

RIZOFILTRACIÓN, LIXIVIACIÓN Y ELECTRO-RECUPERACIÓN: UNA PROPUESTA INTEGRAL PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS CON PLOMO A PARTIR DEL LIRIO ACUÁTICO (*Eichhornia crassipes*)

RIZOFILTACIÓN, LEACHING AND ELECTRO-RECOVERY: A COMPREHENSIVE PROPOSAL FOR THE TREATMENT OF LEAD CONTAMINATED WATER THROUGH WATER HYACINTH PLANTS (*EICHHORNIA CRASSIPES*).

ROBERTO AURELIO
NÚÑEZ LÓPEZ

YUNNY
MEAS VONG,

RAÚL
ORTEGA BORGES,
Centro de Investigación y
Desarrollo Tecnológico en
Electroquímica (CIDETEQ),
ndahi2000@yahoo.com

EUGENIA J.
OLGUÍN.

Instituto Nacional de Ecología
(INECOL),
eugenia.olguin@inecol.edu.mx

Desde hace varios años Querétaro, a la par de lo que ocurre a nivel nacional, enfrenta una problemática creciente tanto de escasez como de contaminación de agua (Cabrera y Rodríguez 1997, Perrusquía 2003, SEMARNAT 2003, Norandi 2005, Arango 2006, CNA 2008). Dicha situación ha sido ocasionada por el desmesurado crecimiento de la población, por el acelerado desarrollo industrial, por el uso excesivo del agua por parte del sector agrícola, por el deficiente tratamiento de las aguas residuales y por la carencia de una cultura del agua, tanto a nivel institucional como ciudadana, que permita lograr un uso eficiente y racional de este recurso (Cárdenas 2002, Perrusquía 2003, CQRA 2003, CNA 2008). La escasez de agua además de reducir la disponibilidad para las generaciones futuras, limita el desarrollo económico y social de los estados, de las regiones y del país mismo, mientras que su contaminación afecta la integridad de los ecosistemas, reduce la biodiversidad y representa un riesgo para la salud humana, animal y vegetal (Cabrera y Rodríguez 1997, Peters y Meybeck 2000, SEDESU 2001, 2005, Cárdenas 2002, Perrusquía 2003).

Resumen

En este trabajo se presenta un estudio integral y sustentable para el tratamiento de aguas contaminadas con plomo a través de la fitorremediación, que involucra el acoplamiento de procesos biológicos, químicos y electroquímicos. El estudio se realizó en tres etapas: i) bio-absorción de Pb, usando plantas del lirio acuático, ii) lixiviación de Pb, para detoxificar la biomasa contaminada, y iii) electro-recuperación de Pb, para su confinamiento o disposición final. En la primera etapa, se determinó que el lirio tuvo una eficiencia máxima de bio-absorción de plomo del 77.5%. En la segunda etapa, se usó oxalato de amonio como agente lixivante, partiendo de la hipótesis de que además de extraer el plomo esta sal enriquecerá la biomasa con nitrógeno amoniacal y podría ser utilizada como fertilizante. Se compararon dos procesos de lixiviación: simple (una etapa) vs secuencial (dos etapas), determinándose una eficiencia de extracción de Pb de 52% y 91% respectivamente. Finalmente, en la tercera etapa, se logró una eficiencia de recuperación electroquímica de Pb del 95%.

Palabras clave: fitorremediación acuática, lixiviación, electro-recuperación, contaminación de plomo

Abstract

In this work is presented an integral and sustainable study for the treatment of wastewater polluted with lead through phytoremediation, which involves the coupling of biological, chemical, and electrochemical processes. The research was carried out in three stages: i) Pb bio-absorption, using water hyacinth plants, ii) Pb leaching, in order to detoxify the polluted biomass, and iii) Pb electro-recovering, for its confinement or final disposal. In the first stage it was determined that water hyacinth had a maximum Pb bio-absorption efficiency of 77.5%. In the second stage, it was used ammonium oxalate as leachant agent, starting from the hypothesis that besides to extract lead from the plant biomass this salt will enrich it with nitrogen compounds and therefore it would be used as fertilizer. It were compared two leaching processes: simple (one stage) vs sequential (two stages), determining a Pb extraction efficiency of 52% and 91% respectively. Finally, in the third stage, it was achieved a Pb electrochemical recovery efficiency of 95%.

En términos generales, a nivel nacional se producen 243 m³/s de aguas residuales domésticas o municipales y 188.7 m³/s de aguas residuales industriales, de los cuales sólo se trata aproximadamente el 32.6% y el 15.8 % respectivamente (CNA 2008). El resto se descarga, directa o indirectamente, a los ríos, arroyos, presas, lagunas y terrenos de cultivo de las diferentes cuencas del país (Mestre 2001, SEMARNAT 2002, 2003, Herre y col. 2004, CNA 2008). Con frecuencia, ni los municipios ni las empresas cumplen con las normas establecidas en la legislación ambiental, básicamente porque implica una gran inversión para implementar, mantener y operar la infraestructura tecnológica de tratamiento (Perrusquía 2003). A nivel estatal, en la Zona Metropolitana de la Ciudad de Querétaro (ZMCQ), donde habita aproximadamente el 54% de la población del estado, se producen 47.2 Mm³ (89%) de aguas residuales domésticas y 5.8 Mm³ (11%) de aguas residuales industriales (Perrusquía 2003). Del volumen total de estas aguas solo se trata el 30%, el resto, como sucede en gran parte del país, se descarga a diferentes cuerpos receptores, contaminando las aguas superficiales (i. e. ríos, arroyos, canales, presas), terrenos de cultivo y los mantos freáticos del estado (Perrusquía 2003, Herre y col. 2004, SEDESU 2005).

Aún cuando la carga de contaminantes provenientes de la industria es menor, la toxicidad o peligrosidad de sus residuos es mayor (SEDESU 2001). Las aguas residuales municipales presentan altas concentraciones de materia orgánica, detergentes, nitratos, fosfatos, fenoles, grasas, aceites y coliformes fecales (SEDESU 2005), mientras que las aguas residuales industriales contienen, además, contaminantes orgánicos, pinturas, metales pesados y otras sustancias corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, inflamables y biológico-infecciosas (Cabrera y Rodríguez 1997, Perrusquía 2003, SEDESU 2001, 2005). De particular preocupación son las altas concentraciones de metales pesados contenidos en los efluentes industriales, que en la mayoría de los casos sobrepasan los límites permisibles.

Los efectos de los metales y sus compuestos en los seres vivos son muy variados y dependerán del tipo de metal, así como de la dosis y tiempo de exposición. En general se reconoce que algunos metales provocan daños severos al sistema

nervioso, inmunológico, respiratorio, digestivo y reproductivo, mientras que otros son carcinógenos o pueden incidir a un nivel genético causando malformaciones congénitas (Piotrowski & Coleman 1980). El plomo por ejemplo causa anemias, trastornos cerebrales, disfunciones en los riñones, hígado, sistema reproductivo, y altera el sistema nervioso central (Piotrowski y Coleman 1980, Girovich 1996).

Existen diferentes tecnologías para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados, e.g., adsorción, cementación, precipitación, intercambio iónico, extracción con solventes y electrodiálisis (Brooks 1991). Sin embargo, generalmente son costosas e ineficientes cuando se trata de soluciones diluidas (Dushenkov y col. 1995, Chen y col. 2001). Por lo mismo, se han desarrollado tecnologías alternativas como la biorremediación y la fitorremediación que involucra el uso de organismos vivos y sus derivados para la remoción de metales de aguas contaminadas. En el primer caso el tratamiento se basa en procesos de bioadsorción, en donde se utiliza biomasa viva y no viva de diversas plantas terrestres y acuáticas, algas marinas, hongos y bacterias (Chen y col. 2001, Gardea-Torresdey y col. 2004). En el segundo caso, el proceso fundamental es la bioabsorción que llevan a cabo plantas acumuladoras de metales, las cuales actúan como filtros o trampas que pueden estabilizar los contaminantes metálicos (Dushenkov y col. 1995, Dos Santos y Lenzi 2000, Núñez-López y col. 2004).

