

APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS DE EICHHORNIA CRASSIPES PARA LA REMOCIÓN DE Cr (VI) EN AGUAS RESIDUALES SIMULADAS

Alba Nelly Ardila-Arias^{1*}, Erasmo Arriola-Villaseñor², William Álvarez-González³, José Alfredo Hernández-Maldonado⁴, Rolando Barrera-Zapata⁵

¹ Ph.D. en Ciencias Ingeniería Química, Profesor Titular, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Grupo CAMER, anardila@elpoli.edu.co.

² MSc. en Ciencias Ingeniería Química, Docente Investigador, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Grupo CAMER.

³ Tecnólogo en Química Industrial y de Laboratorio, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Grupo CAMER.

⁴ Ph.D. en Ciencias Ingeniería Química, Docente Investigador nivel SIN-1, UPIIG del Instituto Politécnico Nacional.

⁵ Ph.D. en Ciencias Ingeniería Química Investigador Asociado, Universidad de Antioquia, Grupo CERES - Agroindustria y Ingeniería.

RESUMEN

Eichhornia crassipes (Lirio acuático), es una planta considerada una plaga para los diferentes ecosistemas acuáticos en el mundo. Además, el Cr (VI) es un contaminante acuático altamente tóxico. Con el fin de aportar a la solución de estos dos problemas medioambientales, se estudió la capacidad de adsorción de lirio acuático como bioadsorbente para la remoción de Cr (VI) presente en un agua residual simulada. La concentración del ion en solución, pH y temperatura fueron estudiadas como variables en un diseño experimental factorial simétrico. La mayor capacidad de adsorción Cr (VI) ($2.5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) se obtuvo a 75 ppm de Cr (VI), pH de 1.5 y 45 °C. Se observaron grupos funcionales superficiales que mediante atracción electrostática y formación de puentes de hidrógeno favorecieron la adsorción de Cr (VI). Esto indica que el bioadsorbente es efectivo para la remoción de Cr (VI) en solución con un proceso simple y de bajo costo.

Palabras clave: adsorción de Cr (VI); agua residual simulada, bioadsorbente; *Eichhornia crassipes*.

USING EICHHORNIA CRASSIPES WASTE FOR THE REMOVAL OF Cr (VI) IN SIMULATED WASTEWATER

ABSTRACT

Eichhornia crassipes commonly called water hyacinth, is a plant considered a pest for the different aquatic ecosystems in the world. Furthermore, Cr (VI) is a highly toxic aquatic pollutant. In order to contribute to the solution of these two environmental problems, the adsorption capacity of water hyacinth as a bioadsorbent was studied for the removal of Cr (VI) in a simulated wastewater. The ion concentration in solution, pH y temperature were studied using a symmetric factorial experimental design y applying an ANOVA analysis. The highest Cr (VI) adsorption capacity ($2.5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) was obtained at 75 ppm of Cr (VI), pH of 1.5 y 45 ° C. Surface functional groups were observed that, through electrostatic attraction y formation of hydrogen bonds, favored the adsorption of Cr (VI). This allows to conclude that this bioadsorbent is effective for the elimination of Cr (VI) in solution using a simple y low-cost process.

Keywords: Cr (VI) adsorption; simulated wastewater, bioadsorbent; *Eichhornia crassipes*.

Como citar este artículo: Ardila-Arias, A., N., Arriola-Villaseñor, E., Álvarez-González, W., Hernández-Maldonado, J., A., & Barrera-Zapata, R. (2022). Aprovechamiento de residuos de *Eichhornia Crassipes* para la remoción de Cr (vi) en aguas residuales simuladas, 18(35), 71-83. <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v18n35a5>

1. INTRODUCCIÓN

Una problemática ambiental de gran relevancia en el mundo ha sido la contaminación de mares, ríos y otros afluentes por metales pesados [1, 2]. Entre estos metales, Cr (VI) se clasifica como uno de los más peligrosos y tóxicos [3–7]. Para algunas actividades industriales, por lo general relacionadas con la metalurgia y la galvanoplastia, pueden cuantificarse cargas contaminantes de Cr (VI) de más de 3,500 ppm [8]. En Colombia, la presencia de este ion está regulado para aguas residuales, los máximos permisibles están entre 0.1-1.5 ppm de acuerdo con el tipo de actividad productiva desarrollada.

Tal situación ha obligado a las empresas a implementar técnicas para el tratamiento de efluentes contaminados con Cr (VI) y las más comunes son la precipitación química, ósmosis inversa y electrodiálisis [9–12]. La mayoría de estas técnicas sólo reducen Cr(VI) a Cr(III), implican altos costos de inversión, operación y forman grandes cantidades de lodos [13].

Como alternativa para tratar aguas contaminadas con metales pesados, se han estudiado métodos de fitorremediación [14, 15]. A través de estas técnicas, la eliminación de los metales se realiza mediante procesos bioquímicos que permiten la reducción y posterior degradación o mineralización de los contaminantes. La ventaja es que son tratamientos con bajo costo [5, 6, 9] y entre sus desventajas resalta que es un proceso lento. Debido a esto, se continúa con el empleo de carbón activado como adsorbente para la remoción de diferentes contaminantes. El uso de biomasa de origen vegetal se ha considerado como bioadsorbente para la remoción de Cr (VI) presente en aguas residuales [9, 16, 17]. Especies como el lirio acuático se han estudiado en diferentes procesos de fitorremediación [5, 14, 18] y pueden ser considerados buenos adsorbentes, ya que poseen la capacidad de ser considerados como filtros biológicos [5, 19, 20], para remover impurezas en aguas contaminadas con metales pesados.

Cabe resaltar que utilizar lirio acuático como material adsorbente resulta altamente interesante debido a que comúnmente es conocido por ser una planta altamente prolifera que se ha convertido en una plaga acuática, misma que actualmente es difícil controlar en diversos ecosistemas a nivel mundial, debido a que el crecimiento de esta maleza afecta fuertemente en actividades como la pesca, el transporte, el riego, la generación de energía hidroeléctrica, el acceso al suministro y calidad del agua, reduce el acceso de la luz y la producción del plancton, cambia el pH, la temperatura y la presencia de oxígeno, reduce el intercambio de gases en la superficie, destruye humedales, altera el hábitat y peces, aporta a la proliferación de microorganismos que pueden generar enfermedades diversas entre otras cosas [21, 22]. Sumado a esto, se ha reportado que el saneamiento de esta plaga acuática puede conllevar costos de limpieza aproximados de 2,400 USD a 5,000 USD por hectárea al año, [23, 24].

Debido a lo anterior, el objetivo del presente estudio fue evaluar la capacidad de lirio acuático como bioadsorbente de Cr (VI) presente en aguas residuales y conocer cómo se realiza el proceso de adsorción, lo anterior a fin de aportar a la resolución de dos problemas ambientales de forma simultánea. Se establece como hipótesis que los grupos funcionales que contiene el material participan en la adsorción de los iones de Cr (VI) y que las variables como pH, concentración inicial del metal y temperatura que se estudiaron en este trabajo influyen de manera significativa este proceso.

