron mediante el método Colorimétrico SM 3500 – Cr B usando la curva de calibración de Absorbancia – Concentración ($\mu\text{g/ml}$).

Figura 4 Curva de calibración de cromo



Como variable de respuesta se determinó el porcentaje de remoción de Cr (VI) al final del tiempo de experimentación (Día 6, ecuación 7).

En la Tabla 6 se presentan los resultados obtenidos de la concentración de Cr (VI) en el tiempo para cada punto del diseño, la medición fue realizada por triplicado para cada formulación y los resultados se expresan como el promedio de las medidas.

Tabla 6 Evolución de la concentración de Cr (VI) en el tiempo de análisis

Parámetros Iniciales		Muestra	TIEMPO DE MUESTREO (DIAS)			% REMOCIÓN	
			0	3	6	%Remoción día 3	%Remoción día 6
Cromo (mg/L)	0,5	1	0,500	0,387	0,323	22,501	35,352
Ácido Húmico (mg/L)	10						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	65						
Cromo (mg/L)	1,25	2	1,250	0,930	0,734	25,583	41,310
Ácido Húmico (mg/L)	85						

Parámetros Iniciales		Muestra	TIEMPO DE MUESTREO (DIAS)			% REMOCIÓN	
			0	3	6	%Remoción día 3	%Remoción día 6
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	65						
Cromo (mg/L)	1,25	3	1,250	0,991	0,592	20,694	52,662
Ácido Húmico (mg/L)	160						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	45						
Cromo (mg/L)	2,0	4	2,000	1,541	1,362	22,934	31,882
Ácido Húmico (mg/L)	160						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	65						
Cromo (mg/L)	0,5	5	0,500	0,437	0,306	12,654	38,845
Ácido Húmico (mg/L)	160						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	65						
Cromo (mg/L)	1,25	6	1,250	1,183	0,841	5,329	32,742
Ácido Húmico (mg/L)	160						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	85						
Cromo (mg/L)	2	7	2,000	1,537	1,262	23,152	36,902
Ácido Húmico (mg/L)	85						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	85						
Cromo (mg/L)	1,25	8	1,250	1,100	0,703	11,964	43,747
Ácido Húmico (mg/L)	10						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	85						
Cromo (mg/L)	2,0	9	2,000	1,545	1,114	22,752	44,323
Ácido Húmico (mg/L)	85						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	45						
Cromo (mg/L)	0,5	10	0,500	0,449	0,270	10,166	46,041
Ácido Húmico (mg/L)	85						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	45						
Cromo (mg/L)	0,5	11	0,500	0,306	0,270	38,845	46,047
Ácido Húmico (mg/L)	85						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	85						

Parámetros Iniciales		Muestra	TIEMPO DE MUESTREO (DIAS)			% REMOCIÓN	
			0	3	6	%Remoción día 3	%Remoción día 6
Cromo (mg/L)	1,25	12	1,250	1,183	0,900	5,329	28,028
Ácido Húmico (mg/L)	10						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	45						
Cromo (mg/L)	2,0	13	2,000	1,947	1,653	2,636	17,375
Ácido Húmico (mg/L)	10						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	65						
Cromo (mg/L)	1,25	14	1,250	1,194	0,705	4,456	43,590
Ácido Húmico (mg/L)	85						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	65						
Cromo (mg/L)	1,25	15	1,250	0,939	0,722	24,885	42,260
Ácido Húmico (mg/L)	85						
<i>Lemna minor</i> (Unidad)	65						

Para el análisis de los resultados se usó el software Trial STATISTICA 9.0 (versión de prueba). El objetivo del análisis es identificar las interacciones y la influencia de las variables analizadas sobre el porcentaje de remoción de cromo. Finalmente, se propondrá una función objetivo y se optimizará con el fin de identificar cuáles son las condiciones que favorecen la remoción de cromo.

El estudio de los efectos significativos en este modelo mediante el análisis de varianza, indica que las variables más influyentes en el proceso de remoción del metal son la concentración de cromo (CR), la concentración del ácido húmico (AH), y las interacciones entre concentración de cromo y ácido húmico (CR*AH), concentración de ácido húmico y biomasa (AH*BIO), así como el aporte significativo de los términos cuadráticos AH (Q), BIO (Q) y CR (Q).

Tabla 7 Tabla de ANOVA

Factor	SS	df	MS	F	p
(1) CR (L)	159814,000	1	159,8145	113,9556	0,008661
CR (Q)	55164,000	1	55,1641	39,3347	0,024493
(2) AH (L)	125041,000	1	125,0407	89,1602	0,011031
AH (Q)	229,686	1	229,6863	163,7777	0,00605
(3) BIO (L)	17,000	1	17,0005	12,1222	0,073513
BIO (Q)	76,975	1	76,9749	54,8869	0,017736
1L by 2L	30,333	1	30,3328	21,6288	0,043257
1L by 3L	13,614	1	13,6138	9,7073	0,089414
2L by 3L	317,536	1	317,5365	226,4192	0,004388
Lack of Fit	28,651	3	9,5504	6,8099	0,130724
Pure Error	2,805	2	1,4024		
Total SS	1073,000	14			

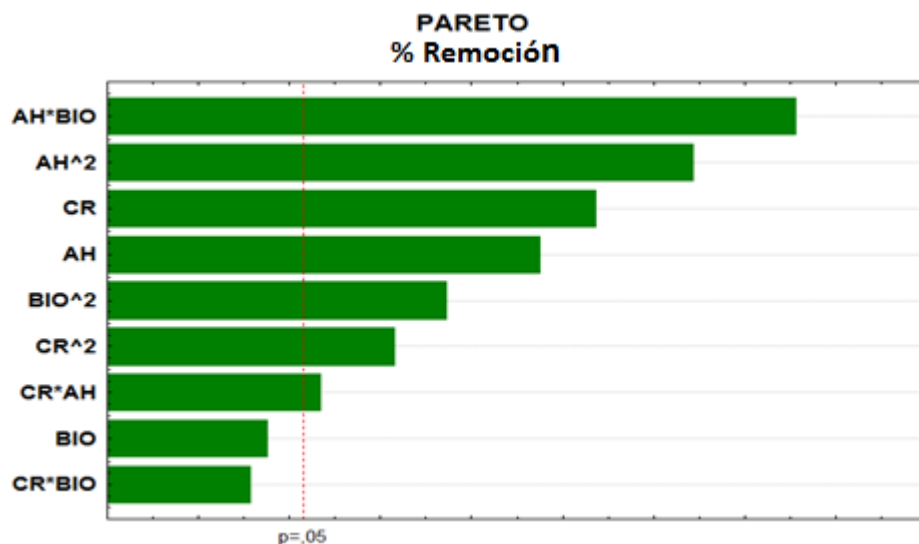
Tabla 8 Continuación ANOVA

	Regressn coeff.	Std.Err Pure Err	t(2)	P	- 95% Cfn Limit	+ 95% Cfn Limit
Mean/Interc.	40,07301	7,819063	5,125	0,036027	6,4303	73,71572
(1) CR (L)	15,05266	3,898533	3,8611	0,061004	-1,7214	31,82669
CR (Q)	-6,87158	1,095642	-6,2717	0,024493	11,5857	2,15742
(2) AH (L)	0,61598	0,034779	17,711	0,003173	0,4663	0,76562
AH (Q)	-0,00140	0,00011	-12,7976	0,00605	-0,0019	-0,00093
(3) BIO (L)	-0,89818	0,210042	-4,2762	0,050575	-1,8019	0,00556
BIO (Q)	0,01141	0,001541	7,4086	0,017736	0,0048	0,01804
1L by 2L	-0,04896	0,010527	4,6507	0,043257	0,0037	0,09425
1L by 3L	-0,12299	0,039475	-3,1157	0,089414	-0,2928	0,04686
2L by 3L	-0,00594	0,000395	-15,0472	0,004388	-0,0076	-0,00424

Se consideran efectos significativos los correspondientes a términos con un nivel de confianza del 95% (p-valor inferior a 0,05).