En este trabajo nos enfocamos a la fitorremediación de aguas contaminadas con plomo y usamos como bioabsorbente plantas de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), un componente conspicuo y representativo de la flora acuática del estado de Querétaro, que por su exuberante desarrollo, frecuentemente representa un problema serio de infestación en las presas y canales del estado (Martínez y García 2001, Núñez-López y col. 2005).

Antecedentes

El lirio, es una de las plantas acuáticas con un gran potencial en la fitorremediación de metales pesados debido a su tolerancia y alta capacidad para acumularlos (Núñez-López y col. 2003, 2005). Numerosos estudios han demostrado que puede ser útil para el tratamiento de aguas con-

taminadas con As, Bo, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se y Zn (Chigbo 1982, Muramoto y Oki 1983, Heaton y col. 1987, Nor 1990, Delgado y col. 1993, Reed y col. 1995, Lytle y col. 1998, Zhu y col. 1999, Dos santos y Lenzi 2000).

La parte de la planta donde se acumula la mayor concentración de metales es la raíz, que es el órgano que esta expuesto o en contacto directo con los iones metálicos contenidos en la solución a tratar. Técnicamente a este proceso se le conoce como rizofiltración, que se define como un mecanismo de fitorremediación basado en el uso de raíces de plantas con alta tasa de crecimiento y área superficial para absorber, concentrar y precipitar metales de aguas residuales contaminadas (Dushenkov y col. 1995, EPA 2000, Núñez-López y col. 2004, Ghosh y Singh 2005).

A nivel práctico, aún cuando la rizofiltración o sistemas de lirio acuático representan una alternativa de tratamiento eficaz y económica para tratar las aguas contaminadas con metales, esta no se ha implementado a gran escala debido a que la biomasa de desecho puede constituir un residuo peligroso que podría generarse en grandes cantidades. En otras palabras, la rizofiltración podría resolver un problema de contaminación pero provocar otro, ya que en términos reales lo único que esta sucediendo es la transferencia de metales de una fase acuosa (aguas contaminadas) a una fase sólida (biomasa contaminada). Precisamente, la última etapa de la fitorremediación de metales, relacionada con la cosecha, manejo y disposición de la biomasa de las plantas contaminadas generadas tanto en la fitorremediación de suelos como de aguas, es lo que ha limitado la implementación de esta tecnología a gran escala.

En la literatura se menciona que la biomasa puede ser confinada en rellenos sanitarios o usada como composta (Dushenkov y col. 1995, Ghosh y Singh 2005). Desafortunadamente, estas opciones son cuestionables porque los metales pueden ser liberados al ambiente circundante mediante procesos de lixiviación natural, incorporándose nuevamente al ciclo de contaminación, i.e. contaminando primeramente suelos, aguas superficiales y subterráneas, y posteriormente plantas y animales hasta llegar al hombre (Núñez-López

y col. 2008). Algunos autores proponen que la biomasa puede secarse, compactarse e incinerarse para recuperar los metales de las cenizas ya sea para su reciclamiento o para su confinación. Otros, señalan que la biomasa puede ser usada como una fuente de energía. Sin embargo, pocos son los estudios detallados sobre el manejo de la biomasa de plantas bioabsorbentes generadas en la fitorremediación de metales (Sas-Nowosielska y col. 2004).

A la fecha, a nivel internacional, solo se han publicado tres trabajos. En el primero, publicado en el 2001, se evaluaron tres procesos para determinar el mejor método de tratamiento para la biomasa de plantas terrestres generadas durante un proceso de fitoextracción de suelos contaminados con Pb (Hetland y col. 2001). Los métodos evaluados fueron co-incineración con carbón, extracción líquida o lixiviación con EDTA y compostaje. Los autores concluyeron que la lixiviación fue el método mas efectivo para remover el plomo de la biomasa contaminada, determinando una eficiencia de extracción de Pb del 98%. La co-incineración y el compostaje fueron descartados porque las cenizas residuales del primer proceso necesitan un post-tratamiento antes de ser desechadas mientras que la composta requiere de un pre-tratamiento para evitar la lixiviación del plomo. En el segundo trabajo, se estudio el comportamiento térmico de dos plantas terrestres usadas en la fitoextracción de metales; *Thlaspi caerulescens*, una hierba hiperacumuladora de Zn y *Salix viminalis* (sauce), un árbol de gran biomasa (Keller y col. 2005). En dicha investigación, se concluyo que la pirolisis fue mejor que la incineración para recuperar Cd y Zn de la biomasa de las plantas. Finalmente, en el tercer trabajo, de nuestra autoría, se evaluó la eficiencia de lixiviación de Pb de diferentes sales de amonio en la biomasa contaminada de *Salvinia minima* (Núñez-López y col. 2008), un helecho acuático hiperacumulador de plomo, con alto potencial para la fitorremediación de aguas tropicales y subtropicales (Olguín y col. 2002, 2005, Hoffman y col. 2004). Se probaron sales de amonio porque se buscaba un extractante orgánico biodegradable que fuera efectivo para destoxificar la biomasa y al mismo tiempo enriquecerla con compuestos nitrogenados para aprovecharla como fertilizante. En dicho estudio se determinó que el oxalato de amonio fue la sal mas eficiente

para extraer el Pb de la biomasa de salvinia, logrando una eficiencia de extracción del 70% en un proceso de lixiviación simple (Núñez-López y col. 2008). Con este enfoque, se estaría minimizando el problema de generación de residuos peligrosos en la fitorremediación de metales y se estaría otorgando un valor agregado a la biomasa generada.

En este contexto, y siguiendo con la línea de investigación, se originó el presente trabajo, con el propósito de desarrollar una tecnología integral a partir de la fitorremediación que permita: i) el tratamiento de aguas contaminadas con plomo usando al lirio acuático como plantas bioabsorbentes, ii) el tratamiento o detoxificación de la biomasa residual, a través de un proceso de lixiviación con oxalato de amonio, y iii) la recuperación electroquímica de plomo para su confinamiento o reciclamiento. Las hipótesis y objetivos particulares de esta investigación se presentan a continuación.

Hipótesis

i) El lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), una planta de amplia distribución en Querétaro, es altamente eficiente para bioabsorber Pb de aguas contaminadas, por lo tanto es un candidato ideal para la fitorremediación acuática; ii) La biomasa del lirio contaminada con Pb, generada al final de la fitorremediación, puede ser tratada mediante un proceso de lixiviación usando oxalato de amonio como agente extractante, y será mas eficiente si se aplica un esquema de lixiviación secuencial; iii) El oxalato de amonio, además de extraer el metal de la biomasa de plantas contaminadas enriquecerá la biomasa con compuestos nitrogenados, de tal manera que este residuo puede ser utilizado como fertilizante; y iv) El plomo lixiviado es una especie electroactiva, susceptible de ser recuperado eficientemente por medio de un proceso de electro-deposición.

