

## Material adsorbente a partir de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) para el tratamiento de aguas contaminadas por metales pesados.

Adsorbent based on Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for the treatment of water contaminated by heavy metals.

Collazo Alfaro Guadalupe<sup>4</sup>; Parra González José Silvestre<sup>4</sup>; Rivera Duarte Montserrat<sup>4</sup>; Núñez Vázquez Arely<sup>4</sup>; Espinoza Rodríguez David Antonio<sup>4</sup>; Zúñiga Soto David Uriel<sup>5</sup> López Alvarado Hugo<sup>1</sup>; Serafín Muñoz Alma Hortensia<sup>2</sup>; Gutiérrez Ortega Norma<sup>2</sup>; Bernal Cantero Alonso<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Doctorado en Ciencia y Tecnología del Agua, División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato;

<sup>2</sup>Laboratorio de ingeniería ambiental de Innovación Sustentable y Energías Renovables, División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato;

<sup>3</sup>Maestría en Ciencias del Agua, División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato;

<sup>4</sup>Departamento de Ingeniería Ambiental, División de ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato;

<sup>5</sup>Departamento de Ingeniería Química, División de Ciencias Naturales y Exactas, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato.

\*sermuah@ugto.mx

## RESUMEN

El uso de biomasa lignocelulósica que es considerada un material sustentable actualmente tiene gran impacto al referirse a la aplicación y desarrollo de tecnologías asequibles en materia de tratamiento de aguas contaminadas por metales pesados. Actualmente en el Estado de Guanajuato varios cuerpos de agua presentan impactos ambientales adversos como lo es el fenómeno de eutroficación.

En esta investigación se dio seguimiento a un material adsorbente previamente diseñado y desarrollado que pertenece a una línea de investigación del propio equipo de trabajo, este seguimiento consistió en realizar pruebas de interacción o impregnación con los metales pesados Pb (II), Cd (II) y Cr<sub>T</sub>, las pruebas de interacción se llevaron a cabo diversos valores de pH 5, 6 y 3 previamente determinados como los más eficientes en términos de adsorción, sometidos a una concentración de metal de 50 mg g<sup>-1</sup>, T=30±1°C, 16 h y 100 rpm. Para el proceso de desorción se empleó una solución de HCl 0.1 M, T=30±1°C, 8 h y 100 rpm. Los resultados demostraron eficiencias de adsorción y capacidades de adsorción aceptables, alcanzando para Pb q=12.41 mg g<sup>-1</sup> ER=80.03%, para Cd q=6.44 mg g<sup>-1</sup> ER=65.14% y Cr q=10.14 mg g<sup>-1</sup> ER=35.56%. Los resultados de desorción fueron más favorables para Pb (II) y Cd (II) con q<sub>des</sub>=12.34 mg g<sup>-1</sup> ED=99.46% q<sub>des</sub>=6.38 mg g<sup>-1</sup> ED=99.09% respectivamente. De esta manera, se concluye que este material adsorbente propuesto representa una alternativa sustentable y asequible en el desarrollo de tecnologías amigables con el medio ambiente aplicadas al tratamiento de aguas contaminadas por metales pesados.

**Palabras clave:** lirio acuático, adsorción, metales pesados, desorción.

## ABSTRACT

Using of lignocellulosic biomass which is considered a sustainable material, currently has a significant impact on the application and development of growing technologies for treatment of water contaminated by heavy metals. Currently, several water bodies in Guanajuato State present adverse environmental impacts, such as eutrophication.

This research focused on a previously designed and developed adsorbent material, part of a research line developed by our work team. This study consisted of interaction or impregnation tests with the heavy metals Pb(II), Cd(II), and Cr<sub>T</sub>. The interaction tests were carried out at various pH values (5, 6, and 3), previously determined to be the most efficient in terms of adsorption, subjected to a metal concentration of 50 mg g<sup>-1</sup>, T=30±1°C, 16 h, and 100 rpm. A 0.1 M HCl solution was used for the desorption process, T= 30±1°C, 8 h, and 100 rpm. The results demonstrated acceptable adsorption efficiencies and adsorption capacities, reaching q=12.41 mg g<sup>-1</sup> ER=80.03% for Pb, q=6.44 mg g<sup>-1</sup> ER=65.14% for Cd, and q=10.14 mg g<sup>-1</sup> ER=35.56%. The desorption results were most favorable for Pb(II) and Cd(II), with q<sub>des</sub>=12.34 mg g<sup>-1</sup> ED=99.46% and q<sub>des</sub>=6.38 mg g<sup>-1</sup> ED=99.09%, respectively. Thus, it is concluded that this proposed adsorbent material represents a sustainable and affordable alternative for the development of environmentally friendly technologies for the treatment of water contaminated by heavy metals.

**Keywords:** Water Hyacinth, adsorption, heavy metals, desorption.

## INTRODUCCIÓN

El lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) es una planta hidrófita flotante de la familia Pontederiaceae, ampliamente reconocida por su elevada capacidad de reproducción vegetativa y rápido crecimiento. Estas características le permiten colonizar rápidamente cuerpos de agua, formando extensos tapetes sobre la superficie, los cuales afectan negativamente a la biota nativa al bloquear la entrada de luz y disminuir significativamente los niveles de oxígeno disuelto (Rodríguez-Lara et al., 2022). Esta especie puede desarrollarse en aguas con un pH entre 6 y 8, tolera altas concentraciones de nitrógeno, y resiste temperaturas entre 1 °C y 40 °C, aunque su crecimiento óptimo ocurre entre los 25 °C y 27.5 °C.