2. MATERIALES Y METODO

2.1 Obtención y caracterización fisicoquímica del bioadsorbente

La recolección de lirio acuático se realizó en una población rural de Antioquia, Colombia (municipio de Betulia, 6° 6' 44" N, 75° 59' 2" O). Las raíces se descartaron y se le realizaron lavados sucesivos con agua corriente y luego con agua desionizada para eliminar impurezas residuales, posteriormente se realizó un proceso de pre-secado a temperatura ambiente por 48 h, y luego se secó en un horno a una temperatura constante de 80 °C por el mismo periodo de tiempo. Finalmente, la biomasa seca fue triturada en un molino de bolas y se tamizó con un tamiz ASTM No. 50, obteniendo un diámetro de partículas de 300 µm.

La biomasa seca en polvo se caracterizó por difracción de rayos X (DRX) para identificar las características cristalinas del material, para esto se utilizó un difractómetro Bruker (D-8) con una fuente de radiación $K\alpha$ del Cu con filtro de Ni a 40 kV y 40 mA y una longitud de onda igual a 1.54 Å. Los difractogramas se obtuvieron en el intervalo de ángulos 2θ entre 15 y 70° a intervalos de 0.02°. Las medidas de área superficial BET y porosidad del sólido

se realizaron en un equipo marca Micromeritics (Asap 2020), para lo cual se pesó 70 mg de muestra y se desgasificó durante 11 h a 150 °C a una presión de vacío de 708.5 mmHg para obtener una superficie seca y libre de especies que se adsorben con debilidad en la superficie. La isoterma de adsorción-desorción de N₂ del bioadsorbente se hizo a 75.2 K.

Los espectros Infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR) se obtuvieron usando un espectrofotómetro IR Shimadzu (IRAffinity-1S), para lo cual se mezcló 1 mg de la biomasa fina en polvo con 100 mg de KBr. La morfología y composición elemental del bioadsorbente se observó por microscopía electrónica de barrido (SEM) usando un microscopio JEOL (JSM 5800). El punto isoeléctrico o punto de carga cero (pzc) del sólido se determinó mediante el método de valoración de masa, basado en encontrar el valor asintótico del pH de una suspensión del bioadsorbente/agua a medida que aumenta el contenido de masa [25].

2.2 Experimentos de adsorción de Cr (VI)

Las pruebas de adsorción de Cr (VI) se realizaron en un sistema por lotes usando reactores de vidrio con 100 mL de una disolución de Cr (VI) de la concentración deseada y una relación de 10 g L⁻¹ de bioadsorbente bajo la temperatura evaluada. Todos los experimentos de adsorción se llevaron a cabo por 6 h bajo agitación magnética constante a 200 rpm. Como precursor del Cr (VI) se utilizó K₂Cr₂O₇. Una vez finalizados los experimentos, el sólido se retiró por decantación, seguido de una centrifugación (Hermie Labortechnik GmbH) por 5 min a 4000 rpm y 10 °C. El análisis de iones Cr (VI) en el líquido remanente se realizó usando 1,5-difenilcarbazida por espectroscopía molecular UV-Vis a una longitud de onda de 540 nm.

Con el fin de conocer las variables que influyen en la adsorción de Cr (VI) usando lirio en polvo, se realizó el análisis estadístico a través de un diseño experimental factorial simétrico en el que se estudiaron tres variables: el pH inicial de la disolución, la temperatura y la concentración inicial de Cr (VI), cada uno en tres niveles (Tabla 1). El análisis de varianza se realizó con ANOVA ($p \leq 0.05$) y la variable de respuesta fue el porcentaje de remoción de Cr (VI). Los cálculos se desarrollaron con el software Statgraphics Centurion XV (Stat Point Technologies, Inc.).

Tabla 1. Variables y sus niveles para el diseño experimental.

Variables	Niveles		
	<i>i</i>	<i>j</i>	<i>k</i>
Concentración inicial de Cr (VI) (ppm)	25	50	75
pH inicial de la disolución	1.5	3.0	6.0
Temperatura de adsorción (°C)	25	35	45

Para comparar la efectividad del proceso de adsorción en los experimentos, se calculó el valor de la capacidad de adsorción (*q*) de la biomasa con la ecuación [1]:

$$q = \frac{V(C_i - C_f)}{m} \quad (1)$$

Donde *q* es la capacidad de adsorción (mg g⁻¹), *V* es el volumen de la disolución (L), *C_i* y *C_f* son la concentración inicial y final de Cr (VI) en ppm y *m* es la masa de bioadsorbente (g).

De manera adicional y con el propósito de establecer un posible mecanismo de adsorción del Cr (VI) sobre la biomasa de lirio acuático en polvo a las diferentes condiciones experimentales evaluadas, se realizaron pruebas para la estimación de isotermas de adsorción, al variar la cantidad de Cr (VI) con 1 g de bioadsorbente y 100 mL de disolución de Cr (VI) con concentraciones entre 25 y 75 ppm, bajo agitación constante de 200 rpm en un shaker (ZHWHY-200D, marca Zhiceng) por 6 h.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Relaciones entre las propiedades fisicoquímicas del biomaterial y su capacidad de adsorción

La relación entre el tamaño de los adsorbatos y algunas propiedades texturales de los adsorbentes tales como el área superficial, diámetro y volumen de poro promedio, permiten determinar si el material está lo suficientemente estructurado para facilitar el movimiento e ingreso de las moléculas contaminantes a través de los poros para su posterior adsorción. En este caso se observó que los diámetros de poro promedio para el adsorbente obtenido y el de los iones hidratados de Cr son de 3.14 nm y 0.9 nm respectivamente, con lo cual se observa una relación de ~3.5, es decir que el diámetro de poro es 3.5 veces más grande que los iones hidratados de Cr, asegurando de esta forma, que no hay problemas de difusión que puedan estar relacionados a obstrucción de los poros de adsorbente por los iones de Cr. Adicionalmente, el valor del área superficial BET ($7.5 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) obtenido es relativamente bajo (Tabla 2).

Tabla 2. Propiedades fisicoquímicas y texturales del bioadsorbente en polvo.

Área BET (m^2/g)	Vol. Poro (cm^3/g)	Diámetro poro (nm)	Punto Isoeléctrico
7.5	0.50	3.14	6.3

De acuerdo con el diámetro de poro promedio obtenido y de acuerdo con lo reportado por la IUPAC se sugiere que dicho material es mesoporoso, lo cual también se complementa por la gráfica de adsorción-desorción (Figura 1), donde se observa una isoterma tipo IV, la cual se ha reportado como característica de este tipo de porosidad [26].