Objetivos particulares

a) Determinar la bioacumulación y eficiencia de bioabsorción de Pb del lirio acuático cultivados en soluciones con diferente concentración de Pb: 15, 100 y 200 ppm; b) Determinar la concentración de plomo de la biomasa y lixiviados generados en un proceso de lixiviación simple

(una etapa) y secuencial (dos etapas), usando como agente lixivante oxalato de amonio; c) Determinar la eficiencia de extracción de Pb de la biomasa contaminada del lirio empleando el método de lixiviación con oxalato de amonio; e) Determinar la concentración de nitrógeno amoniacal, el nitrógeno orgánico y el nitrógeno total en los residuos de la biomasa lixiviada después del proceso de lixiviación; f) Determinar la eficiencia de electro-recuperación de plomo de los lixiviados obtenidos en el proceso de lixiviación de la biomasa contaminada del lirio acuático

Impacto de esta investigación

Se espera que los resultados del presente trabajo contribuyan para la implementación de la fitorremediación acuática de metales a gran escala de tal manera que se pueda enfrentar el problema de contaminación de las aguas desde un enfoque integral que comprenda, además del tratamiento de aguas usando plantas bio-absorbentes, una estrategia de manejo para el tratamiento y aprovechamiento de la biomasa residual, así como un proceso para la recuperación del metal para su reciclaje o confinamiento final. El método de lixiviación con oxalato de amonio desarrollado en nuestro laboratorio podría hacerse extensivo para la detoxificación de otras plantas, tanto terrestres como acuáticas, generadas en la fitorremediación de metales. Así, nuestro estudio sería una importante contribución, incluso a nivel mundial, para terminar de concebir a la fitorremediación como una tecnología simple, económica y sustentable que representa una opción viable para el tratamiento de aguas y suelos contaminados con metales.

Metodología

Bioabsorción.

Las plantas de lirio se colectaron en la presa de la Venta, en Pedro Escobedo, Qro., durante el verano del 2004 (que es la mejor época de desarrollo). Se cultivaron en solución nutritiva Hoagland $\frac{1}{4}$ y se dejaron aclimatar 10 días antes de su tratamiento.

Los tratamientos se realizaron en tinas de 40 L con diferente concentración de plomo: 0 (control), 15, 100 y 200 mg/l, que se adicionó

a la solución de cultivo como nitrato de plomo $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$. En cada tratamiento, que duró 14 días, se expusieron 50 plantas de lirio de aspecto y tamaño similar. Terminado el tratamiento, las raíces se separaron de las hojas, se secaron a 70°C por 3 días, se pesaron y se molieron.

Previo al análisis, tanto las muestras de biomasa como de agua residual se digirieron con HNO_3 en un horno de microondas MARSX SEM. La biomasa se digirió siguiendo el método EPA 3052 para biósólidos y el agua con el método EPA 3015H (EPA 1998). La concentración de Pb en ambos casos se determinó por ICP-AES (plasma acoplado inductivamente-espectrometría de emisión atómica) de acuerdo al método EPA 6010B (EPA 1998). El equipo de análisis fue un Espectrofotómetro de Emisión Perkin Elmer Optima 3300DV.

La eficiencia de bio-absorción de Pb por el lirio acuático se determinó con base a la siguiente ecuación:

$$\text{Eficiencia de Bio-absorción (\%)} = \frac{[\text{Pb}]B_f * B_T * 100}{[\text{Pb}]S_i}$$

En donde,

$[\text{Pb}]B_f$ es la concentración de plomo en la biomasa al final del tratamiento (mg Pb/g de biomasa en peso seco), B_T es la cantidad total de biomasa utilizada (g en peso seco) y $[\text{Pb}]S_i$ es la concentración de plomo en solución al inicio del experimento (mg Pb/l). Tomando en cuenta que la mayor concentración de Pb se acumula en la raíz y que el peso de esta parte de la planta es menor comparado con el peso de las hojas, estos cálculos se hicieron por separado, i. e. para raíz y hojas, sumando al final la eficiencia de estos órganos para obtener la eficiencia total.

Lixiviación

Los experimentos de lixiviación se realizaron en condiciones batch (i. e., sin suministro constante de solución lixivante) usando la biomasa seca y molida de las raíces del lirio del tratamiento de 200 ppm. Se usaron estas plantas porque fueron las que acumularon la mayor concentración de Pb en los experimentos de bio-absorción

(36741.9 mg Pb/kg de biomasa peso seco), siendo las raíces el tejido que concentró el 99.8% del plomo absorbido.

La relación sólido (biomasa)–líquido (solución lixivante) de los experimentos fue 1:100; i.e., se lixiviaron 2.5 g de biomasa en 250 ml solución de oxalato de amonio 0.3 M. Se probaron dos esquemas de lixiviación, uno simple (una etapa) y otro secuencial (dos etapas). En ambos casos se realizaron dos series de experimentos con tres replicas cada una y diferente tiempo de extracción: 8 y 16h para la lixiviación simple, y 2 y 4h para cada una de las etapas de la lixiviación secuencial, que al sumarlas dan un tiempo de extracción total de 4 y 8h respectivamente.

Al final de cada experimento, la biomasa se separó del lixiviado usando un colador de plástico (con un diámetro de malla de 1 mm), se enjuagó con 250 ml de agua desionizada, se escurrió y se secó a 70°C por 3 días. Los lixiviados y la solución de enjuague fueron filtrados para remover los sólidos suspendidos usando filtros Whatman. Posteriormente se fijaron con 5 ml de HNO_3 y se refrigeraron hasta su digestión.

La concentración de plomo de la biomasa lixiviada, lixiviados y solución de enjuague se determinó siguiendo los mismos métodos de digestión (EPA 3052 para biosólidos y EPA 3015H para muestras acuosas) y análisis (EPA 6010B por ICP-AES) mencionados en la sección anterior.

La eficiencia de lixiviación de Pb del el oxalato de amonio se calculó con la siguiente ecuación:

$$\text{Eficiencia de Lixiviación (\%)} = \left| \frac{[\text{Pb}]B_f * 100}{[\text{Pb}]B_i} \right| - 100$$

En donde,

$[\text{Pb}]B_i$ y $[\text{Pb}]B_f$ es la concentración de Pb en la biomasa (mg Pb/kg de biomasa en peso seco) al inicio y al final de la lixiviación respectivamente.

Finalmente, el contenido de nitrógeno amoniacal (N-NH_3), orgánico (N-Org) y total (NT) de la biomasa, antes y después de la lixiviación,

se determinó por el método Kjeldahl (AOAC 1995).

Electro-recuperación

Los lixiviados obtenidos en la serie de experimentos de la lixiviación secuencial se mezclaron y se filtraron nuevamente con filtros Whatman para remover el precipitado que pudo haberse formado y garantizar solo el complejo soluble de oxalato de plomo. A partir de esta solución, se llevo a cabo la recuperación electroquímica del Pb, vía electrodeposición, mediante la técnica de cronopotenciometría (CP). El software y equipo electroquímico empleados fueron Gammy Framework y Potenciostato/Galvanostato (Bioanalytical System) BAS-Epsilon-EC-ver 1.31.65 NT, respectivamente.

Los experimentos se realizaron por triplicado en una celda electroquímica de acrílico de 4x5x3 cm (alto, largo y ancho respectivamente). El electrodo de referencia fue un electrodo de calomel saturado (SCE), el contra-electrodo una placa de titanio recubierta con iridio (4x3 cm) y el de trabajo un electrodo poroso de cobre (4x1x1 cm). El tiempo de electro-deposito fue de 1 h y la corriente aplicada de -0.095 A, parámetros óptimos de recuperación de Pb que se determinaron en un estudio preliminar.

La concentración de Pb en el lixiviado antes y después del electro-deposito se determinó por Espectrofotometría de Absorción Atómica en un espectrofotometro Perkinn Elmer AAnalyst 200.

Previamente las muestras se digirieron con HNO₃ siguiendo el método EPA 3015H (EPA 1998).