Con el fin de evaluar cada factor y su interacción, en la Figura 5 se encuentra la gráfica de probabilidad normal de los efectos estandarizados para dicha remoción.

Figura 5 Diagrama de Pareto



Los valores positivos de los efectos indican que un incremento en sus niveles conlleva a un incremento en el porcentaje de remoción. Por el contrario, los valores negativos de los efectos, conducen a una disminución de la respuesta (% Remoción), cuando sus niveles son aumentados. De igual forma, en el diagrama de Pareto, se observa que los factores AH*BIO y AH (Q) son los más significativos.

Analizando la Figura 5, puede establecerse que el efecto más importante fue la interacción entre el ácido húmico y la biomasa (AH*BIO). El valor negativo de su coeficiente señala que el porcentaje de remoción fue favorecido con valores altos de ácido húmico y valores bajos de biomasa.

Se esperaría que a mayor densidad poblacional de la biomasa, fuera mayor el número de sitios activos disponibles para la biosorción y mayor la capacidad de adsorción; sin embargo los resultados obtenidos contradicen esta suposición. En efecto, [Muñoz \(2007\)](#), encontró que la biomasa de *Eleocharis acicularis* tiene una mayor capacidad de adsorción de Cd^{2+} cuando la densidad poblacional utilizada fue menor: 5 gL^{-1} (porcentaje de remoción de 89%). Así las cosas, estos resultados se explican al considerar que una menor concentración de biomasa en solución permite una mejor dispersión de la misma, lo cual facilita el contacto de los grupos activos con el sorbato produciendo una mayor biosorción. ([Muñoz, 2007](#)).

El segundo efecto más importante fue la interacción cuadrática del ácido húmico (AH), lo cual señala la presencia de una curvatura en el modelo y con ello un posible máximo porcentaje de remoción para ciertos valores de éste factor.

Se observa, que la concentración de ácido húmico influye significativamente en el proceso de remoción del metal, a mayores concentraciones de ácido húmico, mayor será la remoción del metal.

Estos resultados concuerdan con los obtenidos por [Kruatrachue et al. \(2002\)](#) en sistemas de plomo – ácido húmico – *Lemna minor*. Los resultados obtenidos muestran que los mayores porcentajes de remoción de plomo se obtenían en el sexto día cuando la concentración de plomo era de 50 y 100 mg/L y luego disminuye significativamente en el décimo segundo día, cuando las concentraciones de ácido húmico están entre 10 mg/L y 80 mg/L. Sin embargo, cuando la concentración de ácido húmico aumenta a 160 mg/L los investigadores observan un aumento significativo de la remoción de plomo.

Se ha demostrado experimentalmente que la materia orgánica natural, en especial con sustancias húmicas, inicia la reducción abiótica de metales pesados como el

mercurio, cadmio y plomo. (Allard, 1991). Esto se debe a la capacidad de los ácidos húmicos para formar complejos con iones metálicos, que se atribuye a su alto contenido de grupos funcionales que contienen oxígeno, formando una estructura de anillo interno, produciendo el mecanismo de la quelación, la cual es una forma de complejación.

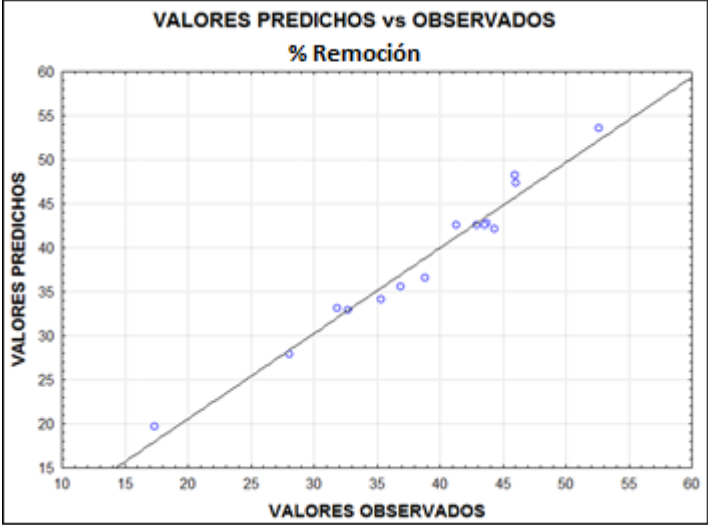
Se concluye también, que no es significativa la interacción entre los niveles de estudio de concentración de cromo y el crecimiento de la biomasa.

Resultados similares obtuvo Arenas *et al.* (2011), donde se demuestra que la concentración de mercurio en el agua no ejerció un efecto tóxico severo en la planta, evidenciando que estas concentraciones son tolerables para el desarrollo biológico de la *Lemna minor*.

Así mismo, según Oporto *et al.* (2001), para concentraciones de Cr (VI) entre 0,5 y 2,0 mg/L, no se puede afirmar que exista un efecto promotor del crecimiento; así como para concentraciones de 0,5 mg/L de Cr (VI) o menores exista un efecto inhibitorio.

En la Figura 6, se muestra la distribución de los valores residuales los cuales siguen una distribución normal de residuos, lo cual asegura que la inferencia sobre los parámetros es apropiada.

Figura 6 Gráfica de Valores Predichos vs Valores Observados



La

Figura 7 a la Figura 9 muestran las gráficas de superficie de respuesta y permiten identificar las tendencias de los factores estudiados.

Las superficies de respuesta confirman los resultados obtenidos por el análisis de varianza ANOVA. Así por ejemplo, en la

Figura 7, se aprecia claramente que los máximos porcentajes de remoción de cromo se obtienen para los mayores valores de ácido húmico evaluados.