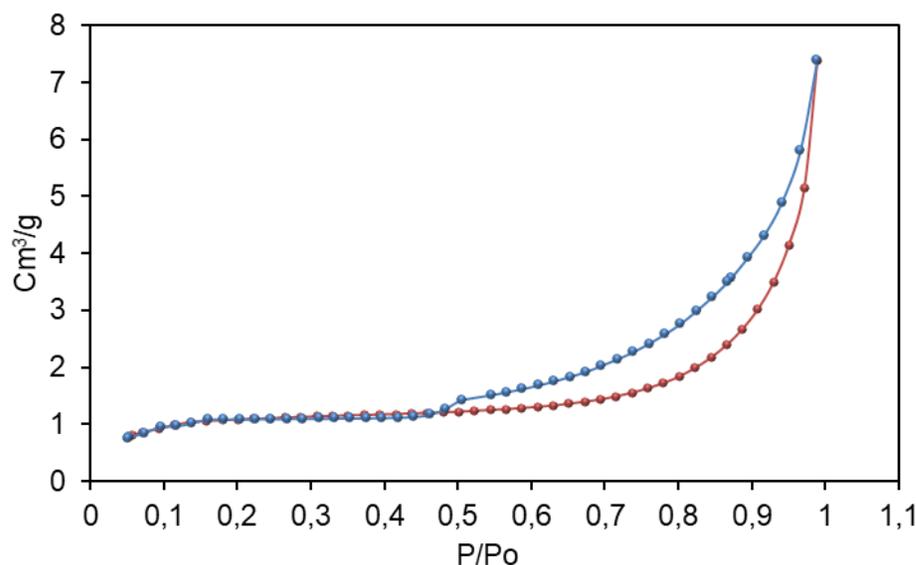


Figura 1. Isoterma de adsorción-desorción de N_2 sobre el biomaterial en polvo.

En las micrografías SEM (Figura 2) se observan algunos pliegues en las estructuras interconectadas, que sumado a la información del tamaño de poro obtenido en la caracterización textural y el tamaño de los iones de Cr (VI), se deduce que se cuenta con los espacios suficientes y canales necesarios para la transferencia acuosa de iones de Cr (VI) durante los procesos de adsorción, lo cual está acorde con estudios reportados previamente [27].

El análisis químico elemental (Figura 2) evidencia la presencia de C, O, Ca, Cl y K como elementos mayoritarios y Al, Mg, Si, P y Na en menor proporción. Por su parte, en los difractogramas obtenidos (Figura 3) no se observaron picos altos y angostos, característicos de materiales con un alto nivel de cristalinidad, no obstante, los picos en 27° y 40° permiten evidenciar un grado bajo de cristalinidad del material, dichos picos corresponden a la

celulosa nativa, los picos anchos con centro en 15° y 23° indican la presencia del material mayoritariamente amorfo de la celulosa [28].

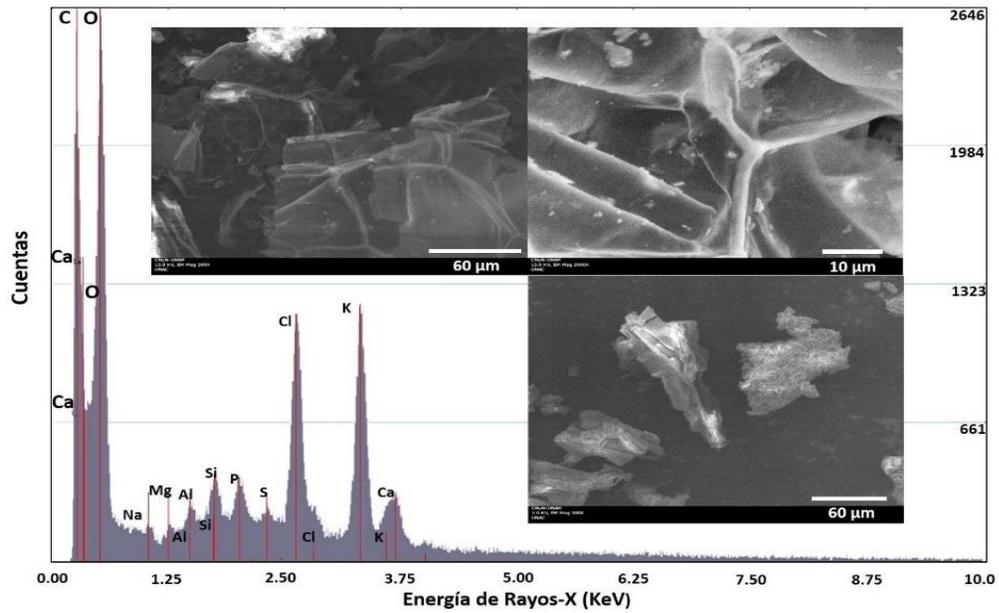


Figura 2. Micrografías SEM y análisis químico elemental del biomaterial en polvo.

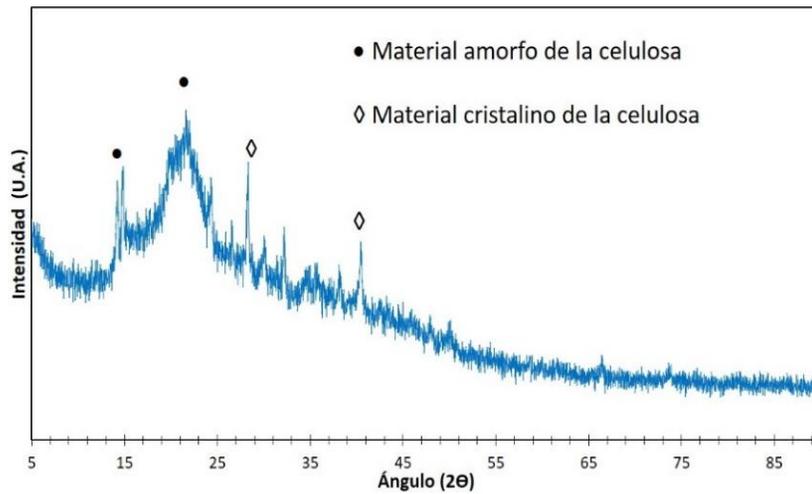


Figura 3. Difractograma del biomaterial en polvo.

En la Tabla 3 se muestran los resultados obtenidos para el análisis estadístico ANOVA, los datos evidencian que las variables evaluadas influyen de manera significativa en la remoción de Cr (VI) con un nivel de confianza del 95%, ya que se obtuvieron valores de $p < 0.05$ para todas las variables analizadas y sus combinaciones.

Tabla 3. ANOVA para la adsorción de Cr (VI) sobre el biomaterial en polvo.