La eficiencia de recuperación de Pb se determinó empleando la siguiente ecuación:

$$\text{Eficiencia de recuperación (\%)} = \frac{([\text{Pb}]_{L_i} - [\text{Pb}]_{L_f}) * 100}{[\text{Pb}]_{L_i}}$$

En donde,

[Pb]_{L_i} y [Pb]_{L_f} es la concentración de Pb en el lixiviado (mg Pb/l) al inicio y al final del electro-deposito respectivamente.

Para corroborar el depósito de plomo, se realizaron experimentos en el mismo sistema pero usando una placa de cobre como electrodo de trabajo. El área de depósito fue de 1 cm² y se aplico una corriente de -0.002 A. El deposito obtenido se caracterizó mediante la técnica de energía dispersiva de rayos X (EDS), que se hizo con un microscopio electrónico de barrido (MEB) JEOL JSM 4500-MV.

Resultados y Discusión

Bio-adsorción

La concentración de Pb en la biomasa del lirio acuático y el agua residual al final de los experimentos de bio-adsorción se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1. Estadística básica de la concentración de Pb en la biomasa del lirio acuático [mg Kg⁻¹] y el agua residual [mg L⁻¹] al inicio y al final de los tratamientos

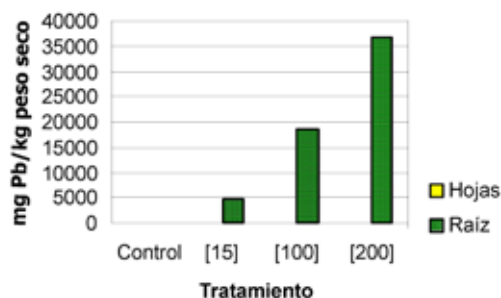
Tratamiento	Lirio (mg Pb/kg peso seco)		Agua (mg Pb/l)
	Raíz	Hojas	
Plantas Madre	9.6 (1.5)	<0.05* (0)	-
Control	9.9 (2.7)	<0.05* (0)	<0.05* (0)
[15]	4865.1 (688.6)	54.6 (1.23)	0.7 (0.09)
[100]	18652.9 (315.9)	34.3 (22.4)	24.8 (0.26)
[200]	36670.3 (4582)	71.6 (57.4)	124.8 (8.11)

Notas: promedio y desviación estándar (STD) de n=3

* Por debajo del límite de detección

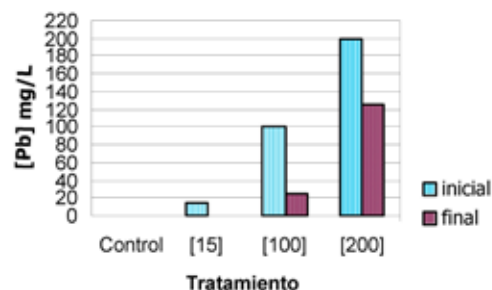
Las plantas madre (PM) o recién colectadas presentaron cantidades traza de Pb en la raíz, lo que indica cierta contaminación de las aguas del canal de la Venta. Después de los tratamientos se observó una relación directamente proporcional entre la concentración de plomo en solución y la concentración de plomo en el lirio, i.e. a mayor concentración de Pb en solución mayor bio-acumulación en la biomasa (Fig. 1). Como se ha demostrado en otros estudios (Núñez-López y col. 2003), prácticamente la totalidad del Pb absorbido, i.e. 99.8 %, se acumulo en la raíz. Este hecho, demuestra que el lirio presenta una estrategia de exclusión extracelular que impide el paso del plomo al interior de sus células y obstruye su translocación a los tejidos aéreos (Hansel, et al., 1999). El proceso involucrado podría ser la absorción extracelular del plomo por los grupos carboxilo (-COOH) de los carbohidratos de la pectina (e. g. ácidos galacturónico y glucurónico), lignina o celulosa de la pared celular de las células de la raíz (Mari y Lebrun 2005, Sharma y Dubey 2005).

Fig. 1. Concentración de Pb en hojas y raíz del lirio al final de los tratamientos (Tratamientos: 15, 100 y 200 ppm, Tiempo de exposición: 14 días)



Por otra parte, la concentración de Pb en el agua residual al final de los experimentos se redujo considerablemente (Fig. 2), resultado que básicamente se explica por el proceso de bio-absorción de Pb efectuado por el lirio.

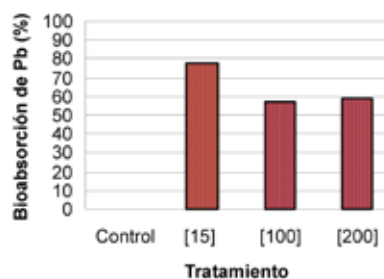
Fig. 2. Concentración de Pb en el agua residual al inicio y al final de los tratamientos (Tratamientos: 15, 100 y 200 ppm, Tiempo de exposición: 14 días)



En el tratamiento de 15 ppm, el nivel de plomo en el agua residual al final de los experimentos se redujo tanto que sus valores estuvieron por debajo de los límites permisibles (i.e., 5 mg/l) establecidos en la legislación ambiental (NOM-002-Ecol-1996), lo que no sucedió con los otros dos tratamientos (Fig. 2). Cabe señalar que al final de los experimentos, la concentración de Pb en los tratamientos de 100 y 200 ppm fue mayor a la esperada porque el volumen de agua fue menor debido tanto a la evapo-transpiración efectuada por el lirio como a la evaporación propia de las condiciones ambientales. Si se diluyera la solución de ambos tratamientos entonces la concentración de Pb sería menor y las plantas serían más eficientes para absorberlo. Además, cosechas y resiembras continuas del lirio podrían bajar los niveles de plomo hasta los límites permisibles.

La eficiencia de bio-absorción de Pb por el lirio fue de 77.5, 57 y 59% para los tratamientos de 15, 100 y 200 ppm respectivamente (Fig. 3).

Fig. 3. Eficiencia de bio-absorción de Pb por el lirio acuático (Tratamientos: 15, 100 y 200 ppm, Tiempo de exposición: 14 días)



La eficiencia de las plantas de los tratamientos de 100 y 200 ppm fueron muy similares entre si, pero fueron bajas en comparación con las del tratamiento de 15 ppm, haciendo evidente que las altas concentraciones de Pb afectan el crecimiento de las plantas y por lo tanto su eficiencia de absorción. Probablemente las raíces del lirio expuestas a altas concentraciones llegan a un punto de saturación que finalmente limita el crecimiento de las plantas. Se observó que las raíces de las plantas de 15 ppm fueron mas frondosas y mejor desarrolladas que las raíces de otros tratamientos. Así mismo, tanto en el tratamiento de 15 como en el de 100 ppm se observó el desarrollo de nuevos retoños que no crecieron en el tratamiento de 200 ppm. En todos los tratamientos, hubo un incremento en cuanto al número de hojas. Por lo anterior, podemos decir que independientemente de la concentración de plomo el lirio sigue creciendo, pero su tolerancia y eficiencia de absorción es menor cuando la concentración de plomo es mayor.

La máxima eficiencia obtenida en este estudio (77.5%) fue ligeramente mayor a la máxima eficiencia estimada de un estudio anterior (72 %) (Núñez-López y col. 2003), las cuales fueron determinadas en el verano y primavera respectivamente. De acuerdo con Polprasert (1996), la época óptima para el desarrollo del lirio es el verano y por lo tanto su eficiencia de bio-absorción es mayor. Además de estar relacionada con la fenología (estado de desarrollo o madurez de la planta), estacionalidad y tolerancia de las plantas, la eficiencia dependerá del tipo de metal y de la concentración del metal en solución, así como de las condiciones de cultivo, e. g. densidad de plantas, cultivo externo (outdoor) o cultivo interno (indoor o invernadero).