A pesar de ser catalogado como una maleza acuática invasora debido a sus impactos sobre el ambiente, la salud pública y diversas actividades económicas (Malik, 2007), *E. crassipes* representa también un recurso con alto potencial de aprovechamiento. Su biomasa abundante ha sido utilizada en múltiples aplicaciones, tales como el tratamiento de aguas residuales, la biorremediación de metales pesados, la eliminación de colorantes, la producción de bioenergía y biocombustibles, además de usos en agricultura, medicina, alimentación animal y manufactura artesanal (Patel, 2012).

### Impacto ambiental

El lirio acuático presenta una tasa de reproducción extremadamente alta. Bajo condiciones favorables, puede duplicar su biomasa en aproximadamente 14 días. Se ha estimado que diez individuos pueden multiplicarse hasta alcanzar 655,360 plantas en un periodo de ocho meses, cubriendo cerca de media hectárea (Gunnarsson & Petersen, 2007). Esta proliferación se relaciona estrechamente con procesos de eutrofización, ya que la planta se beneficia de aguas con alta carga de nutrientes. No obstante, su propio ciclo de vida contribuye a agravar esta condición: al morir, sus restos vegetales se sedimentan y se descomponen lentamente, liberando nutrientes que retroalimentan el crecimiento de nuevas poblaciones, además de generar olores desagradables. Su distribución actual abarca los cinco continentes, y se espera que su expansión continúe hacia regiones de mayor latitud debido al cambio climático (Hellmann et al., 2008).

### Impacto socioeconómico

La invasión de *E. crassipes* en cuerpos de agua dulce representa un desafío considerable para diversas actividades humanas. La densidad de biomasa vegetal dificulta el transporte fluvial, interfiere con la pesca, reduce la actividad turística y afecta directamente a la agricultura mediante el bloqueo de canales de riego (Kateregga & Sterner, 2009). Además, se han reportado daños en redes de distribución de agua potable y sistemas industriales. Su acumulación y posterior descomposición masiva deterioran la calidad del agua, generan condiciones anaeróbicas, aumentan la liberación de gases nocivos y, debido a su composición rica en agua (90 %), elevan las tasas de evaporación (Gopal, 1987).

### Impacto en la salud pública

Las masas densas de lirio acuático alteran de manera significativa el ambiente físico y químico de los ecosistemas acuáticos, modificando la estructura trófica y los ciclos de nutrientes. La sombra generada por las plantas y su alta demanda de oxígeno durante el crecimiento provocan una reducción sustancial del oxígeno disuelto, afectando directamente a la fauna acuática (Villamagna & Murphy, 2010). Al descomponerse, liberan grandes cantidades de nutrientes que agravan la eutrofización y empeoran la calidad del agua, especialmente en regiones con estrés hídrico (Gaertner et al., 2016). Adicionalmente, estas condiciones favorecen la proliferación de vectores de enfermedades como mosquitos, aumentando el riesgo de transmisión de padecimientos como dengue, paludismo, filariasis, fiebre amarilla, encefalitis, entre otros (March-Mifsut & Martínez-Jiménez, 2007).

El lirio acuático ha sido objeto de estudio por su potencial en la fitorremediación de aguas contaminadas. Diversos trabajos han documentado su capacidad para remover metales pesados y colorantes, principalmente gracias a su extenso sistema radicular y a su elevada tasa de absorción. Se ha comprobado su eficacia en la remoción de metales como hierro (Fe), cromo (Cr), cadmio (Cd) entre otros, comúnmente presentes en efluentes industriales y aguas residuales urbanas (Rodríguez-Lara et al., 2022). La presencia de metales pesados en cuerpos de agua genera un ambiente tóxico que elimina a gran parte de la biodiversidad, y los organismos que logran sobrevivir tienden a bioacumular dichos elementos, lo que puede provocar alteraciones fisiológicas e impactos en la cadena trófica (Brock, 1969; Whitton, 1975). Estudios previos han demostrado que *E. crassipes* es capaz de acumular estos metales en sus raíces, mostrando una afinidad específica por los iones metálicos disueltos (Wolverton et al., 1979; Wolverton, 1975).

En la investigación desarrollada por Rodríguez M. y Rodríguez U. (1984), se confirmó su eficiencia para remover cromo (Cr), logrando extraer hasta un 99 % del metal en soluciones acuosas, concentrándolo en la zona radicular de la planta.

En el presente trabajo se da seguimiento a una parte muy importante de toda una línea de investigación, en la cual se busca aprovechar de manera sustentable la biomasa de *E. crassipes*, al mismo tiempo que se propone un material adsorbente de metales pesados a base de esta especie, proponiendo así un adsorbente aplicable a la remoción de aguas contaminadas por metales pesados como Pb, Cr y Cd el cual ha mostrado una eficiencia aceptable de remoción de 86, 55 y 46% respectivamente, así como eficiencias de desorción de 99.46, 22.67 y 99.09% respectivamente.