Figura 7 %Remoción en función del AH y CR

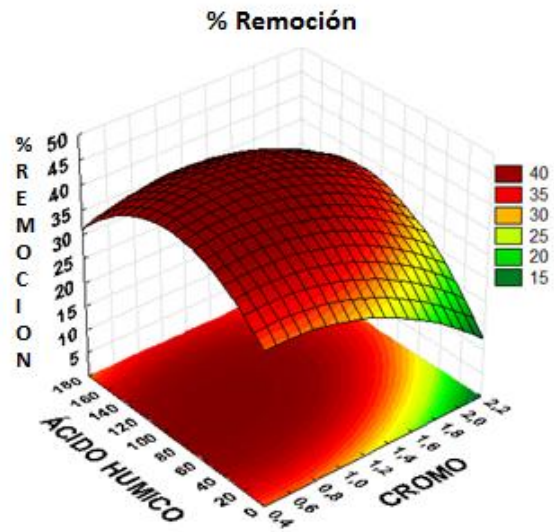


Figura 8 %Remoción en función de BIO y CR

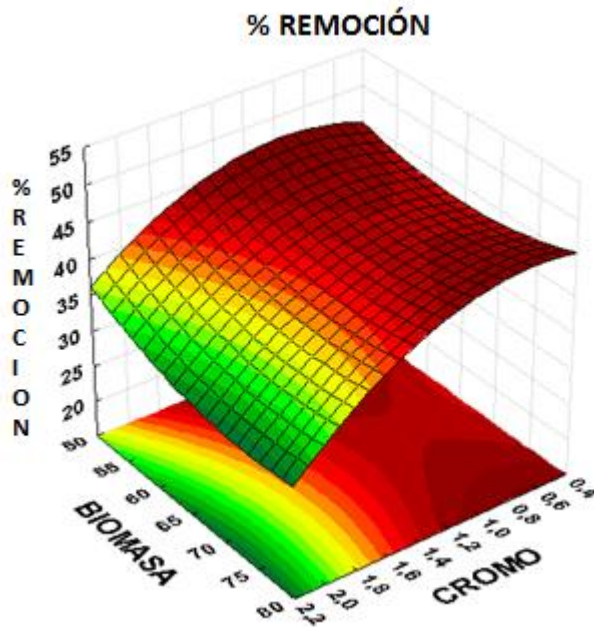
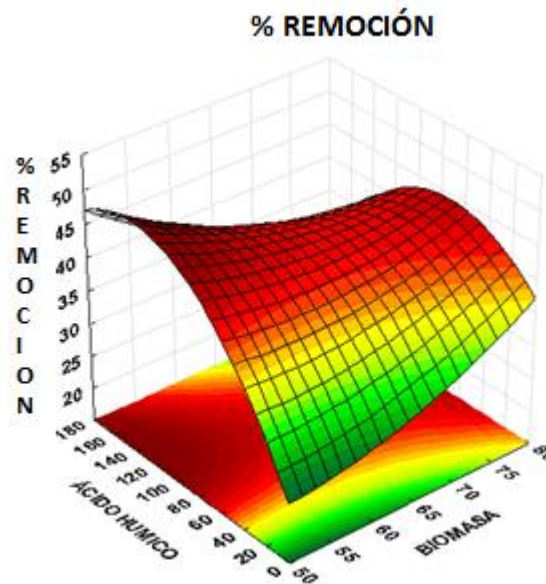


Figura 9 %Remoción en función de AH y BIO



Para evaluar la variable de respuesta se empleó un análisis de regresión con el fin de obtener un modelo que relacione la respuesta medida para las variables independientes.

$$\%Remoción = -6,87 * Cr^2 - 0,0014 * AH^2 + 0,11441 * BIO^2 + 0,61598 * AH + 0,04896 * Cr * AH - 0,00594 * AH * BIO \quad (7)$$

La relación entre éstas y la respuesta sigue el modelo descrito por la Ecuación 7, el cual presenta un coeficiente de correlación $R^2 = 0,97068$ y un R ajustado = 0,91792.

El modelo descrito por la ecuación 7 fue empleado como función objetivo para predecir las condiciones bajo las cuales se alcancen los máximos porcentajes de remoción. El resultado de dicha optimización predice que es posible alcanzar una remoción máxima de 52,71 % cuando la concentración de cromo, acido húmico y densidad poblacional son respectivamente de 1,625 mg/L, 160 mg/l y 45 plantas.

6.2 PARÁMETROS CINÉTICOS

En la segunda fase de experimentación se emplearon los valores óptimos de las variables estudiadas y se realizó un seguimiento dinámico de los medios experimentales. El objetivo de esta etapa fue el de ajustar los parámetros cinéticos del crecimiento de biomasa, remoción de Cr (VI) y remoción de DQO.

La cinética fue evaluada en los tiempos 0, 0,5, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8 y 10 días y los resultados se presentan de la Tabla 9 a la Tabla 11 y Figura 10 a Figura 12.

6.2.1 Cinética de crecimiento de la biomasa Los datos experimentales del comportamiento dinámico de la biomasa se muestran en la tabla 9

Tabla 9 Cinética del crecimiento de la biomasa

Días	0	0,5	1	2	3	4	5	6	8	10
Horas	0	12	24	48	72	96	120	144	192	240
Biomasa (No plantas)	45	46	46	49	61	60	60	59	52	33
Biomasa (No plantas/L)	180	183	185	197	242	239	240	237	208	130

Para evaluar la cinética de crecimiento se usó un modelo de primer orden que se describe como:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X$$

Este último puede ser linealizado como sigue con el fin de ajustar los parámetros:

$$\ln x = \mu t + \ln(X_0) \quad (8)$$

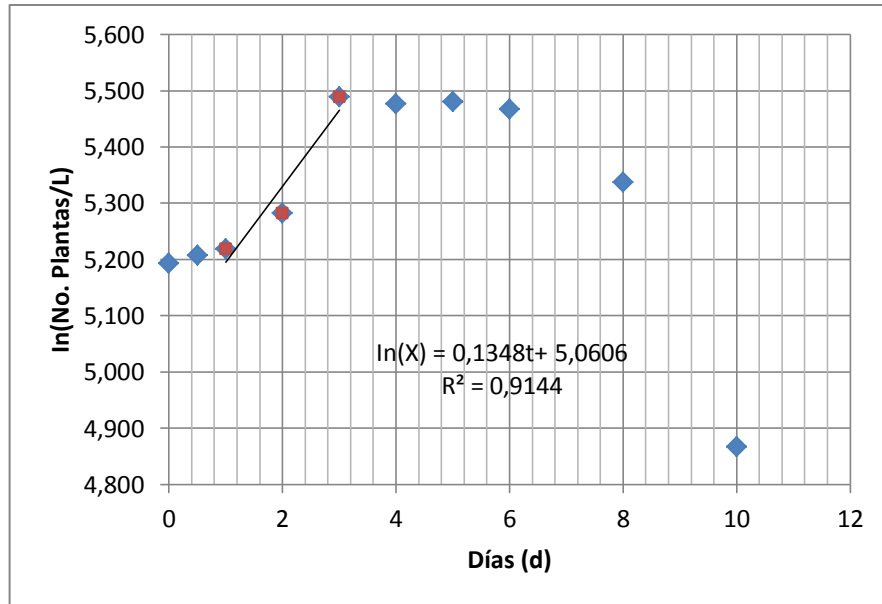
Dónde:

X = Concentración de individuos en No. Plantas/L

t = Tiempo

μ = Velocidad específica de crecimiento en d-1

Figura 10 Curva de crecimiento celular



En la Figura 10 se observa que la fase de crecimiento exponencial ocurre entre el primer y tercer día. Así las cosas, se emplean éstos resultados experimentales para estimar los parámetros tiempo de duplicación (t_d) y velocidad específica de crecimiento (μ). Para esto se empleó la ecuación 8 y el resultado obtenido es el mostrado en la ecuación 9 con un $R^2=0,9144$

$$\ln x = 0,1348t + 5,0606 \quad (9)$$

De la ecuación anterior, se infiere que el crecimiento de la planta puede ser descrito por un modelo no estructurado de primer orden, como sigue:

$$X = X_0 e^{\mu t}$$

$$X = X_0 e^{0,1348t} \quad (10)$$

Dónde:

μ = Constante de crecimiento d^{-1}

X = Concentración final de plantas en No. plantas/l en tiempo (t)

X_0 = Concentración inicial de plantas en No. plantas/l

Tiempo de duplicación:

$$\frac{X}{X_0} = 2$$

Reemplazando en la ecuación 9:

$$\ln 2 = 0.1348 * td$$

$$td = \frac{\ln(2)}{0.1348} = 5.14 \text{ días}$$

Dónde:

td = tiempo de duplicación, días

6.2.2 Cinética de remoción de DQO Los resultados experimentales del comportamiento dinámico de la remoción de DQO se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10 Cinética de remoción de DQO