Lixiviación

La concentración de plomo en la biomasa lixiviada, lixiviados y agua de enjuague se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Estadística básica de la concentración de Pb en la biomasa [mg Kg^{-1}], lixiviados [mg L^{-1}] y el agua de enjuague [mg L^{-1}] al final de proceso de lixiviación

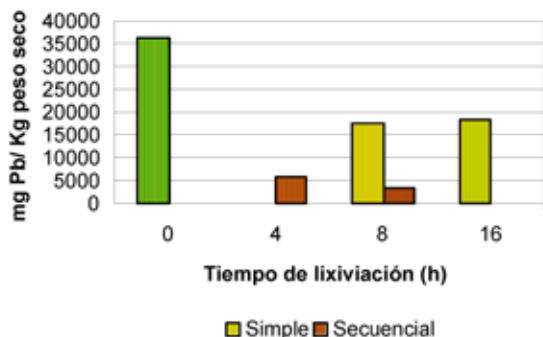
Esquema	Biomasa lixiviada mg Pb/kg peso seco		Lixiviado mg Pb/l			Agua de enjuague mg Pb/l		
	Simple	Secuencial	Simple	Secuencial			Simple	Secuencial
				1 ^{ra} etapa	2 ^{da} etapa	Total		
Tiempo								
4	-	5656.2 (260.4)	-	160.8 (3.9)	62.3 (2.4)	223.1	-	0.148 (0.006)
8	17424.3 (560.8)	3338.6 (119.1)	145.9 (6.4)	185 (5.5)	68.2 (8.5)	253.2	4.98 (0.5)	ND
16	18473.0 (1963.7)	-	182 (6)	-	-	-	5.6 (1.8)	-

Notas: La concentración inicial de Pb en la biomasa de la raíz del lirio fue de 36390.8 mg/kg peso seco. Cada valor es el valor promedio de n=3. Entre paréntesis se indica la desviación estándar

Al final del proceso de lixiviación, la concentración de plomo [Pb] de la biomasa se redujo considerablemente tanto en el esquema de lixiviación simple como en el secuencial, sin embargo, fue significativamente menor en este último a pesar de que el tiempo de extracción fue menor (Fig.4). En la Fig. 4 se observa que en los experi-

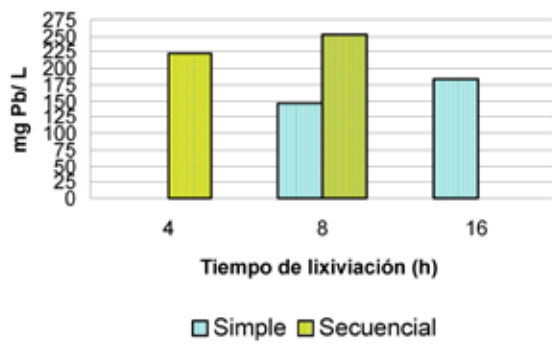
mentos de lixiviación simple (8 y 16h), la concentración de Pb que permaneció en la biomasa del lirio fue muy similar, mientras que en los de lixiviación secuencial (4 y 8h) la concentración de Pb se redujo a medida que aumento el tiempo de extracción.

Fig. 4. [Pb] en la biomasa del lirio acuático al final de la lixiviación (2.5 de biomasa seca en 250 mL de Oxalato de amonio 0.3 M)



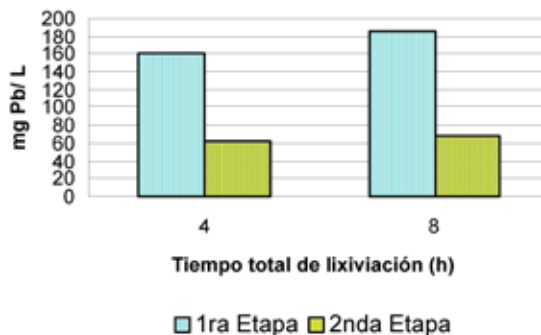
La concentración de plomo en los lixivios obtenidos es consistente con lo esperado, i.e., en los experimentos donde hubo mayor extracción de Pb de la biomasa, la concentración de Pb en los lixivios fue mayor (Fig. 5), e. g. la concentración más alta de Pb (253 mg/l) correspondió a los lixivios de la lixiviación secuencial de 8h, que fue el proceso de extracción más efectivo.

Fig. 5. [Pb] en los lixivios de lirio después de un proceso de lixiviación simple y secuencial con diferente tiempo de extracción (2.5 de biomasa seca en 250 mL de Oxalato de amonio 0.3 M)



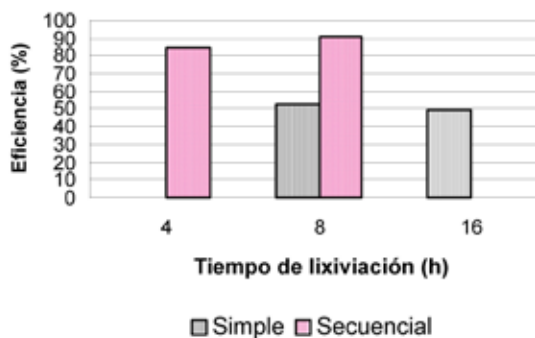
Considerando la concentración de Pb de los lixivios obtenidos en la lixiviación secuencial, la primera etapa sería determinante en el proceso de extracción de Pb, pues es en esta donde la concentración de Pb es mayor, aumentando a medida que aumenta el tiempo de extracción (Fig. 6).

Fig. 6. [Pb] en los lixivios de lirio a partir de un proceso de lixiviación secuencial de dos etapas (2.5 de biomasa seca en 250 mL de Oxalato de amonio 0.3 M)



Respecto a la eficiencia de lixiviación, las eficiencias más altas fueron para los procesos de lixiviación secuencial superando considerablemente a los procesos de lixiviación simple. En el primer caso, las eficiencias estimadas fueron de 85 y 91% para procesos con tiempos de extracción total de 4 y 8 horas respectivamente, mientras que en la lixiviación simple se estimó una eficiencia de 49 y 52% para procesos con tiempos de extracción de 8 y 16 h respectivamente (Fig. 7). Estos resultados indican que la lixiviación secuencial fue más efectiva para la extracción de Pb de la biomasa que la lixiviación simple con tiempos de extracción considerablemente menor.

Fig. 7. Eficiencia de lixiviación de Pb del oxalato de amonio en procesos de lixiviación simple y secuencial con diferentes tiempos de extracción

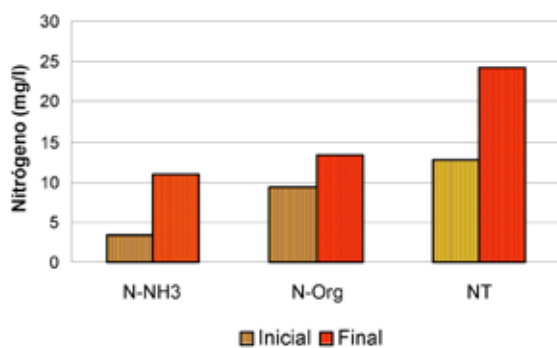


Es importante señalar que a pesar de las altas eficiencias obtenidas en los procesos de lixiviación secuencial, el nivel de plomo de la biomasa de lirio no se redujo a los niveles permisibles (i.e.,

300-800 mg Pb/kg peso seco) establecidos en la legislación ambiental sobre el uso y disposición de lodos y biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002). La lixiviación secuencial se realizó en dos etapas partiendo de una concentración inicial de 36390.8 mg Pb/kg peso seco. Al final del proceso la concentración de plomo en la biomasa de lirio se redujo a 5656.2 y 3338.6 mg/kg peso seco para un tiempo de extracción total de 4 y 8 horas respectivamente (Tabla 2, Fig.4). Con base a estos resultados observamos que a medida que aumenta el tiempo de extracción se reduce la concentración del Pb en la biomasa, por lo tanto, si aumentamos el tiempo de extracción en la primera etapa, probablemente se bajarían los niveles de plomo hasta cumplir con los límites permisibles. Otra posibilidad para cumplir con la legislación ambiental sería aplicando un esquema de lixiviación secuencial de tres etapas.