## METODOLOGÍA

### Etapa 1. Obtención del material absorbente.

El lirio fue recolectado en tres puntos de la Laguna de Yuriria, Guanajuato. Se pesaron 4 g de  $\text{CaCl}_2$  en una balanza OHAUS y se adicionaron en un vaso de precipitado de 250 ml, se agregaron 100 ml de agua desionizada (ECOPURA) y se disolvió con la ayuda de un agitador magnético y una parrilla de termo-agitación (Thermo scientific) a temperatura ambiente. Se finalizó hasta la disolución total de  $\text{CaCl}_2$  (Karat). Se calentaron 150ml de agua desionizada en un vaso de precipitado de 250 ml, con ayuda de un agitador magnético y una parrilla de termo-agitación (Thermo scientific) hasta alcanzar una  $T=50-60\pm 1^\circ\text{C}$ , posteriormente se pesaron 2 g de Alginato de sodio (Polimannuronato de sodio, Materiales y abastos especializados SA de CV) en una balanza OHAUS y se adicionaron muy lentamente, esto para que se vaya disolviendo y evitar que se formen grumos, este proceso terminó hasta que la solución es cristalina y sin grumos. Se procedió a pesar 3 g de lirio seco en polvo en una balanza OHAUS. Se mantuvo la solución de Alginato en agitación de 600 a 800 rpm y se adiciono lentamente la biomasa de lirio, se finaliza cuando se observó una mezcla homogénea. La solución de alginato-biomasa se mantuvo en agitación moderada de 400-600 rpm y con ayuda de una pipeta Pasteur de plástico, se tomaron aproximadamente 3-4 ml y se dejó gotear lentamente sobre la solución de  $\text{CaCl}_2$ . Se formaron instantáneamente las perlas de hidrogel, se cubrió la superficie de la solución, se separaron con ayuda de un cedazo y se colocaron sobre una superficie limpia para llevar a secar en el horno Felisa a  $T=40\pm 2^\circ\text{C}$ .

### Etapa 2. Experimentación.

Se llevó a cabo la interacción del material absorbente obtenido, se realizó una mezcla completa de soluciones sintéticas de metales Pb, Cr y Cd (Estándares para AAS, Golden Bell de  $1000 \text{ mg L}^{-1}$ ) de  $50 \text{ mg L}^{-1}$  dentro de una incubadora orbital Thermo scientific MaxQ Shakers a 100 rpm, ajustando el pH a 5 con solución de NaOH al 1% (v/v), para Cd a pH=6, ajuste para Cr de pH=3 con  $\text{HNO}_3$  al 1% (v/v), lo anterior se sometió a diferentes tiempos de contacto de 1, 2, 4 y 8 h. Una vez que se cumplieron los tiempos de contacto, se continuó con la separación de la fracción sólida de la líquida mediante decantación, la fracción sólida se sometió a secado en un horno (FELISA) a  $T=40\pm 1^\circ\text{C}$  y la fracción líquida se preservó en refrigeración a  $T=4\pm 1^\circ\text{C}$  para su posterior análisis.

### Etapa 3. Medición.

Las fracciones líquidas provenientes de las pruebas de interacción fueron analizadas mediante Espectroscopía de Absorción Atómica (AAS) con Atomic Absorption Spectrometer PinAAcle 900F de acuerdo con la metodología de (PerkinElmer, 2011). Se realizaron las curvas de calibración para cada uno de los metales, a partir de soluciones estándares de AAS ya mencionadas. Se determinaron las capacidades de adsorción (q) y porcentaje de eficiencias de remoción (ER%) para cada metal.