Variabes y combinaciones	Grados de Libertad	Suma de cuadrados	Suma de Cuadrados medios	Valor P
α	2	4726.64	2363.32	0.0000
β	2	3625.21	1812.61	0.0000
γ	2	1478.28	739.141	0.0000
$\alpha\beta$	4	80.8685	20.2171	0.0000
$\alpha\gamma$	4	73.4496	18.3624	0.0000
$\beta\gamma$	4	213.591	53.3977	0.0000
$\gamma\beta\alpha$	8	265.707	33.2134	0.0000

En la figura 4 se presenta el perfil de la capacidad de adsorción (q) en la remoción de Cr (VI) como función del pH a las diferentes temperaturas para cada concentración inicial de Cr (VI). Los resultados indican que, para las diferentes concentraciones iniciales de Cr (VI) y a todas las temperaturas, de la capacidad de adsorción (q) incrementa con la disminución del pH. Adicionalmente, en todos los casos el aumento en la temperatura favorece el proceso de adsorción, así como el hecho de obtener mayores porcentajes de remoción de Cr (VI) cuyo se tiene mayor concentración inicial del contaminante, obteniéndose el mayor valor de q (2.5 mg g^{-1}) a una concentración de 75 ppm, un pH de 1.5 y 45 °C.

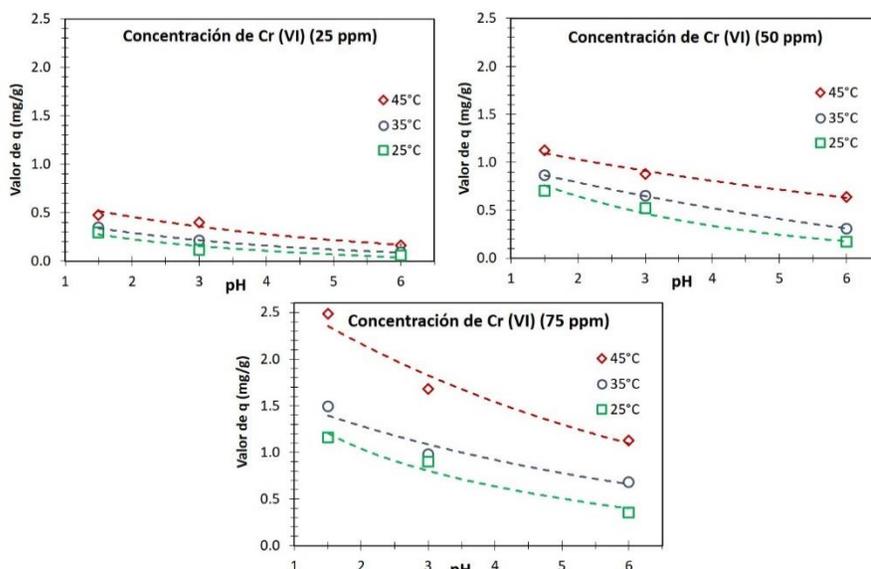


Figura 4. Capacidad de adsorción (q) en función del pH, temperatura y concentraciones inicial de Cr (VI).

El hecho de que la remoción de Cr (VI) aumente de forma directa con la concentración inicial, es congruente con las pruebas realizadas, mismas que se llevaron a cabo en el tiempo no al estado de equilibrio y esto podría estar relacionado con el hecho de que el proceso de adsorción pueda darse espontáneamente si el adsorbente no se encuentra saturado, adicionalmente, que la cantidad que se acumulada depende de la mayor disponibilidad de sitios activos en la superficie así como la velocidad a la cual el contaminante se adsorbe y libera en la superficie del mismo, lo que depende de la cantidad inicial del adsorbato y también de forma importante de la temperatura. En ese aspecto, los resultados muestran que al aumentar la temperatura favorece el proceso de adsorción.

En la literatura se han reportado casos que presentan procesos de adsorción tanto exotérmicos como endotérmicos considero que el comportamiento respectivo podría estar asociado a diferentes factores como pretratamientos del material intervalos de temperatura, grupos funcionales etc.,[29–32] en el presente estudio los resultados de la capacidad de adsorción en relación al incremento de la temperatura sugieren fuertemente que la adsorción de Cr (VI) sobre lirio acuático implica un proceso endotérmico.

La mejoría en la remoción de Cr (VI) con la disminución del pH de la disolución en los procesos de adsorción se puede explicar desde diferentes aspectos. Por ejemplo, se ha relacionado comúnmente con la acidez superficial

del material, la cual está relacionada con su punto isoeléctrico, el cual permite a su vez, evaluar la tendencia de la superficie al estar cargada de forma positiva o negativa en función del pH. De acuerdo con el valor del punto isoeléctrico obtenido para el bioadsorbente (Tabla 2), se puede deducir que a $\text{pH} < 6.3$ la superficie del material estará cargada de forma positiva con lo cual se favorece la adsorción de las especies de Cr (VI) cargadas de manera negativa. El efecto del pH de la solución también se puede explicar debido a que dicha variable influye en la carga superficial del adsorbente y de forma similar en el grado de ionización de las sustancias contenidas en solución, así como en la especiación de los contaminantes en el medio [33]. De esta forma se presenta el diagrama de especiación del Cr (VI) (Figura 5) construido con el software Medusa [34], en dicha figura se observa que el pH de la disolución también afecta la disponibilidad de las especies de Cr (VI), donde el HCrO_4^- es un anión que se encuentra en un intervalo de pH entre 1.5 y 6.0, aunque existe cierta fracción de especies $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ en el mismo intervalo de pH.

De esta manera, se deduce que a un pH de 1.5 bajo el cual se observó el porcentaje de remoción más alto, la superficie del sólido está protonada y, por lo tanto, a mayor intensidad de carga se favorecerá el número de interacciones electrostáticas entre la superficie del adsorbente y las especies aniónicas de Cr presentes ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ y HCrO_4^-). La disminución en el porcentaje de remoción del Cr (VI) con el incremento del pH de 3.0 a 6.0, se puede deber a que a mayores pH el adsorbente estará cargado de manera negativa por la adsorción de iones hidroxilo en la superficie, lo cual desfavorece la adsorción. [3]

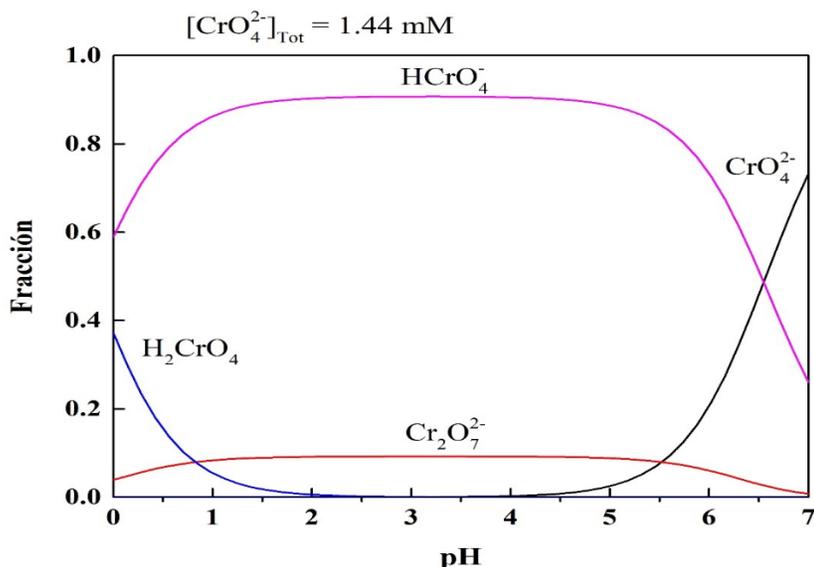


Figura 5. Diagrama de especiación del Cr (VI) en función de pH.