El nivel de compuestos nitrogenados en la biomasa del lirio, i.e. nitrógeno amoniacal (N-NH₃), orgánico (N-Org) y total (NT), se incrementó significativamente después del proceso de lixiviación (Fig. 8). Esto es alentador porque entonces la biomasa, una vez destoxificada, podría ser aprovechada como fertilizante.

Fig. 8. Componentes nitrogenados en la biomasa del lirio antes y después de la lixiviación: nitrógeno amoniacal (N-NH₃), orgánico (N-Org) y total (NT)



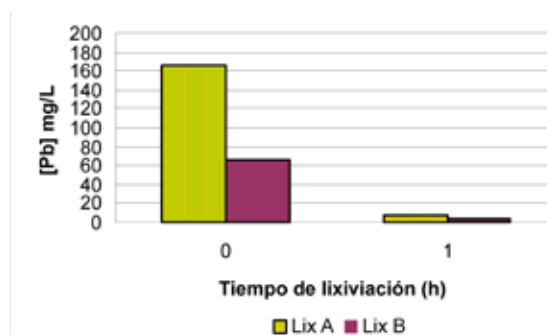
Suponemos que el enriquecimiento de la biomasa con compuestos nitrogenados ocurre mediante un proceso de intercambio catiónico, en donde el plomo (Pb²⁺) unido a algún grupo funcional de la raíz, probablemente grupos carboxílicos (COOH), es complejado y extraído por los

oxalatos (COO)₂²⁻ para formar el oxalato de plomo soluble a través de la siguiente reacción: $Pb^{2+} + 2(COO)_2^{2-} \leftrightarrow Pb[(COO)_2]_2^{2-}$ (Núñez-López y col. 2008). Entonces los grupos funcionales libres de plomo (COO⁻), quedan disponibles como sitios de unión de cationes (cation-binding sites) y serán ocupados por NH₄⁺ que posteriormente se reducirá a NH₃. De acuerdo con Gramms y col. (2004), el catión NH₄⁺ funciona como un catión de intercambio y como un donador de protones. De esta manera la biomasa será enriquecida con amonio y podría ser utilizada como fertilizante. Cabe destacar que los fertilizantes a base de amonio son los más importantes entre los fertilizantes sintéticos por su alto contenido de nitrógeno (80% w/w) (Miller y Cramer, 2004).

Electro-recuperación

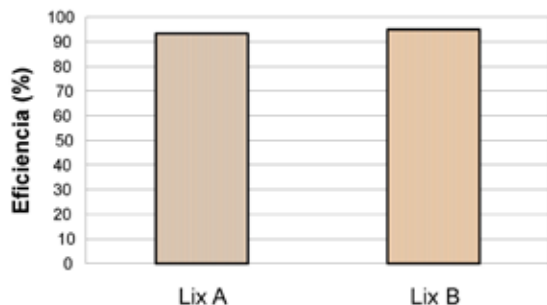
Después de una hora de electrólisis (electro-deposito) sobre el electrodo poroso, la concentración de plomo en los lixiviados de la primera (Lix A) y segunda (Lix B) etapa de la lixiviación secuencial se redujo sustancialmente (Fig. 9).

Fig. 9. Concentración de plomo en los lixiviados de la primera (Lix A) y segunda etapa (Lix B) de la lixiviación secuencial antes (tiempo 0) y después (1h) de la electro-recuperación



La eficiencia de remoción de plomo en ambos lixiviados fue alta (Fig.10), obteniéndose valores similares a pesar de que la concentración inicial de Pb entre uno y otro lixiviado fue bastante diferente. Dicho resultado, indica que el proceso de electrólisis es eficiente independientemente de la concentración inicial de plomo.

Fig. 10. Eficiencia de electro-recuperación de plomo a partir de lixiviados con diferente concentración de plomo inicial: Lix A = 166 mg Pb/l, Lix B = 66 mg Pb/l



La concentración de plomo del lixiviado A se redujo de 166 a 8.5 mg/l. Sin embargo, su valor excede ligeramente los límites permisibles de 5 mg/l establecidos en la legislación ambiental mexicana relacionada con la descarga de aguas residuales en los sistemas de alcantarillado municipal (NOM-002-Ecol.1996). Por el contrario, la concentración de plomo en el lixiviado B se redujo de 66 a 4.5 mg Pb/l, quedando por debajo de los límites permisibles. Probablemente al aumentar el tiempo de electrólisis (15 o 30 minutos más) se pudiera bajar el nivel de plomo en el lixiviado A para cumplir con los requerimientos establecidos en la legislación ambiental.

El microanálisis efectuado en la placa de cobre indica que el depósito estuvo compuesto principalmente de plomo (Fig. 11). Además, las micrografías obtenidas por el microscopio óptico de barrido, muestran que el depósito se distribuyó uniformemente y presentó un crecimiento nodular (Fig. 12).

Fig. 11. Microanálisis del depósito de Pb del lixiviado A, obtenido por EDS

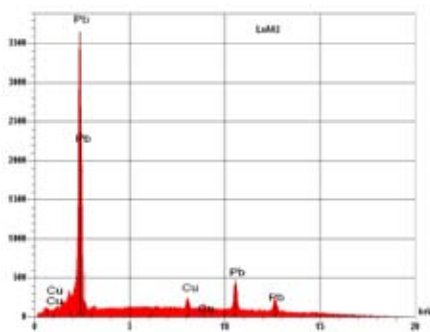
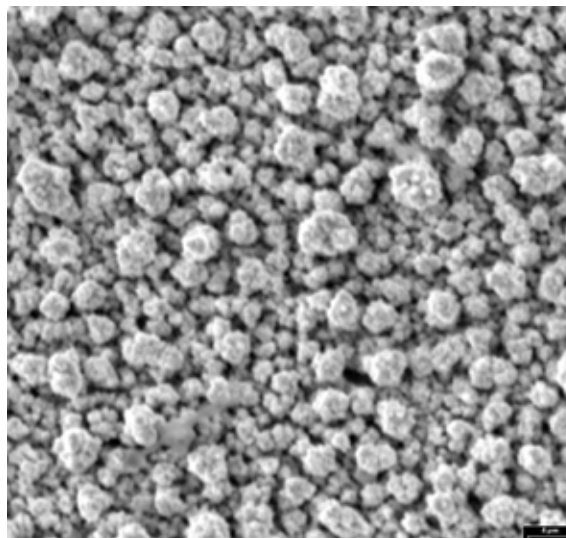


Fig. 12. Micrografía obtenida por el MEB del depósito de plomo del lixiviado A. 3500 X, 4µm



Una de las alternativas para recuperar el plomo de aguas contaminadas es por medio de métodos electroquímicos, particularmente por electro-depósito, que se obtiene a partir de la reducción de un ión metálico sobre un sustrato. Generalmente la electro-recuperación se aplica para aguas residuales industriales o mineras con altas concentraciones de metales. En este caso este estudio se plantea para recuperar plomo a partir de soluciones diluidas, tomando en cuenta que la solución obtenida durante la lixiviación de las plantas contaminadas presenta bajas concentraciones de Pb. Los resultados obtenidos demuestran que esto es posible y que incluso los niveles de plomo pueden reducirse hasta satisfacer los requerimientos establecidos en la legislación ambiental. Faltaría escalar este proceso a nivel piloto y realizar una evaluación sobre el costo energético y otros insumos para determinar la viabilidad económica del proceso.