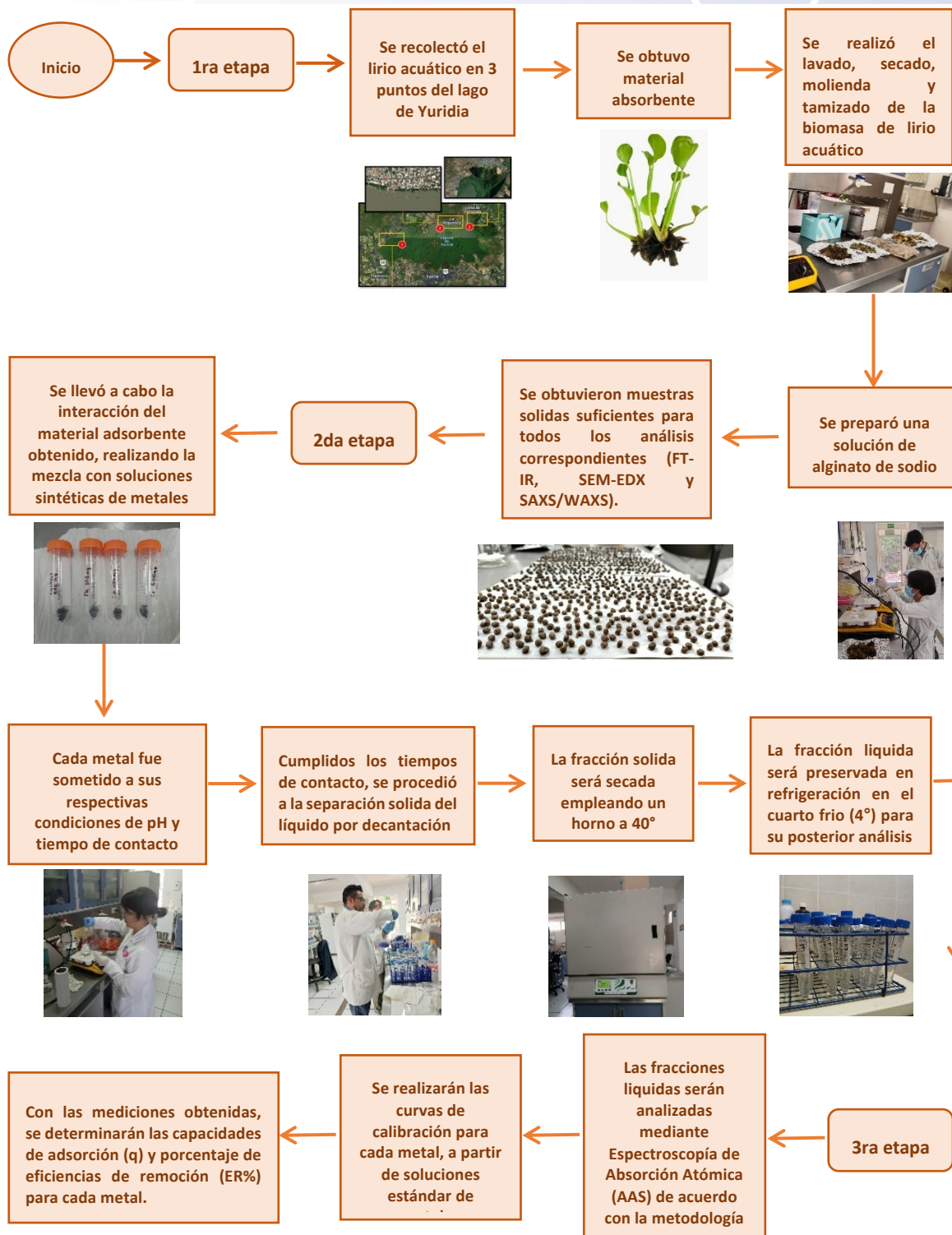


Figura 1. Diagrama general de proceso, metodología empleada para la obtención del material adsorbente, experimentación y análisis de resultados.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron las siguientes curvas de calibración para  $\text{Cr}_T$ ,  $\text{Pb(II)}$  y  $\text{Cd(II)}$  (Figura 2-4) bajo la metodología de (PerkinElmer, 2011), con el objetivo de validar la precisión de las lecturas de absorbancias realizadas mediante AAS.

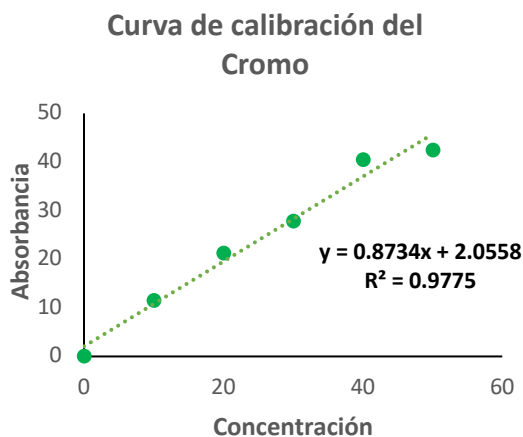


Figura 2. Curva de calibración del cromo

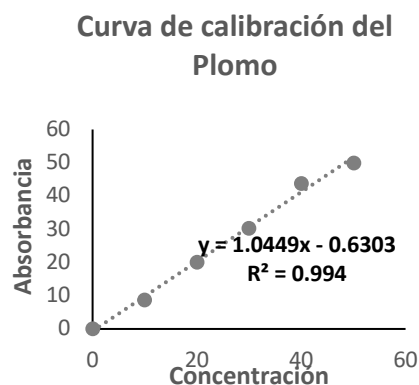
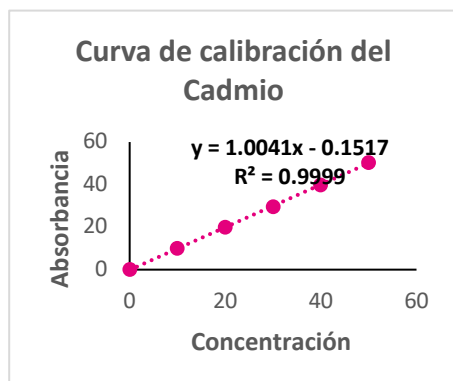


Figura 3. Curva de calibración del plomo



En la Tabla 1, se aprecian los resultados de la evaluación de las pruebas de adsorción de  $\text{Pb(II)}$ ,  $\text{Cd(II)}$  y  $\text{Cr}_T$  mediante las perlas adsorbentes a partir de biomasa de *E. crassipes*, las cuales demostraron una clara variabilidad en la afinidad y capacidad de adsorción entre los metales analizados.