3.2. Propuesta del mecanismo de adsorción

Se realizó el ajuste de los datos experimentales en los modelos de isothermas de adsorción a las diferentes condiciones evaluadas. Los valores de los parámetros y de R^2 obtenidos para cada modelo se presentan en la Tabla 4. Se puede observar que, en todos los casos, los modelos que mostraron mejor ajuste a los datos experimentales en relación con los valores iniciales de pH fueron los modelos de SIPS y Freundlich, se observa que el valor de R^2 es muy cercano entre estos dos modelos, y de forma similar se mantiene la tendencia de incremento de las constantes asociadas a la capacidad de adsorción con la disminución del pH. Para el presente estudio se considera pertinente realizar el análisis con el modelo de Freundlich, ya que (desde una perspectiva más simple que el modelo de SIPS), permite representar de forma razonable este fenómeno.

El modelo de adsorción de acuerdo con la isoterma tipo Freundlich, sugiere que la superficie del material es heterogénea y, por lo tanto, los sitios activos tienen diferentes energías de sorción formó multicapas, en donde la primera capa corresponde a las interacciones de moléculas de adsorbato con la superficie del sólido y las capas siguientes conciernen a interacciones entre moléculas de adsorbato. Por su parte se obtiene que el valor del exponente $1/n$ es mayor que 0 y menor que 1, lo que permite asumir que, para el presente estudio, el proceso de adsorción-desorción es favorable bajo las condiciones estudiadas.

Respecto al valor de n , se observa un aumento con la disminución del pH, confirmó que la adsorción de las especies aniónicas de Cr (VI) es favorable a pH ácidos. El valor de K_f está relacionado con la capacidad de adsorción del material y n indica el efecto de la concentración en la capacidad de adsorción, es decir, la intensidad de la adsorción, de esta forma se puede confirmar que la mayor remoción de Cr (VI) se presenta a un pH de 1.5. Así se evidencia que los parámetros asociados a la capacidad e intensidad de adsorción (K_f y n) aumentan con la disminución del pH de la solución, lo cual es coherente con la remoción de Cr (VI) en las pruebas experimentales.

Por su parte, una posible explicación de la variación en el ajuste R^2 de los modelos estudiados (Tabla 4) indica que la variación del pH modifique las cargas de las moléculas adsorbidas y la superficie adsorbente, de forma que fuerzas intermoleculares entre el adsorbato y el adsorbente no tengan un efecto significativo en el proceso de remoción, lo que implicaría que los fenómenos de adsorción se comporten más como adsorción en multicapa, lo cual, parece estar sugerido por la disminución en la constante n del modelo de Freundlich con el aumento del pH de la solución.

Tabla 4. Parámetros de los modelos de isotermas para la adsorción de Cr (VI).

Modelo	25 (°C)			35 (°C)			45 (°C)		
	pH = 1.5	pH = 3	pH = 6	pH = 1.5	pH = 3	pH = 6	pH = 1.5	pH = 3	pH = 6
SIPS									
q	2.2x10 ⁶	2.0x10 ³	2.9x10 ⁶	4.4x10 ⁶	2.2x10 ⁶	85.76	4.3x10 ⁶	7.2x10 ⁶	526.6
K _s	0.000001	0.0002	0.000001	0.00003	0.00002	0.004	0.000003	0.000007	0.0004
n _s	0.37	0.69	0.97	0.46	0.64	1.08	0.53	0.56	0.74
R ²	0.964	0.954	0.985	0.974	0.957	0.998	0.935	0.948	0.991
Langmuir									
q	51.26	78.96	1.902x10 ⁵	79.42	96.64	112.2	125.7	119.4	117.8
K _L	0.0266	0.006	6.89x10 ⁻⁷	0.0161	0.0065	0.0026	0.014	0.0098	0.005
R ²	0.882	0.951	0.984	0.916	0.934	0.998	0.954	0.912	0.989
Freundlich									
K _F	6.75	1.235	0.1515	5.68	1.944	0.5239	7.577	4.475	1.451
n	2.725	1.465	1.031	2.16	1.56	1.219	2.047	1.802	1.408
R ²	0.964	0.954	0.985	0.974	0.957	0.995	0.962	0.948	0.991

La relación entre n y K_f , muestra que hay un incremento con la disminución del pH (Figura 7). Los mayores valores de K_f (7.58) y n (2.05) se obtuvieron a un pH de 1.5, mismas condiciones de mayor remoción de Cr (VI). De esta forma se sugiere que el proceso de adsorción desarrollado a las mejores condiciones (45 °C y pH de 1.5) se lleva a cabo por una adsorción en multicapa, donde, puede existir interacción entre las moléculas adsorbidas y la fuerza e intensidad de adsorción, donde dicha fuerza e intensidad aumentan con la disminución del pH de la solución.

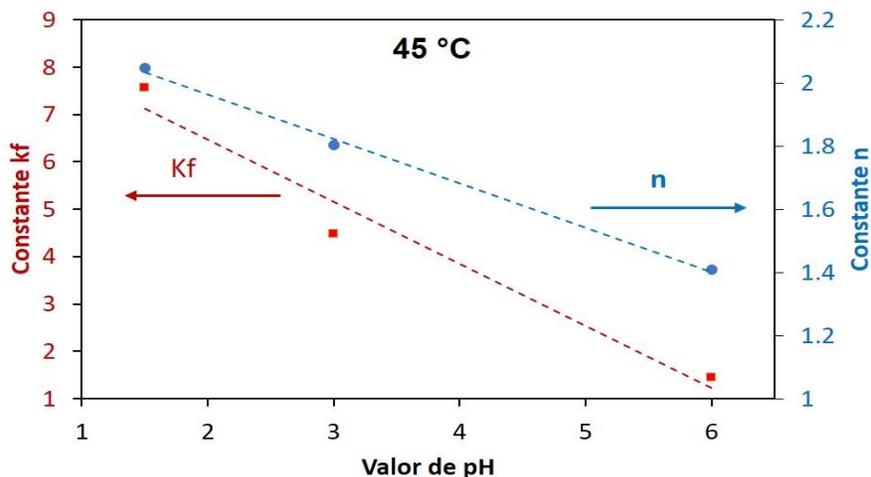


Figura 6. Valores de n y K_f con el modelo de Freundlich a diferentes pH y 45 °C.