Conclusiones

El lirio acuático es una planta con alto potencial para la fitorremediación de aguas contaminadas con plomo por su alta capacidad para absorberlo mediante el proceso natural de rizofiltración. La raíz es la parte de la planta donde se acumula el 98.8 % del plomo absorbido por lo que necesita un tratamiento previo antes de ser desechadas. Las hojas, que son más volumi-

nosas y pesadas que la raíz por su alto contenido de agua, podrían ser desechadas sin ningún riesgo o podrían ser aprovechadas como forraje o composta. En las soluciones más diluidas de nuestro estudio (15 mg Pb/l), se obtuvo la más alta eficiencia de bio-absorción (i. e. 77.5 %) y esta fue suficiente para bajar los niveles de plomo a los límites permisibles establecidos en la legislación ambiental. La eficiencia en los tratamientos con las concentraciones más altas (100 y 200 mg Pb /l) fue similar, con valores entre 57-59%. Los niveles de Pb en estos tratamientos podrían reducirse a los límites permisibles si las soluciones se diluyeran para aumentar la eficiencia del lirio o con un esquema de cosecha y resiembra continuas del lirio. De esta manera, los sistemas de lirio acuático podrían representar una opción viable en el estado de Querétaro y a nivel nacional para enfrentar el problema de contaminación de aguas con plomo y podría hacerse extensivo para remover otros metales.

El método de lixiviación con oxalato de amonio, es efectivo para el tratamiento de la biomasa del lirio generada en el proceso de rizofiltración de plomo, pues reduce sustancialmente los niveles de plomo de la biomasa de la raíz de lirio. De los esquemas aplicados, la lixiviación secuencial fue la más eficiente y aumenta conforme aumenta el tiempo de extracción. Las eficiencias de extracción de plomo determinadas en este estudio fueron de 85 y 91 % para procesos de lixiviación secuencial con un tiempo total de extracción de 4 y 8 h respectivamente. Las eficiencias para los procesos de lixiviación simple fueron de 49 y 52 %, incluso a mayores tiempos de lixiviación, i. e. 8 y 16 h respectivamente. Aún cuando se obtuvieron altas eficiencias en los procesos de lixiviación secuencial (e. g. de 36390.8 a 3338.6 mg Pb/kg peso seco) la concentración de plomo en la biomasa supera los niveles permisibles, pero aumentando el tiempo de extracción o aplicando un esquema de lixiviación secuencial de tres etapas podrían reducirse los niveles de plomo en la biomasa a los límites permisibles. Una de las ventajas del método de lixiviación propuesto es que efectivamente la biomasa lixiviada al final del proceso se enriquece significativamente con compuestos nitrogenados, por lo que la biomasa, una vez detoxificada por completo podría ser empleada como fertilizante. Este método además podría hacerse extensivo a otras plantas, tanto

terrestres como acuáticas. Esta es una contribución importante del presente trabajo, incluso a nivel internacional, porque se están aportando elementos para el manejo y uso de la biomasa de las plantas contaminadas generadas en los procesos de fitorremediación de metales, que era lo que limitaba la implementación de esta tecnología a gran escala.

Los lixiviados obtenidos en el proceso de lixiviación pueden tratarse con métodos electroquímicos para reducir la concentración de plomo a los límites permisibles. La eficiencia de electroremoción de plomo fue alta, i.e., 93 y 95 % para los lixiviados con concentración inicial de 66 y 166 mg Pb/l. A pesar de que la eficiencia de remoción fue similar, en los lixiviados con bajas concentraciones de Pb inicial los niveles de plomo se redujeron a los niveles permisibles. En los lixiviados con concentración de inicial de 166 mg Pb/l, los niveles de plomo exceden ligeramente los límites permisibles, por lo que se requerirá de un mayor tiempo de electro-depósito para cumplir con la legislación ambiental. El plomo recuperado podría entonces ser confinado con mayor seguridad.

En general, la propuesta integral que presentamos para el tratamiento de aguas contaminadas con plomo a partir de plantas bio-absorbentes del lirio acuático, fortalecerán la estrategia de fitorremediación de metales a nivel mundial y podría implementarse a gran escala, sin la generación de residuos peligrosos, sino de biomasa residual que después de un proceso de detoxificación y enriquecimiento con oxalato de amonio podría ser aprovechada como fertilizante.

Agradecimientos

Se agradece al CONACyT por su apoyo a través del proyecto Z-039, al CIDETEQ por la beca otorgada para realizar mis estudios, a Juan Carlos Chacón por su apoyo en la colecta del lirio, a Patricia Díaz, por sus valiosos consejos durante toda la parte experimental, a Guadalupe Olvera, y Guillermo Carranza por su apoyo en el análisis del Pb, a Carlota Ruíz por analizar el contenido de nitrógeno de la biomasa y a José Germán Flores por los análisis EDS y microfotografías de los depósitos en el MEB.

Referencias Bibliográficas

- Association of Official Agricultural Chemists (AOAC). 1995. *Official Methods of Analysis*. 15 Ed. AOAC. Washington, USA.
- Arango Guevara A. F. 2006. *Caracterización geológico-ambiental de la cuenca del río Chichimequillas, Estado de Querétaro*. Tesis de Maestría. Centro de Geociencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. 146 pp.
- Brooks C. S. 1991. *Metal recovery from industrial waste*. Lewis Publisher. Michigan, USA. 267 pp.
- Cabrera L. G. y Ma. G. Rodríguez, 1997. *El estado actual del medio ambiente en Querétaro*. Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro (CONCYTEQ), 171 pp.
- Cárdenas V. Soraya, 2002. *The Government of Queretaro response to an impending water crisis*. PhD Thesis. Graduate College, University of Nebraska. Lincoln, Nebraska, USA. 174 p.
- CNA, 2008. *Estadísticas del Agua en México 2008*. Comisión Nacional del Agua, México D. F. 227 pp.
- Chen W., A. Mulchandani y R. Mehra. 2001. *Development of novel bioadsorbents for heavy metals removal*. EPA report R827227. National Center for Environmentla Research, USA.
- Chigbo F. E., R. W. Smith y F. L. Shore. 1982. Uptake of arsenic, cadmium, lead and mercury from polluted waters by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Environmental Pollution (Series A)*, 27:31-36.
- CQRN, 2003. *El sistema de agua en la región Querétaro de la cuenca Lerma-Chapala*. Tomo VII. Centro Queretano de Recursos Naturales, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro. 124 pp.
- Delgado M., M. Bigeriego y E. Guardiola. 1993. Uptake of Zn, Cr and Cd by water hyacinths. *Water Research* 27(2):269-272
- Dos Santos M. C. y E. Lenzi. 2000. The use of aquatic macrophytes (*Eichhornia crassipes*) as a biological filter in the treatment of lead contaminated effluents. *Environmental Technology*, 21(6):615-622
- Dushenkov V., P. B. A. N. Kumar, H. Motto, e I. Raskin. 1995. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental Science and Technology*, 29:1239-1245.
- Environmental Protection Agency (EPA), 1998. *Methods for analytes and properties, OSW methods team*. United States Environmental Protection Agency, USA.
- Environmental Protection Agency (EPA), 2000. *Introduction to Phytoremediation. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development*. Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-99/107. 72 p.
- Gardea-Torresdey J. L., G. De la Rosa y J. R. Peralta-Videa. Use of phytofiltration technologies in the removal of heavy metals: a review. *Pure Applied Chemistry*, 76(4): 801-813.
- Ghosh, M. S. y P. Singh. 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts, *Applied Ecology and Environmental Research* 3:1-18.
- Girovich M. 1996. Biosolids characterization, treatment and use: an overview, 1-45 p. In: M. Girovich (Ed), *Biosolids: treatment and management, processes for beneficial use*. Marcel Dekker, Ink, New York, USA.
- Gramms G., K. D. Voigt, y H. Bergmann. 2004. Plant availability and leaching of (heavy) metals from ammonium-, calcium-, carbohydrate-, and citric acid-treated uranium-mine-dump soil, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167: 417-427.
- Hansen C., S. Fendorf, S. Sutton, y M. Newville. 1999. Iron and lead sequestration at the soil-root interface. Biological Science, Advanced Photon Source User Activity Report, Argonne National Laboratory, U. S. Department of Energy. <http://aps.anl.gov/Science/Reports/1999/hanselc1.pdf>