Figura 4 Curva de calibración del cadmio



Tabla 1 Resultados de las pruebas de impregnación mediante AAS para diversos metales

<i>Metal</i>	<i>Concentración real (mg L<sup>-1</sup>)</i>	<i>pH</i>	<i>Media de lecturas AAS (mg L<sup>-1</sup>)</i>	<i>Desv. Estándar</i>	<i>[Metal] removida (mg L<sup>-1</sup>)</i>	<i>Eficiencia de remoción (%)</i>	<i>q (mg g<sup>-1</sup>)</i>
<b>Pb</b>	51.72	5	10.33	±0.3588	41.39	80.03	12.41
<b>Cd</b>	46.85	6	30.19	±1.0352	16.66	35.56	6.44
<b>Cr</b>	50.72	3	17.68	±0.0321	34.04	65.14	10.14

Tabla 2 Algunos materiales a base de lirio acuático en presentaciones similares, una comparativa de sus capacidades de adsorción con el proyecto actual.

<i>Autor</i>	<i>Adsorbente</i>	<i>Metal</i>	<i>q (mg g<sup>-1</sup>)</i>	<i>Este proyecto q (mg g<sup>-1</sup>)</i>
(Carreno-Sayago, 2021)	Microesferas de planta completa	Cr	7.7	10.14
(Kumar & Dhankhar, 2020)	Polvo de raíces y tallos	Cr	2.8 – 14.4	10.14
(Yi et al., 2019)	Planta completa	Pb	75.44	12.41
(MOONDRA et al., 2020)	Bentonita y quitosano con Lirio	Pb	2.5	12.41
(Wang et al., 2022)	Biocarbón de tallos y de raíces	Cd	7.38 y 12.14	6.44
(Ding et al., 2016)	Biocarbón	Cd	1.979	6.44

En la Tabla 2 se aprecia un contraste entre algunos materiales adsorbentes a base de *E. crassipes* propuestos por algunos investigadores, cuyas capacidades de adsorción son muy similares con las obtenidas en este proyecto. Para el caso del Pb(II) se observa que el rango de capacidad de adsorción puede ser muy amplio, normalmente un presentación en polvo puede ofrecer mayores capacidades debido a la mayor disponibilidad de área superficial dada su naturaleza pulverizada, lo cual permite mayor interacción entre el líquido y la superficie del adsorbente, tratándose de Cd se obtuvieron las capacidades de adsorción más bajas y dentro del rango de lo reportado por otros investigadores, con respecto al Cr<sub>T</sub> las capacidades fueron mejores que para Cd(II) y competitivas respecto a otros autores. Es muy importante señalar que para fines operativos y de aplicación se requieren presentaciones de adsorbentes que faciliten su aplicación, manejo y disposición final, motivos por los cuales el polvo vegetal se requiere compactar o adecuar a un producto más manejable. Normalmente cuando un material comienza a presentar mayor grado de complejidad en su obtención para mejorar sus propiedades, éste también comienza a presentar mayores costos para su obtención, lo cual es un aspecto de vital importancia a considerar tratándose de productos asequibles que deben mantenerse dentro de un esquema de sustentabilidad a lo largo de todo su ciclo de vida útil.

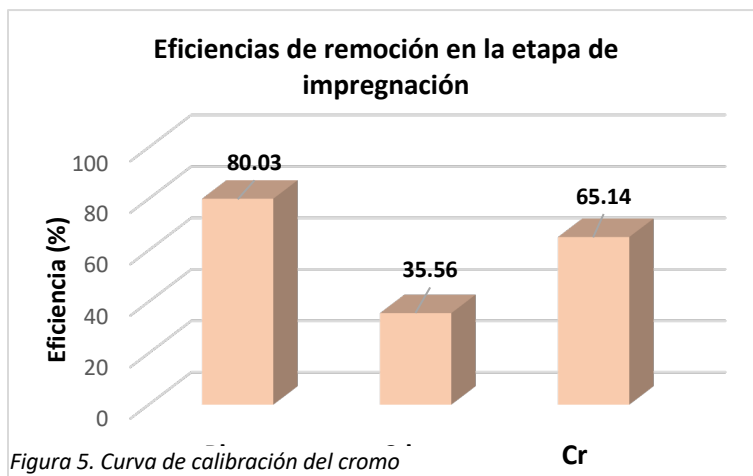


Figura 5. Curva de calibración del cromo

El metal con mayor eficiencia de remoción fue el Pb(II), se alcanzó una eficiencia de 80.03 % y una capacidad de absorción ( $q$ ) de  $12.41 \text{ mg g}^{-1}$ , esto refleja una fuerte afinidad de los grupos funcionales hacia este metal. En segundo lugar, se encontró el Cromo mostró una eficiencia del 65.14% y  $q = 10.14 \text{ mg g}^{-1}$ , mientras que el Cd(II) mostró la menor capacidad de adsorción  $q = 6.44 \text{ mg g}^{-1}$  y la eficiencia más baja de 35.56% (Figura 5). El orden de afinidad  $\text{Pb} > \text{Cr} > \text{Cd}$  se relaciona con factores como la polarizabilidad, radios iónicos y la naturaleza química de la interacción entre los iones metálicos y los grupos funcionales presentes en la pared celular del lirio acuático, como carboxilos, hidroxilos y aminas (Wolverton et al., 1979; Patel, 2012).