En la Figura 7 se comparan los espectros FTIR del bioadsorbente y el bioadsorbente usado bajo las condiciones experimentales de la mayor capacidad de adsorción. En el espectro FTIR para el material fresco se evidencia la presencia de diversos grupos funcionales como C-O a 1040 y 1249 cm^{-1} ; N-H a 3320 cm^{-1} ; C-O-C a 1395 cm^{-1} , C=O a 1645 cm^{-1} , C-H a 2920 cm^{-1} ; característicos de la celulosa, hemicelulosa y lignina, lo cual refleja una composición química compleja debido a la presencia de estos grupos funcionales de lirio [3, 35].

En el material se identificaron estiramientos de los grupos hidroxilos a 2920 y 3380 cm^{-1} que corresponden a los -OH de las moléculas lignocelulósicas, donde las moléculas de agua se enlazan [3]. Estos grupos podrían funcionar como donantes de protones e involucrarse en la coordinación con Cr (VI).

Al comparar el espectro FTIR del bioadsorbente fresco con el usado, se observa que la banda a 2920 cm^{-1} no presenta variaciones significativas, mientras que las señales a 1040, 1249, 1395 y 1645 cm^{-1} muestran cambios evidentes en cuanto a su intensidad y forma, lo que indica que los grupos funcionales asociados a estas bandas estarían participando en la adsorción del Cr (VI). De acuerdo con la literatura, la disminución en la intensidad de dichas bandas podría estar relacionada con la formación de complejos entre los grupos superficiales y el Cr (VI) adsorbido [3], adicionalmente también puede esperarse que la presencia de estos grupos en el bioadsorbente posibilite la retención de moléculas de agua y en consecuencia la adsorción del Cr (VI) se lleve a cabo mediante la formación de puentes de hidrógeno.

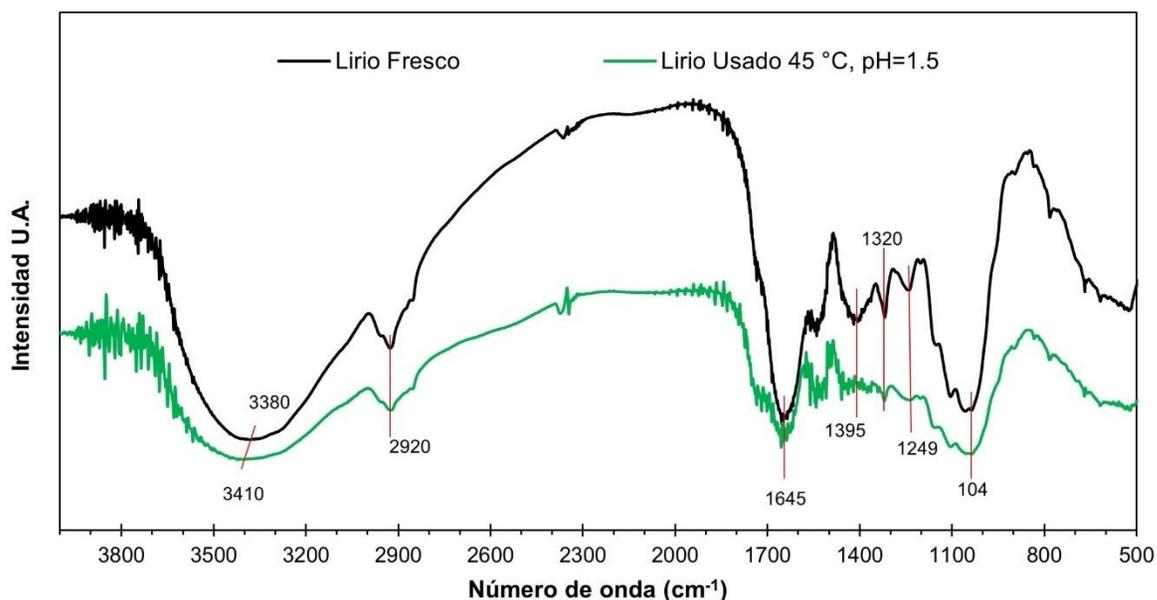


Figura 7. Espectros FTIR del bioadsorbente en polvo antes y después de la remoción del Cr (VI).

3.3 Comparación con los datos reportados en la literatura

En la **Tabla 5** se muestran algunos de los resultados más representativos publicados en la literatura, en los que se reporta la eficiencia de adsorción de lirio acuático (en polvo funcionalizado y como biochar) para la remoción de diferentes contaminantes en términos de porcentaje de remoción y/o de la máxima capacidad de adsorción. Los porcentajes de remoción obtenidos en el presente trabajo para la adsorción de Cr (VI) usando biomasa de lirio acuático, son similares a los publicados por otros autores usando este tipo de material celulósico [3, 36].

No obstante, se considera que una simple comparación de estos valores no es un punto de referencia adecuado para concluir si el sistema desarrollado en el presente estudio es mejor. Un dato más representativo para realizar una comparación resulta de emplear la capacidad de adsorción máxima del bioadsorbente. En este sentido se observó que el bioadsorbente analizado presenta capacidades de adsorción interesantes para la adsorción de diferentes metales (Tabla 5), en dicho apartado se observa que

la capacidad de adsorción es congruente en lo reportado recientemente [37], y para los casos que reportan capacidades de adsorción superiores a las obtenidas en el presente estudio es importante puntualizar que en algunos casos el bioadsorbente recibió tratamientos químicos y térmicos previos para modificar sus propiedades fisicoquímicas superficiales y/o estructurales, lo cual implica inversión adicional así como mayor impacto económica, energética y ambiental. Adicionalmente se observó que en los estudios analizados en la literatura se emplearon soluciones ideales (generalmente máximo dos componentes), mientras que en el presente trabajo se formularon soluciones simuladas (con diversos compuestos químicos adicionales empleados en los procesos típicos industriales y presentes en las aguas residuales), lo que claramente implica procesos de interacción de dichos componentes adicionales con el material adsorbente, dicho lo anterior resulta interesante encontrar capacidades de adsorción similares a los reportados en la literatura.

Tabla 5. Estudios de remoción de contaminantes con diferentes absorbentes.