Días	0	0,5	1	2	3	4	5	6	8	10
Horas	0	12	24	48	72	96	120	144	192	240
DQO	175,3	179,0	175,0	163,5	151,5	158,0	159,0	186,7	200,7	217,0
mg/LO2	33	00	00	00	00	00	00	50	50	00

Para evaluar la cinética de reducción de la DQO, se usó un modelo de primer orden que se describe como:

$$\frac{dDQO}{dt} = -q_s DQO$$

La cual se resuelve:

$$\ln DQO = -q_s t + \ln DQO_o \quad (11)$$

Dónde:

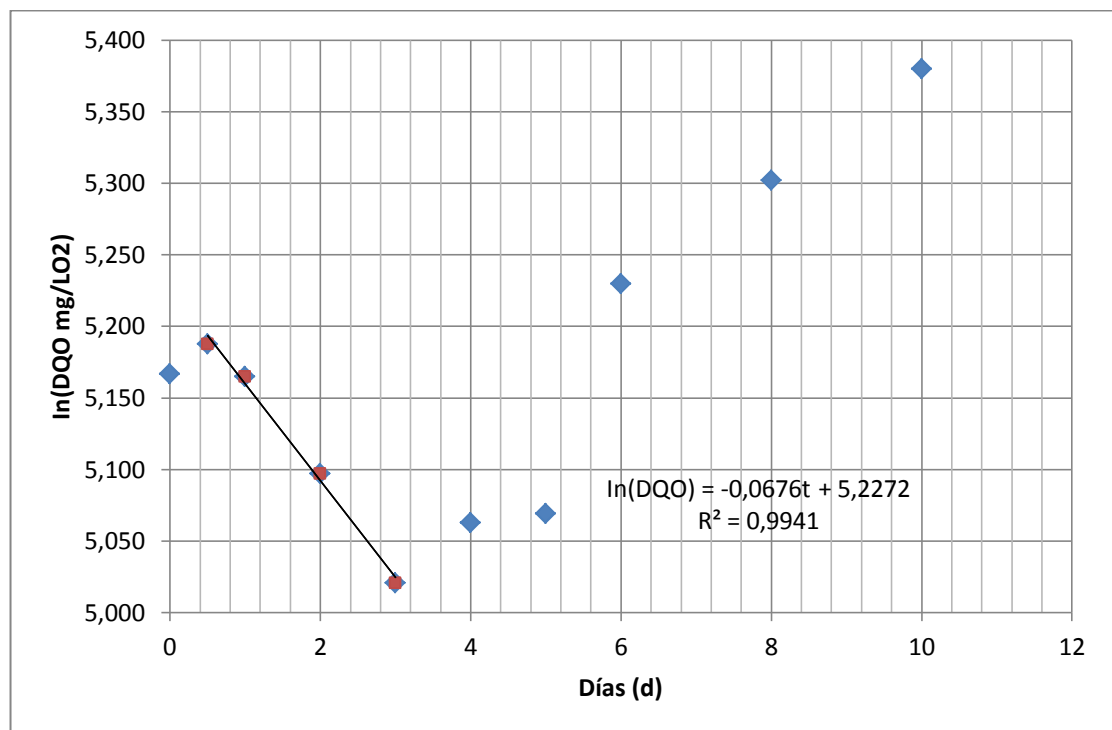
DQO = Concentración de DQO mg O₂/L en tiempo (t)

t = Tiempo

qs = Velocidad específica de reducción DQO en d⁻¹

DQO_o = Concentración inicial de DQO mg O₂/L

Figura 11 Curva de comportamiento DQO



Para esto se realizó una regresión lineal en la fase de disminución en el rango de 0,5-3 días dando como resultado la siguiente ecuación con una $R^2=0,9941$.

$$\ln DQO = -0,0676 * t + 5,2272 \quad (12)$$

Por lo tanto la ecuación que describe la disminución de la carga orgánica es de la forma:

$$DQO = DQO_o e^{-q_s t}$$

$$DQO = DQO_o e^{-0,0676 t} \quad (13)$$

Dónde:

q_s = Velocidad específica de reducción DQO en d^{-1}

DQO = Concentración del contaminante en el efluente, mg O_2/l

DQO_o = Concentración del contaminante en el afluente, mg O_2/l

El modelo obtenido predice que para alcanzar una remoción del 80% será necesario 23,81 días. Este resultado concuerda con los valores publicados por [Hernández et al.](#), en los cuales en un tiempo de 56 días alcanzó porcentajes de remoción entre el 58,82% y el 64,70%

6.2.3 Cinética de remoción de Cromo (VI) Los resultados del comportamiento dinámico de la remoción de cromo se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11 Cinética remoción del cromo

Días	0	0.5	1	2	3	4	5	6	8	10
Horas	0	12	24	48	72	96	120	144	192	240
Concentración Cromo mg/L	1,62	0,85	0,91	1,04	1,03	0,97	0,85	0,76	0,87	1,00
	5	6	8	2	5	4	6	0	8	3

Para evaluar la cinética de remoción de cromo, se usó un modelo de primer orden que se describe como:

$$\frac{dCr}{dt} = -q_{cr}Cr$$

La cual se resuelve:

$$\ln Cr = -q_{cr}t + \ln(Cr_0) \quad (14)$$

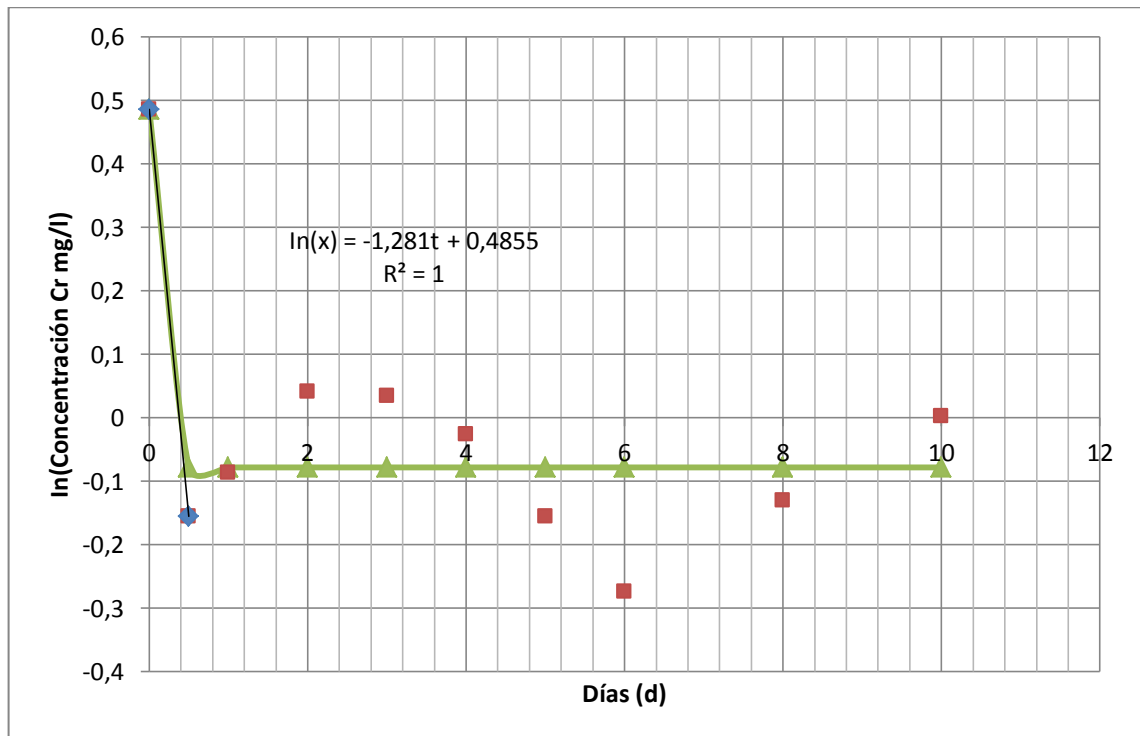
Dónde:

Cr = Concentración de cromo mg/L

t = Tiempo

q_{cr} = Velocidad específica de reducción en d-1

Figura 12 Curva de comportamiento de Cr (VI)



Para esto se realizó una regresión lineal en la fase de disminución en el rango de 0-12 horas ya que después de éste tiempo la concentración del metal oscila alrededor de un valor promedio (ver Figura 12).

$$\ln x = -1,281t + 0,4855 \quad (15)$$

Por lo tanto la ecuación que describe la remoción de cromo es de la forma:

$$\frac{Cr_e}{Cr_o} = e^{-q_s t}$$

$$\frac{Cr_e}{Cr_o} = e^{-1,281t} \quad (16)$$

Dónde:

q_{cr} = Velocidad específica de reducción en d^{-1}

C_e = Concentración del contaminante en el efluente, mg/l

C_o = Concentración del contaminante en el afluente, mg/l

Como se mencionó en párrafos anteriores, se puede observar un proceso cíclico para la remoción del metal (ver Figura 12). En efecto, la máxima remoción se encuentra en el día 6 y después de éste se libera parte del cromo retenido, dejándolo disponible nuevamente en el agua (ver Figura 12).

Resultados similares fueron obtenidos por [Arenas et al. \(2011\)](#), donde se evaluó la capacidad de la *Lemna minor* a remover mercurio de aguas contaminadas. Los autores encontraron que el máximo porcentaje de remoción del metal (30%) fue obtenido al sexto día y después de este se libera parte del mercurio retenido.

De acuerdo con [Wang et al. \(1996\)](#), este tipo de comportamiento se puede explicar considerando que la acumulación de metales por organismos acuáticos se

presenta en un proceso que consta de dos pasos: un primer paso de absorción rápida o vinculación a la superficie biológica (biosorción), seguido por un segundo paso de transporte lento e irreversible, controlado por difusión al interior de la célula (bioacumulación), que puede ser por difusión del ión metálico a través de la membrana celular o por transporte activo por una proteína transportadora.

Además, [Oporto et al. \(2006\)](#), explican que la biosorción llega a un punto de saturación, caracterizado por una capacidad máxima por parte del adsorbente, el cual, después de un cierto tiempo de contacto con la solución, llega a un nivel de saturación en el que la concentración de la sustancia de interés en el adsorbente es constante.

Este proceso en el que el metal es liberado nuevamente al agua en el día 6, coincide con una caída en el crecimiento de la biomasa como se muestra en la Figura 10.

6.3 DISEÑO PRELIMINAR DE UN SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN

6.3.1 Modelo de crecimiento de biomasa. Para el diseño preliminar de un sistema de fitorremediación se consideraron los parámetros hidráulicos de diseño descritos en el capítulo 0 y que pueden resumirse en los siguientes pasos:

- ✓ Cálculo del caudal de diseño:

Como caudal de diseño se tomó una descarga promedio de una termoeléctrica de $18\text{m}^3/\text{h}$ que corresponde a $432\text{m}^3/\text{día}$.

- ✓ Estimación del tiempo de retención con el modelo general de diseño.

El tiempo de duplicación de la biomasa se determinará a partir de la ecuación 10, tiempo requerido para alcanzar su crecimiento óptimo.

$$X = X_0 e^{0,1348td} \quad (10)$$

Luego el tiempo de duplicación es igual a:

$$td = \frac{\ln(2)}{0.1348} = 5,14 \text{ días}$$

- ✓ Determinación del área necesaria para la remoción de Cr (VI) y de DQO.

Según lo establecido en el capítulo 0, se tiene que el tiempo de retención (t) es igual a:

$$t = td = \frac{As*y*n}{Q} \quad (17)$$

Dónde:

Q: Caudal, m³/d

As: área superficial de la celda de humedal, m²

td: tiempo de duplicación, días

y: profundidad del agua en el humedal, m = 0,70m

n: coeficiente de manning, s/m^{1/3} = 0,43 s/m^{1/3}

Los parámetros de la profundidad del agua en el humedal y el coeficiente de manning, se determinan de acuerdo a lo descrito en el capítulo 0

Reemplazando,

$$As = \frac{td * Q}{y * n} = \frac{5,14 * 432}{0,70 * 0,43} = 6637,59 \text{ m}^2$$

- ✓ Elección del área definitiva y posterior cálculo de las dimensiones para el humedal artificial a escala real.

Según el área calculada, se determinan las dimensiones del humedal teniendo en cuenta lo mencionado en el capítulo 0 . Una relación largo (L) – ancho (W) ≤ 3:1 suele ser la mejor selección desde el punto de vista costo eficiencia.

Teniendo en cuenta lo anterior se tiene que:

$$As = W * L \quad (18)$$

$$L = 3W \quad (19)$$

Reemplazando la ecuación (19) en la (18) se tiene que:

$$As = W * 3W = 3W^2$$

$$W = \sqrt{\frac{As}{3}} \quad (20)$$

Reemplazando términos:

$$W = \sqrt{\frac{6637,59}{3}} = 47,04 \text{ m}$$

$$L = 3W = 3 * 47,04 = 141,11 \text{ m}$$

El área definitiva será la mayor requerida para el crecimiento de la biomasa, remoción de Cromo y remoción de DQO.

6.3.2 Modelo de remoción de Cromo (VI) De la ecuación (16) se tiene que:

$$\frac{Cr_e}{Cr_o} = e^{-1,281t}$$

Dónde:

q_{cr} = Velocidad específica de reducción en d^{-1}

Cr_e = Concentración de Cr (VI) en el efluente, mg/l

Cr_o = Concentración de Cr (VI) en el afluente, mg/l

t= tiempo de retención, días

Por lo tanto:

Tabla 12 Datos de entrada para el cálculo del humedal Cr (VI)

Q (m ³ /d) =	432	Caudal	m =	0,0 1	Pendiente del fondo del lecho (1 - 2%)
qcr =	- 1,28 1	Constante de velocidad	y (m) =	0,7	Profundidad (0-1,00 m)
Cre (mg/L) =	0,05	Concentración de Cr (VI) en el efluente	a (s*m ^{1/6}) =	0,4	Factor de resistencia
Cro (mg/L) =	1,62 5	Concentración de Cr (VI) en el afluente	n =	0,4 8	Coefficiente de manning

Tabla 13 Dimensiones del humedal Cr (VI)

Parámetro	Dimensión	Unidad
Tiempo de retención =	2,72	días
Área superficial =	3508,00	m ²
Ancho (W) =	34,20	m
Largo (L) =	102,59	m
Relación L-W	3	
Longitud máxima de la celda:	225,57	m

6.3.3 Modelo de remoción de DQO. De la ecuación (13) se tiene que:

$$\frac{DQO}{DQO_0} = e^{-0,0676t}$$

q_s = Velocidad específica de reducción DQO en d^{-1}

DQO = Concentración del contaminante en el efluente, $mg\ O_2/l$

DQO_o = Concentración del contaminante en el afluente, $mg\ O_2/l$

t = tiempo de retención, días

Por lo tanto:

Tabla 14 Datos de entrada para el cálculo del humedal DQO

Q (m^3/d) =	432	Caudal	m =	0,01	Pendiente del fondo del lecho (1 - 2%)
q_s =	- 0,0676	Constante de velocidad	y (m) =	0,7	Profundidad (0-1.00 m)
DQO _e (mg/L) =	35,07	Concentración de DQO en el efluente	a ($s \cdot m^{1/6}$) =	0,4	Factor de resistencia
DQO _o (mg/L) =	175,33	Concentración de DQO en el afluente	n =	0,48	Coefficiente de manning

Tabla 15 Dimensiones del humedal DQO

Parámetro	Dimensión	Unidad
Tiempo de retención =	23,81	días
Área superficial =	30732,81	m^2
Ancho (W) =	101,21	m
Largo (L) =	303,64	m
Relación L-W	3	
Longitud máxima de la celda:	958,62	m

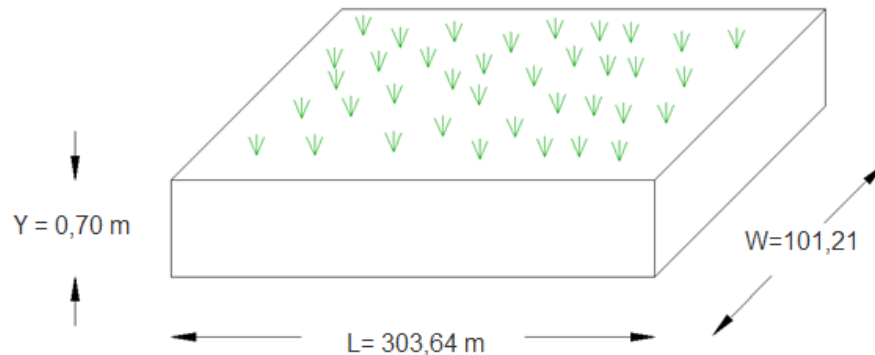
El área definitiva será la mayor requerida para el crecimiento de la biomasa, remoción de Cromo y remoción de DQO.

Tabla 16 Tabla resumen dimensiones del humedal

Factor	Tiempo de retención	Área superficial	W	L
	Días	m ²	m	m
Biomasa	5,14	6637,59	47,04	141,11
DQO	23,81	30732,81	101,21	303,64
Cr (VI)	2,72	3508,00	34,20	102,59

Según los modelos de crecimiento de biomasa y de remoción de los contaminantes DQO y Cr (VI), se calculó el área requerida para dichos procesos. Por lo tanto para el caudal seleccionado, las dimensiones de una celda del humedal a flujo libre compatible con el gradiente hidráulico seleccionado que se usará son aquellas determinadas por la mayor área, que corresponde a la del modelo de remoción de DQO.

Figura 13 Dimensiones preliminares celda del humedal



El área total del humedal debe ser dividida por lo menos en dos celdas, con excepción de los sistemas de menor tamaño. Los sistemas de mayor tamaño deben tener al menos dos trenes de celdas paralelos para tener flexibilidad de manejo y mantenimiento.

Así pues, si para este caso en particular se usaran 10 celdas paralelas se tendría la siguiente configuración:

Tabla 17 Cuadro comparativo de dimensiones del humedal

Parámetro	1 celda	10 celdas
Área superficial (m²)	30732,81	3073,28
Tiempo de retención (días)	23,81	23,81
Ancho (W) (m) =	101,21	32,01
Largo (L) (m)=	303,64	96,02
Relación L-W	3	3

Como se menciona en el capítulo 0, una relación largo-ancho $\leq 3:1$ suele ser la mejor selección desde el punto de vista costo-eficiencia, pero otras combinaciones de longitud y gradiente hidráulico son posibles también de modo que se pueda ajustar la forma del humedal al sitio y su topografía.

Los humedales de flujo libre superficial (FLS), requieren un área relativamente extensa, sin embargo, su tratamiento es efectivo y requiere muy poco en cuanto a equipos mecánicos, electricidad o la atención de operadores adiestrados.

7. CONCLUSIONES

De acuerdo con los objetivos planteados y apoyados en el diseño de superficie, se determinó que los factores de mayor influencia en el proceso de remoción de Cr (VI) son la concentración del ácido húmico y la concentración del Cr (VI), lográndose alcanzar un porcentaje de remoción del metal del 52,71% en un tiempo de 6 días con una concentración de ácido húmico de 160 mg/L, concentración de Cr (VI) de 1,625mg/L y una cantidad de biomasa de 45 plantas.

Bajo las mismas condiciones, se presentó un porcentaje de remoción de la DQO del 13,60% en un tiempo de 3 días, a partir del cual se evidencia un incremento de la misma que coincide con la fase estacionaria y de declinación de la biomasa.

Para los niveles de concentración de cromo hexavalente evaluados entre 0,5 y 2,0 mg/L, no se evidenció un efecto tóxico severo en la planta o un efecto inhibitor de su crecimiento, presentando una adaptación rápida y continuando su normal desarrollo.

En cuanto a la capacidad de la *Lemna minor* de remover el cromo hexavalente, se concluye que concentraciones altas de ácido húmico y valores bajos de biomasa favorece dicho proceso de remoción.

Con base en los resultados anteriores, la planta *Lemna minor* puede utilizarse como una herramienta efectiva, sencilla y económica en los procesos de descontaminación del agua con niveles tóxicos típicos de termoeléctricas.

Teniendo en cuenta los modelos ajustados de crecimiento y remoción, y considerando las ecuaciones de diseño que se emplean para el diseño de

humedales de flujo libre de agua o superficial, se determinaron las dimensiones para una celda del humedal acorde con los niveles y volúmenes típicos a tratar de termoeléctricas. De forma general, para garantizar los porcentajes de remoción requeridos y con las condiciones establecidas de flujo, se requiere un área de 30732,81 m². El área total del humedal debe ser dividida por lo menos en dos celdas paralelos para tener flexibilidad de manejo y mantenimiento.

REFERENCIAS

- [1] Allard B. Arsenic I. Abiotic reduction of mercury by humic substances in an aquatic system-an important process for the mercury cycle. 1991. *Water Air Soil Pollut* 56:457-464

- [2] Al-Nozaily F, Alaerts G, Veenstra S. Performance of duckweed-covered sewage lagoons—I. Oxygen balance and COD removal. *Water Res.* 2000; 34: 2727-2733.

- [3] Alvarado S, Guédez M, Lué-Merú M, Nelson G, Anzalone A, Arroyo J, *et al.* Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Lesser Duckweed (*Lemna minor*). *Bioresour. Technol.* 2008; 99: 8436–8440.

- [4] APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation; 1998.

- [5] Arenas, Adolfo D., Marcó Lué-Merú, TorresGosmyr. 2011. Evaluación de la planta *Lemna minor* como biorremediadora de aguas contaminadas con mercurio. *ACI: VOL. 2(3)*, pp. 1-11

- [6] Axtell N, Sternberg S, Claussen K. Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresour. Technol.* 2003; 89: 41–48.