En la Tabla 3 se aprecian los resultados obtenidos de capacidad de desorción para todos los metales tras un ciclo de desorción con HCl [0.1 M]. Los resultados indican que el Pb(II) fue desorbido eficientemente, alcanzando una capacidad de desorción de  $12.34 \text{ mg g}^{-1}$  en 480 minutos. La liberación progresiva por parte de las perlas sugiere que los mecanismos de difusión intraparticular combinado con la desorción superficial, además de ser consistentes en los descrito por (Asuha et al. (2010) en biosorbentes de origen vegetal. La respuesta positiva a HCl sugiere que se está desplazando el adsorbato adherido al material, fácilmente reversibles en medio ácido. En el caso del cadmio (Cd), la desorción mostró una tasa de desorción más rápida, alcanzando un máximo de  $6.37 \text{ mg g}^{-1}$  a los 120 minutos y estabilizándose posteriormente. Este comportamiento sugiere que los sitios de adsorción de Cd presentan menor afinidad química, permitiendo una recuperación más inmediata bajo condiciones ácidas suaves. Por el contrario, el  $\text{Cr}_T$  presentó la desorción más baja, con un máximo de  $2.33 \text{ mg g}^{-1}$  al final del ensayo (480 min) (Figura 6). La baja eficiencia de desorción de  $\text{Cr}_T$  puede deberse a la formación de complejos estables o enlaces coordinados entre  $\text{Cr}_T$  y grupos como aminas o carboxilos presentes en la biomasa, los cuales no son fácilmente dissociables mediante tratamientos con HCl diluido (Ajmal et al., 2001).

Tabla 3 Capacidades de desorción para cada uno de los metales, obtenida de las pruebas de desorción del adsorbente previamente impregnado.

Tiempo (min)	$q_{des} (\text{mg g}^{-1})$		
	Pb(II)	Cd(II)	$\text{Cr}_T$
20	6.41	4.47	0.04
40	12.23	5.97	0.14
60	12.25	5.13	0.18
120	12.13	6.37	0.34
240	12.33	6.36	0.98
480	12.34	6.38	2.33

En las Figuras 6 y 7 podemos apreciar las cinéticas de desorción en un periodo de 8 h para cada uno de los metales, así como sus respectivas eficiencias en el proceso de desorción. La afinidad o preferencia entre metales es evidente en la gráfica de sus tendencias, cuyas eficiencias son muy similares para los casos de Pb(II) y Cd(II), mas no para Cr<sub>T</sub> que demostró una desorción poco aceptable.

Las altas eficiencias de desorción para Pb(II), Cd(II) (99.46 y 99.09% respectivamente) respalda la viabilidad de reutilizar el adsorbente en ciclos sucesivos (Figura 6). Con respecto a la eficiencia de desorción de Pb(II), los resultados para el primer y único ciclo fueron muy similares a la eficiencia de 99.64% reportada por (Igberase et al., 2019) empleando HCl [0.5 M], 99.6% por (Mohamadi et al., 2019) empleando HNO<sub>3</sub> [0.1 M] y 98.5% obtenida por (Hajiali et al., 2019) utilizando HNO<sub>3</sub> [0.1 M].

Con respecto al Cd(II), se alcanzó una eficiencia de desorción aceptable de 99.09% muy similar a la reportada por (Igberase et al., 2019) de 99.43% al desorber perlas de quitosano reticuladas injertadas empleando HCl [0.5 M]. Algunos investigadores proponen emplear ácido cítrico para la desorción de Cd(II), en concentraciones de 0.5-1.0 M, como es el caso de (Piedrahita et al., 2024) quien desorbió harina de cáscara de cacao con una eficiencia de 95-100% en 6 horas.