- Heaton C., J. Frame y J. K. Hardy. 1987. Lead uptake by the water hyacinth. En: K. R. Reddy & W. H. Smith (eds.), *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Magnolia Publishing Inc. Orlando, Florida, USA. 463-470.
- Herre A., C. Siebe y M. Kaupenjohann, 2004. Effect of irrigation water quality on organic matter, Cd and Cu mobility in soils of central México. *Water Science and Technology*, 50(2): 277-284.
- Hetland M. D. , J. R. Gallagher, D. J. Daly, D. J. Hassett, y L. V. Heebink. 2001. Processing of plants used to phytoremediate lead-contaminated sites, in: A. Leeson, E. A. Foote, M. K. Banks, V. S. Magar (Eds.), *Phytoremediation, wetlands, and sediments*, The Sixth International *In Situ* and *On-Site* Bioremediation Symposium, Batelle Press, USA, pp. 129-136.
- Hoffman T, C. Cutter, y J. M. Santamaría. 2004. Capacity of *Salvinia minima* Baker to tolerate and accumulate As and Pb. *Engineering in Life Sciences*, 4(1):61-65.
- Keller C., C. Ludwig, F. Davoli, y J. Wochele. 2005. Thermal Treatment of Metal-Enriched Biomass Produced from Heavy Metal Phytoextraction, *Environmental Science and Technology*, 39:3359–3367.
- Lytle C. M, F. W. Lytle, N. Yang, J. H. Qian, D. Hansen, A. Sayed, y N. Terry. 1998. Reduction of Cr(VI) to Cr (III) by wetland plants; potential for *In situ* metal detoxification. *Environmental Science and Technology*, 32: 3087-3093
- Mari S. y M. Lebrun. 2005. Metal immobilization: where and how?. *Topics in Current Genetics*. Vol.1. Springer Berlin/Heidelberg, Germany, 273-298.
- Martínez M. y A. García. 2001. Flora y vegetación acuáticas de localidades selectas del estado de Querétaro, *Acta Botánica Mexicana*, 54:1-23.
- Mestre E. 2001. *The design of River Basin Organizations in México: the example of the Lerma-Chapala*. 5th River Basin Management Workshop. The Water Resources Management Thematic Group in RDV & World Bank Institute, Washington D. C. 28 p.
- Miller A. J. y M. D. Cramer. 2004. Root nitrogen acquisition and assimilation, *Plant and Soil*, 274:1-36.
- Muramoto S. y Y. Oki. 1983. Removal of some heavy metals from polluted water by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 30:170-177
- Norandi M. 2005. Están contaminados todos los acuíferos superficiales: expertos, p. 52-59. En; *El agua*, Ediciones la Jornada. México D. F. 333 pp.
- Nor Y. M. 1990. The absorption of metal ions by *Eichhornia crassipes*. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 85-91
- Núñez-López R. A., Y. Meas-Vong, R. Ortega y E. Olguín. 2003. Aprovechamiento del lirio acuático para el tratamiento de aguas contaminadas con plomo. *Memorias del Simposio "La Investigación y el Desarrollo Tecnológico en Querétaro 2003"*, CONCYTEQ, Querétaro, Qro. Octubre 2003, 1-10 p.
- Núñez-López R. A., Y. Meas-Vong, R. Ortega y E. Olguín 2004. Fitorremediación de aguas contaminadas: fundamentos y aplicaciones. *CIENCIA*, 55(3): 69-82.
- Núñez-López R. A., Y. Meas-Vong, R. Ortega y E. Olguín. 2005. Sistemas de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*); una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados. *Aquaforum*, 39(9):29-31
- Núñez-López R. A., Y. Meas-Vong, S. C. Gama, R. Ortega y E. J. Olguín. 2008. Leaching of lead by ammonium salts and EDTA from *Salvinia minima* biomass produced during aquatic phytoremediation. *Journal of Hazardous Materials*, 154:623-632
- Olguín E. J, Hernández E. e I. Ramos. 2002. The

- effect of both different light conditions and the pH value on the capacity of *Salvinia minima* baker for removing cadmium, lead and chromium. *Acta Biotechnologica*, 22(1-2):121-131
- Olguín E., G. Sánchez-Galván, T. Pérez-Pérez, y A. Pérez-Orozco. 2005. Surface adsorption, intracellular accumulation, and compartmentalization of Pb(II) in batch-operated lagoons with *Salvinia minima* as affected by environmental conditions, EDTA and nutrients, *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 32: 577-586
- Perrusquía G., 2003. *Sistemas Acuáticos Sostenibles: estudio para la ciudad de Querétaro y sus alrededores*. Proyecto realizado dentro del marco de Cooperación Científica México-Suecia con el apoyo de Chalmers y la Fundación STINT. Reporte Final. Tomo VI. Centro Queretano de Recursos Naturales, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro. 91 pp.
- Peters N. E. y M. Meybeck, 2000. Water quality degradation effects on freshwater availability: impacts of human activities. *Water International*, 25(2):185-193
- Piotrowski J. K y D. O. Coleman. 1980. *Environmental hazards of heavy metals: summary evaluation of lead, cadmium and mercury*. Global Environmental Monitoring System, GEMS, UNEP, WHO., Universidad de Londres. 43 pp.
- Polprasert C. 1996. *Organic waste recycling, technology and management*. 2ed. Wiley. Ontario, Canada. 412 pp.
- Reed S. C., R. W. Crites y E. J. Middlebrooks. 1995. *Natural systems for waste management and treatment*. 2nd ed. McGraw-Hill Inc. New York, USA. 433 pp.
- Sas-Nowosielska A., R. Kucharski, E. Małkowski, M. Pogrzeba, J. M. Kuperberg, y K. Kryński. 2004. Phytoextraction crop disposal: an unsolved problem, *Environmental Pollution* 128: 373-379.
- SEDESU 2001. *Situación actual en el Estado de Querétaro del Recurso Natural no renovable denominado Agua*. Informe Final. Gobierno del Estado de Querétaro, Secretaria de Desarrollo Sustentable, 60 pp.
- SEDESU 2005. *Diagnostico Ambiental*. Gobierno del estado de Querétaro, Secretaria de Desarrollo Sustentable, 39 pp.
- SEMARNAT 2002. *Estudio técnico para la reglamentación de la cuenca Lerma Chapala*. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 56 pp.
- SEMARNAT, 2003. *Informe de la situación del medio ambiente en México, 2002*. Compendio de Estadísticas Ambientales. 280 pp.
- Sharma P y R. S. Dubey. 2005. Lead toxicity in plants. *Toxic Metals in Plants. Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17(1):35-52.
- Zhu. Y. L., A. M. Zayed, J.H. Quian, M. de Souza y N. Terry. 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: II. Water hyacinth. *Journal of Environmental Quality*, 28:339-344.