- [7] Becker EW. Measurement of alga growth. En: *Microalgae: Biotechnology and Microbiology*. Cambridge University Press. USA: 1994

- [8] Dinges R. The employment of floating macrophytes for depuration and biomass production. En: Phytodepuration and use of the produced biomasses. Centro di Ricerche e Produzioni Animali. Reggio Emilia: 1983; 389.
- [9] Dirilgen N. Mercury and lead: Assessing the toxic effects on growth and metal accumulation by *Lemna minor*. *Ecotox. Environ. Safe.* 2011; 74:48-54.
- [10] Dushenkov V, Kumar P, Motto H, Raskin I. Rhizofiltration—the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Sci.Technol.* 1995; 29(5): 1239–1245.
- [11] Eccles, H. Treatment of metal-contaminated wastes: Why select a biological process? *.Trends Biotechnol.*1999; 17:462–465.
- [12] Estrada IY. 2010. Monografía sobre humedales artificiales de flujo subsuperficial (hafss) para remoción de metales pesados en aguas residuales. Universidad Tecnológica de Pereira. 2010
- [13] Hammer, D.A. 1992. Creating freshwater wetlands. Chelsea, MI: Lewis Publishers, Inc., 298 pp.
- [14] Hunt R. Plant Growth Analysis. Studies in Biology No. 96. Edward Arnold Publishers. 1978.
- [15] Jain SK, Vasudevan P, Jha NK. Removal of some heavy metals from polluted waters by aquatic plants: Studies on duckweed and water velvet. *Biol. Wastes.* 1989; 28: 115–126.

- [16] Journey WK, Skillicorn P, Spira W. Duckweed Aquaculture. A New Aquatic Farming System for Developing Countries. The World Bank. Emana Technical Department. 1991
- [17] Kadlec, R. H.; Knight, R. L. Treatment wetlands. Boca Raton Florida: Lewis Publishers. 1996. p. 893.
- [18] Khan AG, Kuek C, Chaudhry TM, Khoo CS, Hayes WJ. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metals contaminated land remediation. Chemosphere. 2000; 41:197–207.
- [19] Kumar P, Dushenkov V, Motto H, Raskin I. Phytoextraction— the use of plants to remove heavy metals from soils. Environ. Sci. Technol. 1995, 29:1232–1238.
- [20] Kruatrachue M., Jarupan W., Chitramvong P., Pokethitiyook P., Upatham E.S, Parkpoomkamol K. 2002. Combined effects of lead and humic acid on growth and lead uptake of duckweed, *Lemna minor*. Bull. Environ. Contami. Toxicol. 69:655-661
- [21] Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 1993. Wetlands. New York, NY: Van Nostrand Reinhold.
- [22] Mo SC, Choi DS, Robinson JW. Uptake of mercury from aqueous solutions by duckweed: The effect of pH, copper and humic acid. J. Environ. Sci. Health. 1989; A24: 135–146.
- [23] Muñoz, MC. 2007. Remoción de metales pesados en aguas residuales utilizando una macrófita acuática (*Eleocharis Acicularis*) muerta. Tesis.

- [24] Nacorda JO, Martinez M, Torreta N. Bioremoval and Bioreduction of Chromium (VI) by the Green Microalga, *Chlorella vulgaris*. Philippine J. Sci. 2010; 139 (2): 181-188.
- [25] Nazmul G, Sternberg S. Bioremoval of lead from water using *Lemna minor*. Bioresource Technology. 1999; 70:225-230.
- [26] Noraho N, Gaur JP. Cadmium adsorption and intracellular uptake by two macrophytes, *Azolla pinnata* and *Spirodela polyrhiza*. Arch Hydrobiol. 1996; 136:135-144.
- [27] Olguín EJ, Hernández E, Coutiño P, Gonzalez R. Aprovechamiento de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales en: "Tecnologías Ambientales para el desarrollo sostenible". Instituto de Ecología. México: 1994; 11-20.
- [28] Oporto C, Arce O, Van der Broeck E, Van der Bruggen B, Vandecasteele C. Experimental study and modelling of Cr (VI) removal from wastewater using *Lemna minor*. Water Res. 2006; 40:1458 – 1464.
- [29] Posada M, Arroyave M. 2006. Efectos del mercurio sobre algunas plantas acuáticas tropicales. Revista EIA, ISSN 1794-1237 Número 6, p. 57-67.
- [30] Rai PK, Tripathi BD. Heavy metals in industrial wastewater, soil and vegetables in Lohta village. Toxicol. Environm. Chem. 2007; 90(2): 247–257.
- [31] Rai PK. Heavy-metal pollution in aquatic ecosystems and its phytoremediation using wetland plants: An eco-sustainable approach. Int. J. Phytoremediat. 2008; 10(2):133–160.

- [32] Rai PK. Microcosm investigation on phytoremediation of Cr using *Azolla pinnata*. Int. J. Phytoremediat. 2009; 12(1):96-104.
- [33] Rascio N, Navari-izzo F. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it and what makes them so interesting. Plant Science. 2010; 180:169-181.
- [34] Salt DE, Blaylock M, Kumar P, Dushenkov V, Ensley D, Chet, and Raskin I. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic elements from the environment using plants. Nat. Biotechnol. 1995; 13: 468–474.
- [35] Sánchez-Galván G, Monroy O, Gómez J, Olguín EJ. Assessment of the hyperaccumulating lead capacity of *Salvinia minima* using bioadsorption and intracellular accumulation factors. Water Air Soil Pollut. 2008; 77-90.
- [36] Sánchez – Galván G. . Mecanismos de adsorción y acumulación intracelular de Pb²⁺ en *Salvinia minima* (Tesis doctoral) Mexico: Universidad Autónoma Metropolitana, CONACYT; 2010.
- [37] Sharma SS, Gaur JP. Potential of *Lemna polyrrhiza* for removal of heavy metals. Ecol. Eng. 1995; 4:37–43.
- [38] Simpson R. L., et al. 1981. Dynamics of nitrogen, phosphorus, and heavy metals in Delaware River freshwater tidal wetland. U.S. Environmental Protection Agency, Final Report, Corvallis Environmental Research Lab, Corvallis, OR.
- [39] Simpson, R.L., et al. 1983. The ecology of freshwater tidal wetlands. Bioscience, 33:225.

- [40] Skörner, Lyatuu GB, Vermaat JE. The influence of *Lemna gibba* L. on the degradation of organic material in duckweed – covered domestic wastewater. *Water Res.* 1998; 32: 3092-3098.
- [41] Susarla S, Medina VF, McCutcheon SC. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecol. Eng.* 2002; 18: 647–658.
- [42] United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2000. Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Office of Research and Development. Cincinnati. p. 12- 97. EPA/625/R-99/010.
- [43] United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2000. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales Humedales de flujo libre superficial. EPA 832-F-00-024
- [44] Van der steen P, Brenner A, Oron G. An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation. *Water Sci. Technol.* 1998; 38: 335-343.
- [45] Wang, T.C.; Weissman, J.C.; Ramesh, G.; Benemann, J.R. 1996. Parameters for removal of toxic heavy metals by water milfoil (*Myriophyllum spicatum*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*: 57, 779-786.
- [46] Zayed A, Suvarnalatha G, Terry N. Phytoaccumulation of trace elements by wetlands plants: I. Duckweed. *J. Environ. Qual.* 1998; 27:715–721.
- [47] Zhu YL, Zayed AM, Quian J., Desouza M, Terry N. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants, II: Water hyacinth. *J. Environ. Qual.* 1999; 28: 339–444.

BIBLIOGRAFÍA

Allard B. Arsenic I. Abiotic reduction of mercury by humic substances in an aquatic system-an important process for the mercury cycle. 1991. *Water Air Soil Pollut* 56:457-464

Al-Nozaily F, Alaerts G, Veenstra S. Performance of duckweed-covered sewage lagoons—I. Oxygen balance and COD removal. *Water Res.* 2000; 34: 2727-2733.

Alvarado S, Guédez M, Lué-Merú M, Nelson G, Anzalone A, Arroyo J, *et al.* Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants WaterHyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Lesser Duckweed (*Lemna minor*). *Bioresour. Technol.* 2008; 99: 8436–8440.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation; 1998.