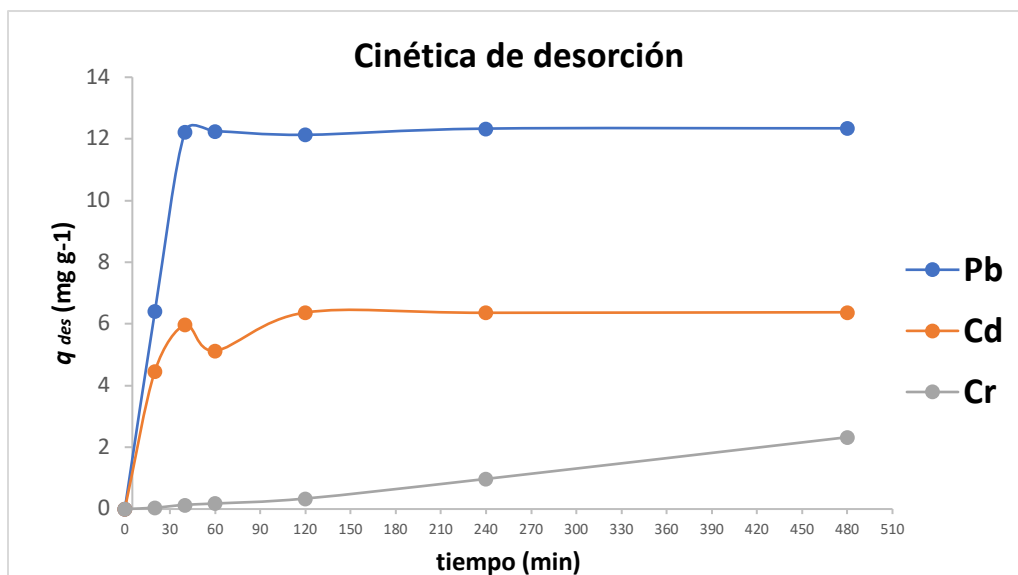


Figura 6. Comparativo de las cinéticas de desorción para cada metal

En general los resultados en las pruebas de desorción de Cr<sub>T</sub> son muy claros, se aprecia una baja eficiencia de 22.97%, autores como (Tang et al., 2018) propuso emplear ácido cítrico, al haber obtenido 93.7% de eficiencia en la desorción de suelo contaminado. También se ha propuesto H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> para la desorción de Cr<sub>T</sub> en el trabajo de (Eggs et al., 2011) donde obtuvo la remoción del 100% al desorber cáscara de huevo modificada químicamente, esta eficiencia tan alta de desorción empleando H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> se debe a que el ácido fosfórico al interactuar con los iones cromo presentes en el adsorbente comienza a formar algunos complejos que vuelven a formar parte de la fracción líquida y que son menos propensos a adsorberse nuevamente en el material.



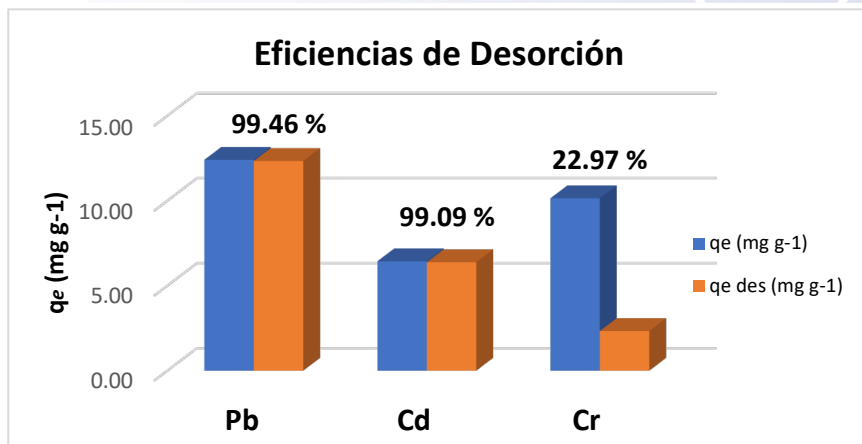


Figura 7. Comparativo de las eficiencias de desorción de los tres metales

## CONCLUSIONES

El material adsorbente obtenido hasta ahora demuestra ser aceptable en términos de eficiencia de remoción en el tratamiento de aguas contaminadas por metales pesados como Pb(II), Cd(II) y Cr<sub>T</sub>, así como su respectivo proceso de desorción, sin embargo, es necesario realizar experimentos complementarios con respecto al número de ciclos de desorción a fin de determinar su tiempo de vida útil, así como un diseño experimental que involucre distintas concentraciones de HCl con el propósito de disminuir su concentración de 0.1 M sin sacrificar la alta eficiencia de desorción lograda.

Con respecto a la desorción de Cr<sub>T</sub> que fue la menor y además deficiente, es necesario realizar experimentos con ácido fosfórico y ácido cítrico a distintas concentraciones para determinar el tipo de ácido y concentración más favorable para desorción.

Esta investigación contribuye en el desarrollo de productos, técnicas sustentables y al desarrollo de prototipos de innovación tecnológica que involucren el aprovechamiento de biomasa lignocelulósica como *E. crassipes* en el tratamiento de agua.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al comité de Veranos UG 2025 a la DAIP-UG por el apoyo otorgado, ya que este producto forma parte del proyecto CIIC DAIP 2025 "Enfoque de la Economía Circular para Tratamientos Sustentables de Residuos Sólidos y Recursos Hídricos: Caso de Estudio Comunidades Marginadas y Rurales"