Adsorbente	pH	T (°C)	t (h)	Matriz	C _i (mg L ⁻¹)	q (mg/g)	% Remoción	Modelo	Ref.
Carbón activado	6.0	30	5	Pb ²⁺	207	277.6	26.9	Langmuir	[27]
				Cu ²⁺	63.5	67.9	69.8		
				Cd ²⁺	112.4	137.1	95.5		
				Ni ²⁺	58.7	56.9	47.0		
				Zn ²⁺	65.4	61.2	40.5		
	4.5	25	0.5	Cr ⁶⁺	100	36.4	36.4	Langmuir	[3]
	5.0	30	0.5	Cr ³⁺	100	36.1	80	Freundlich	[38]
	7.0	25	2	Cr ⁶⁺	100	24	95	Langmuir	[39]
Biomasa modificada	6.5	25	2	Cr ⁶⁺	1000	7.7		Langmuir	[40]
Biomasa Seca	3.0	20	3	Cr ⁶⁺	500	7.7	75	Langmuir	[41]
	2	25	4	Cr ⁶⁺	100	12	73	Freundlich	[42]
	5.9	25	12	Cr	100	2.45	88	Freundlich	[37]
	1.5	45	6	Cr ⁶⁺	75	2.5	65	Freundlich	Este estudio

En la mayoría de estos estudios se evidencia el uso de mayores concentraciones del contaminante evaluado, lo que conlleva a obtener mayores capacidades de adsorción (misma tendencia observada en el presente trabajo). Debido a lo anterior, se considera que por el momento no es posible realizar una comparación rigurosa que permita confrontar los resultados, y determinar si con el sistema empleado se obtienen resultados superiores o inferiores en igualdad de condiciones.

4. COLCUSIONES

Las variables estudiadas, pH, concentración de Cr (VI) y temperatura influyen en el proceso de adsorción del ion en biomasa en polvo de *lirio acuático*. El proceso es endotérmico, ya que aumenta la capacidad de adsorción del biomaterial, con los valores obtenidos de la constante de Langmuir en cada uno de los experimentos realizados indica que el proceso es espontáneo. La capacidad de adsorción de la biomasa en polvo aumenta a pH bajos, ya que se puede tener mayor disposición de la superficie del material para atraer y atrapar aniones donde se está acomplejado, a medida que el pH aumenta de valor esta disposición de sitios disminuye. Los resultados de la caracterización del bioadsorbente muestra que la adsorción de Cr (VI) se favorece mediante los mecanismos de atracciones electrostáticas y formación de puentes de hidrógeno.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid por la financiación del proyecto de investigación titulado “Aprovechamiento potencial de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) para la remoción de metales pesados”, aprobado en la Convocatoria de Proyectos de Investigación Sede Central y Sedes Regionales del Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, 2017 y con centro de costo 2061088343, adscrito al Grupo de Investigación en Catálisis Ambiental y Recursos Renovables (CAMER).

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Leventeli, Y. y Yalcin, F. (2021). Data analysis of heavy metal content in riverwater: multivariate statistical analysis and inequality expressions. *Journal of Inequalities and Applications*, 2021(1), 1–22. <https://doi.org/10.1186/s13660-021-02549-3>
- [2] Vu, C. T., Lin, C., Shern, C.-C., Yeh, G., Le, V. G. y Tran, H. T. (2017). Contamination, ecological risk and source apportionment of heavy metals in sediments and water of a contaminated river in Taiwan. *Ecological Indicators*, 82, 32–42. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.008>
- [3] Giri, A. K., Patel, R. y Mandal, S. (2012). Removal of Cr (VI) from aqueous solution by *Eichhornia crassipes* root biomass-derived activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 185–186, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.01.025>
- [4] Hasan, S. H., Ranjan, D. y Talat, M. (2010). Water hyacinth biomass (WHB) for the biosorption of hexavalent chromium: Optimization of process parameters. *BioResources*, 5(2), 563–575.
- [5] Ibrahim, H. S., Ammar, N. S., Soylak, M. y Ibrahim, M. (2012). Removal of Cd(II) and Pb(II) from aqueous solution using dried water hyacinth as a biosorbent. *Spectrochimica Acta - Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 96, 413–420. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2012.05.039>
- [6] Olguín, E. J. y Sánchez-Galván, G. (2012). Heavy metal removal in phytofiltration and phycoremediation: The need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation. *New Biotechnology*, 30(1), 3–8. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2012.05.020>
- [7] Sharma, N., Sodhi, K. K., Kumar, M. y Singh, D. K. (2021). Heavy metal pollution: Insights into chromium ecotoxicity and recent advancement in its remediation. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 15(2021), 100388. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100388>
- [8] Nur-E-Alam, M., Mia, M. A. S., Ahmad, F. y Rahman, M. (2020). An overview of chromium removal techniques from tannery effluent. *Applied Water Science*, 10(9), 1–22. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01286-0>
- [9] Tumolo, M., Ancona, V., De Paola, D., Losacco, D., Campanale, C., Massarelli, C. y Uricchio, V. F. (2020). Chromium pollution in European water, sources, health risk, and remediation strategies: An overview. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(15), 1–25. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155438>
- [10] Leko Kos, M. y Tadić, L. (2021). The field-scale investigation of the lowmobility of drainage canal sediments polluted by copper in lowland area of croatia. *Water (Switzerland)*, 13(5), 1–12. <https://doi.org/10.3390/w13050677>
- [11] Abdullah, N., Yusof, N., Lau, W. J., Jaafar, J. y Ismail, A. F. (2019). Recent trends of heavy metal removal from water / wastewater by membrane technologies. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 76, 17–38. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.03.029>
- [12] Wang, C.-C., Du, X.-D., Li, J., Guo, X.-X., Wang, P. y Zhang, J. (2016). Photocatalytic Cr(VI) reduction in metal-organic frameworks: A mini-review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 193, 198–216. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2016.04.030>
- [13] Akpor, O. B. y Muchie, M. (2010). Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: Processes and applications. *International Journal*, 5(12), 1807–1817. Retrieved from <http://www.academicjournals.org/journal/IJPS/article-full-text-pdf/00E529A31916>
- [14] Ansari, A. A., Naeem, M., Gill, S. S. y AlZuaibr, F. M. (2020). Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46(4), 371–376. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002>
- [15] Sarwar, N., Imran, M., Shaheen, M. R., Ishaque, W., Kamran, M. A., Matloob, A. y Hussain, S. (2017). Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere*, 171, 710–721. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.116>
- [16] Feng, W., Xiao, K., Zhou, W., Zhu, D., Zhou, Y., Yuan Y. y Zhao, J. (2017). Analysis of utilization technologies for *Eichhornia crassipes* biomass harvested after restoration of wastewater. *Bioresource Technology*, 223, 287–295. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.047>
- [17] Sanmuga Priya, E. y Senthamil Selvan, P. (2017). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) – An efficient and economic adsorbent for textile effluent treatment – A review. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S3548–S3558.