Arenas, Adolfo D., Marcó Lué-Merú, TorresGosmyr. 2011. Evaluación de la planta *Lemna minor* como biorremediadora de aguas contaminadas con mercurio. *ACI: VOL. 2(3)*, pp. 1-11

Axtell N, Sternberg S, Claussen K. Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresour. Technol.* 2003; 89: 41–48.

Becker EW. Measurement of alga growth. En: *Microalgae: Biotechnology and Microbiology*. Cambridge University Press. USA: 1994

Dinges R. The employment of floating macrophytes for depuration and biomass production. En: Phytodepuration and use of the produced biomasses. Centro di Ricerche e Produzioni Animali. Reggio Emilia: 1983; 389.

Dirilgen N. Mercury and lead: Assessing the toxic effects on growth and metal accumulation by *Lemna minor*. *Ecotox. Environ. Safe.* 2011; 74:48-54.

Dushenkov V, Kumar P, Motto H, Raskin I. Rhizofiltration—the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Sci.Technol.* 1995; 29(5): 1239–1245.

Eccles, H. Treatment of metal-contaminated wastes: Why select a biological process? *.Trends Biotechnol.*1999; 17:462–465.

Estrada IY. 2010. Monografía sobre humedales artificiales de flujo subsuperficial (hafss) para remoción de metales pesados en aguas residuales. Universidad Tecnológica de Pereira. 2010

Hammer, D.A. 1992. *Creating freshwater wetlands*. Chelsea, MI: Lewis Publishers, Inc., 298 pp.

Hunt R. *Plant Growth Analysis*. Studies in Biology No. 96. Edward Arnold Publishers. 1978.

Jain SK, Vasudevan P, Jha NK. Removal of some heavy metals from polluted waters by aquatic plants: Studies on duckweed and water velvet. *Biol. Wastes.* 1989; 28: 115–126.

Journey WK, Skillicorn P, Spira W. Duckweed Aquaculture. A New Aquatic Farming System for Developing Countries. The World Bank. Emana Technical Department. 1991

Kadlec, R. H.; Knight, R. L. Treatment wetlands. Boca Raton Florida: Lewis Publishers. 1996. p. 893.

Khan AG, Kuek C, Chaudhry TM, Khoo CS, Hayes WJ. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metals contaminated land remediation. Chemosphere. 2000; 41:197–207.

Kumar P, Dushenkov V, Motto H, Raskin I. Phytoextraction— the use of plants to remove heavy metals from soils. Environ. Sci. Technol. 1995, 29:1232–1238.

Kruatrachue M., Jarupan W., Chitramvong P., Pokethitiyook P., Upatham E.S, Parkpoomkamol K. 2002. Combined effects of lead and humic acid on growth and lead uptake of duckweed, *Lemna minor*. Bull. Environ. Contami. Toxicol. 69:655-661

Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 1993. Wetlands. New York, NY: Van Nostrand Reinhold.

Mo SC, Choi DS, Robinson JW. Uptake of mercury from aqueous solutions by duckweed: The effect of pH, copper and humic acid. J. Environ. Sci. Health. 1989; A24: 135–146.

Muñoz, MC. 2007. Remoción de metales pesados en aguas residuales utilizando una macrófita acuática (*Eleocharis Acicularis*) muerta. Tesis.

Nacorda JO, Martinez M, Torreta N. Bioremoval and Bioreduction of Chromium (VI) by the Green Microalga, *Chlorella vulgaris*. Philippine J. Sci. 2010; 139 (2): 181-188.

Nazmul G, Sternberg S. Bioremoval of lead from water using *Lemna minor*. Bioresource Technology. 1999; 70:225-230.

Noraho N, Gaur JP. Cadmium adsorption and intracellular uptake by two macrophytes, *Azolla pinnata* and *Spirodela polyrhiza*. Arch Hydrobiol. 1996; 136:135-144.

Olguín EJ, Hernández E, Coutiño P, Gonzalez R. Aprovechamiento de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales en: "Tecnologías Ambientales para el desarrollo sostenible". Instituto de Ecología. México: 1994; 11-20.

Oporto C, Arce O, Van der Broeck E, Van der Bruggen B, Vandecasteele C. Experimental study and modelling of Cr (VI) removal from wastewater using *Lemna minor*. Water Res. 2006; 40:1458 – 1464.

Posada M, Arroyave M. 2006. Efectos del mercurio sobre algunas plantas acuáticas tropicales. Revista EIA, ISSN 1794-1237 Número 6, p. 57-67.

Rai PK, Tripathi BD. Heavy metals in industrial wastewater, soil and vegetables in Lohta village. Toxicol. Environm. Chem. 2007; 90(2): 247–257.

Rai PK. Heavy-metal pollution in aquatic ecosystems and its phytoremediation using wetland plants: An eco-sustainable approach. Int. J. Phytoremediat. 2008; 10(2):133–160.

Rai PK. Microcosm investigation on phytoremediation of Cr using *Azolla pinnata*. Int. J. Phytoremediat. 2009; 12(1):96-104.

Rascio N, Navari-izzo F. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it and what makes them so interesting. Plant Science. 2010; 180:169-181.

Salt DE, Blaylock M, Kumar P, Dushenkov V, Ensley D, Chet, and Raskin I. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic elements from the environment using plants. Nat. Biotechnol. 1995; 13: 468–474.

Sánchez-Galván G, Monroy O, Gómez J, Olguín EJ. Assessment of the hyperaccumulating lead capacity of *Salvinia minima* using bioadsorption and intracellular accumulation factors. Water Air Soil Pollut. 2008; 77-90.

Sánchez – Galván G. . Mecanismos de adsorción y acumulación intracelular de Pb^{2+} en *Salvinia minima* (Tesis doctoral) Mexico: Universidad Autónoma Metropolitana, CONACYT; 2010.

Sharma SS, Gaur JP. Potential of *Lemna polyrrhiza* for removal of heavy metals. Ecol. Eng. 1995; 4:37–43.

Simpson R. L., et al. 1981. Dynamics of nitrogen, phosphorus, and heavy metals in Delaware River freshwater tidal wetland. U.S. Environmental Protection Agency, Final Report, Corvallis Environmental Research Lab, Corvallis, OR.

Simpson, R.L., et al. 1983. The ecology of freshwater tidal wetlands. Bioscience, 33:225.

Skörner, Lyatuu GB, Vermaat JE. The influence of *Lemna gibba* L. on the degradation of organic material in duckweed – covered domestic wastewater. *Water Res.* 1998; 32: 3092-3098.

Susarla S, Medina VF, McCutcheon SC. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecol. Eng.* 2002; 18: 647–658.

United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2000. Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Office of Research and Development. Cincinnati. p. 12- 97. EPA/625/R-99/010.

United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2000. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales Humedales de flujo libre superficial. EPA 832-F-00-024

Van der steen P, Brenner A, Oron G. An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation. *Water Sci. Technol.* 1998; 38: 335-343.

Wang, T.C.; Weissman, J.C.; Ramesh, G.; Benemann, J.R. 1996. Parameters for removal of toxic heavy metals by water milfoil (*Myriophyllum spicatum*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*: 57, 779-786.

Zayed A, Suvarnalatha G, Terry N. Phytoaccumulation of trace elements by wetlands plants: I. Duckweed. *J. Environ. Qual.* 1998; 27:715–721.

Zhu YL, Zayed AM, Quian J., Desouza M, Terry N. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants, II: Water hyacinth. *J. Environ. Qual.* 1999; 28: 339–444.