## BIBLIOGRAFÍA/REFERENCIAS

- Carreno-Sayago, U. F. (2021). Development of microspheres using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for treatment of contaminated water with Cr(VI) [Article]. *Environment Development and Sustainability*, 23(3), 4735-4746. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00776-0>
- Ding, Y., Liu, Y. G., Liu, S. B., Li, Z. W., Tan, X. F., Huang, X. X.,...Cai, X. X. (2016). Competitive removal of Cd(II) and Pb(II) by biochars produced from water hyacinths: performance and mechanism [Article]. *Rsc Advances*, 6(7), 5223-5232. <https://doi.org/10.1039/c5ra26248h>
- Brock, T. D. (1969). Effects of heavy metal pollution on aquatic microbial communities and biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 62(1), 100-105.
- Eggs, N., Salvarezza, S., Azario, R., Fernández, N., & García, M. del C. (2011). Adsorción de cromo hexavalente en la cáscara de arroz modificada químicamente. Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Concepción del Uruguay. file:///C:/Users/monts/Downloads/Dialnet-AdsorcionDeCromoHexavalenteEnLaCascaraDeArrozModif-4052687.pdf
- Gaertner, M., Richardson, D. M., & Privett, S. D. J. (2016). Effects of water hyacinth on water quality and human health in water-stressed regions. *Ecological Applications*, 26(3), 703-712.
- Gopal, B. (1987). *Water hyacinth*. Elsevier.
- Gunnarsson, C. C., & Petersen, C. M. (2007). Water hyacinth as a resource in agriculture and energy production: A literature review. *Waste Management*, 27(1), 117-129. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.12.011>
- Hajiali, M., Ghaedi, M., & Daneshfar, A. (2019). Selective sorption of lead using chitosan-functionalized magnetic nanoparticles. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 99(15), 1546-1561. <https://doi.org/10.1080/03067319.2019.1572637>
- Hellmann, J. J., Byers, J. E., Bierwagen, B. G., & Dukes, J. S. (2008). Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 534-543. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00951.x>
- Igberase, E., Ofomaja, A., & Osifo, P. O. (2019). Enhanced heavy metal ions adsorption by 4-aminobenzoic acid grafted on chitosan/epichlorohydrin composite: kinetics, isotherms, thermodynamics and desorption studies. *International journal of biological macromolecules*, 123, 664-676. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.11.082>
- Kateregga, E., & Sterner, T. (2009). Lake Victoria fish stocks and the effects of water hyacinth. *Environment and Development Economics*, 14(1), 115-135. <https://doi.org/10.1017/S1355770X08004656>
- Kumar, S., & Dhankhar, R. (2020). Isotherm, Kinetics and Thermodynamic Studies of Hexavalent Chromium Adsorption by Using Dead Biomass of *Eichhornia crassipes* [Article]. *Oriental Journal of Chemistry*, 36(5), 915-922. <https://doi.org/10.13005/ojc/360517>
- Malik, A. (2007). Environmental challenge vis a vis opportunity: The case of water hyacinth. *Environment International*, 33, 122-138. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.08.004>
- March-Mifsut, M., & Martínez-Jiménez, D. (2007). Disease vectors associated with aquatic macrophytes: The case of *Eichhornia crassipes*. *Journal of Vector Ecology*, 32(1), 1-8.
- Mohamadi, M. A., Sayyad, G., & Najafi, P. (2019). Desorption Kinetics of Heavy Metals (Lead, Zinc, and Nickel) Coexisted with Phenanthrene from a Natural High Buffering Soil. *International Journal of Engineering (IJE)*, 32(12), 1716-1725. <https://doi.org/10.5829/ije.2019.32.12c.04>
- MOONDRA, Z., ZAINUDDIN, M., INDRIATI, N. H., & WUYUNG, S. R. A. W. B. W. (2020). THE MIXTURE OF WATER HYACINTH PLANT AND CHITOSAN - BENTONITE AS A MODIFIED ABSORBENT FOR PB(II) REMOVAL IN LIQUID WASTE *EM International*, 39(2), 297 - 302

- Patel, S. (2012). Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed *Eichhornia crassipes*: An overview. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 11(3), 249–259. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9289-4>
- PerkinElmer. (2011). PinAAcle™ 900 atomic absorption (AA) series. (Online available) <https://www.perkinelmer.com/product/pinaacle-900f-atomic-absorption-spectrometer-pinaacle900f>. In.
- Piedrahíta-Pérez, S., Rodríguez-Estrada, J., Ramírez-Carmona, M., Rendón-Castrillón, L., & Ocampo-López, C. (2024). Desorption of cadmium from cocoa waste using organic acids. *Foods*, 13(24), 4048. <https://doi.org/10.3390/foods13244048>
- Rodriguez-Lara, J. W., et al. (2022). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A review. *Agronomía Mesoamericana*, 33(1), 44201. <https://doi.org/10.15517/am.v33i1.44201>
- Rodriguez, M., & Rodriguez, U. (1984). Efficiency of *Eichhornia crassipes* in removing hexavalent chromium from aqueous solutions. *Journal of Phytoremediation*, 4(2), 123–130.
- Tang, Q., Gu, F., Gao, Y., Inui, T., & Katsumi, T. (2018). Desorption characteristics of Cr(III), Mn(II), and Ni(II) in contaminated soil using citric acid and citric acid-containing wastewater. *Chemosphere*, 193, 993–1000. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.026>
- Villamagna, A. M., & Murphy, B. R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A review. *Freshwater Biology*, 55(2), 282–298. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02394.x>
- Whitton, B. A. (1975). Bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms in polluted environments. *Water Research*, 9(4), 323–329.
- Wolverton, B. C. (1975). Water hyacinth in wastewater treatment: Root absorption mechanics. *Environmental Science & Technology*, 9(8), 808–811.
- Wolverton, B. C., MacDonald, R. C., & Bounds, K. (1979). The role of water hyacinth roots in absorption of heavy metals from wastewaters. *Journal of Environmental Quality*, 8(1), 55–59.
- Wang, X., Guo, X., Li, T., Zhu, J., Pang, J., Xu, J.,...Wang, L. (2022). Study on Adsorption Characteristics of Heavy Metal Cd<sup>2+</sup> by Biochar Obtained from Water Hyacinth. *Polish Journal of Environmental Studies*, 31, 1 - 16. <https://doi.org/https://doi.org/10.15244/pjoes/141045>
- Yi, Z., Liu, J., Liu, X., Zeng, R., & Cui, Y. (2019). Lead(II) removal from wastewater by water hyacinth. (310 (2019) 042015).