<https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.03.002>

[18] Skoog, D. A., West, D. M. y Holler, E. J. (2014). *Fundamentos de química analítica* (9a. ed.), Cengage Learning Editores S.A. de C.V. Retrieved from <https://books.google.com.co/books?id=grUEngAACAAJ>

[19] Singh, J., Kumar, V., Kumar, P. y Kumar, P. (2021). Kinetics and prediction modeling of heavy metal phytoremediation from glass industry effluent by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *International Journal of Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03433-9>

[20] Wei, Y., Fang, Z., Zheng, L. y Tsang, E. P. (2017). Biosynthesized iron nanoparticles in aqueous extracts of *Eichhornia crassipes* and its mechanism in the hexavalent chromium removal. *Applied Surface Science*, 399, 322–329. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2016.12.090>

[21] Dersseh, M. G., Melesse, A. M., Tilahun, S. A., Abate, M. y Dagnew, D. C. (2019). Water hyacinth: Review of its impacts on hydrology and ecosystem services-Lessons for management of Lake Tana. *Extreme Hydrology and Climate Variability: Monitoring, Modelling, Adaptation and Mitigation* (Vol. 1824). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815998-9.00019-1>

[22] De, D., Naturales, R., Néstor, D., Franco Gonzáles, G., Eduard, J. y Rojas, R. (2019). Plan de Prevención Manejo y Control del buchón de agua (*Eichhornia crassipes*) para la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca CAR, 16.

[23] Wang, Z., Zheng, F. y Xue, S. (2019). The economic feasibility of the valorization of water hyacinth for bioethanol production. *Sustainability* (Switzerland), 11(3). <https://doi.org/10.3390/su11030905>

[24] Durand, B. G. (2017). Lirio acuático, de plaga a producto sustentable. *El Universal*. México, D.F. Retrieved from <https://www.eluniversal.com.mx/articulo/ciencia-y-salud/ciencia/2017/05/1/lirio-acuatico-de-plaga-producto-sustentable>

[25] Amaringo Villa, F. A. (2013). Determinación del punto de carga cero y punto isoeléctrico de dos residuos agrícolas y su aplicación en la remoción de colorantes. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 4(2), 27. <https://doi.org/10.22490/21456453.982>

[26] Fu, S., Fang, Q., Li, A., Li, Z., Han, J., Dang, X. y Han, W. (2021). Accurate characterization of full pore size distribution of tight sandstones by low-temperature nitrogen gas adsorption and high-pressure mercury intrusion combination method. *Energy Science and Engineering*, 9(1), 80–100. <https://doi.org/10.1002/ese3.817>

[27] Cao, F., Lian, C., Yu, J., Yang, H. y Lin, S. (2019). Bioresource Technology Study on the adsorption performance and competitive mechanism for heavy metal contaminants removal using novel multi-pore activated carbons derived from recyclable long-root *Eichhornia crassipes*. *Bioresource Technology*, 276(December 2018), 211–218. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.007>

[28] Zhou, W., Zhu, D., Langdon, A., Li, L., Liao, S. y Tan, L. (2009). The structure characterization of cellulose xanthogenate derived from the straw of *Eichhornia crassipes*. *Bioresource Technology*, 100(21), 5366–5369. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.066>

[29] Sheikhmohammadi, A., Hashemzadeh, B., Alinejad, A., Mohseni, S. M., Sardar, M., Sharafkhani, R., ... Bay, A. (2019). Application of graphene oxide modified with the phenopyridine and 2-mercaptobenzothiazole for the adsorption of Cr (VI) from wastewater: Optimization, kinetic, thermodynamic and equilibrium studies. *Journal of Molecular Liquids*, 285(Vi), 586–597. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.04.106>

[30] Priya, A. K., Yogeshwaran, V., Rajendran, S., Hoang, T. K. A., Soto-Moscoso, M., Ghfar, A. A. y Bathula, C. (2022). Efficient adsorption of Cr (VI) from aqueous environments by phosphoric acid activated eucalyptus biom aqueous medium using rice husk ash: Kinetic and thermodynamic approach. *Chemosphere*, 286(August 2021). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131796>

[31] Zeng, H., Zeng, H., Zhang, H., Shahab, A., Zhang, K., Lu y. y Ullah, H. (2021). Efficient adsorption of Cr (VI) from aqueous environments by phosphoric acid activated eucalyptus biochar. *Journal of Cleaner Production*, 286(xxxx), 124964. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124964>

[32] Taborda Acevedo, E. A., Jurado, W. y Cortés, F. B. (2016). Effect of the temperature in adsorption phenomena of water onto Sub-Bituminous coal. *Boletín de Ciencias de la Tierra*, (39), 57–64. <https://doi.org/10.15446/rbct.n39.54127>

[33] Srivastava, V. C., Swamy, M. M., Mall, I. D., Prasad, B. y Mishra, I. M. (2006). Adsorptive removal of phenol by bagasse fly ash and activated carbon: Equilibrium, kinetics and thermodynamics. *Colloids and Surfaces A*:

Physicochemical and Engineering Aspects, 272(1–2), 89–104. <https://doi.org/10.1016/J.COLSURFA.2005.07.016>

[34] Puigdomenech, I. (2020). Hydra-Medusa. Stockholm: (Versión 1). KTH Royal Institute of Technology. Retrieved from <https://www.kth.se/che/medusa/>

[35] Komy, Z. R., Abdelraheem, W. H. y Ismail, N. M. (2013). Biosorption of Cu^{2+} by *Eichhornia crassipes*: Physicochemical characterization, biosorption modeling and mechanism. *Journal of King Saud University - Science*, 25(1), 47–56. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jksus.2012.04.002>

[36] Sarkar, M., Rahman, A. K. M. L. y Bhoumik, N. C. (2017). Remediation of chromium and copper on water hyacinth (*E. crassipes*) shoot powder. *Water Resources and Industry*, 17(December 2016), 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.12.003>

[37] Parameswari, E., Premalatha, R. P., Davamani, V., Kalaiselvi, P., Paul Sebastian, S. y Suganya, K. (2021). Biosorption of chromium ions through modified *Eichhornia crassipes* biomass from the aqueous medium. *Journal of Environmental Biology*, 42(1), 62–73. <https://doi.org/10.22438/JEB/42/1/MRN-1397>

[38] Li, X., Liu, S., Na, Z., Lu, D. y Liu, Z. (2013). Adsorption, concentration, and recovery of aqueous heavy metal ions with the root powder of *Eichhornia crassipes*. *Ecological Engineering*, 60, 160–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.039>

[39] Yu, J., Jiang, C., Guan, Q., Ning, P., Gu, J., Chen, Q., Miao, R. (2018). Chemosphere Enhanced removal of Cr (VI) from aqueous solution by supported ZnO nanoparticles on biochar derived from waste water hyacinth. *Chemosphere*, 195, 632–640. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.128>

[40] Carreño-Sayago, U. F. (2021). Development of microspheres using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for treatment of contaminated water with Cr(VI). *Environment, Development and Sustainability*, 23(3), 4735–4746. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00776-0>

[41] Fernando, U. y Sayago, C. (2021). Design , Scaling , and Development of Biofilters with *E crassipes* for Treatment of Water Contaminated with Cr (VI), (Vi).

[42] Tehada-Tovar, C., Paz, I., Acevedo-Correa, D., Espinosa-Fortich, M. y López.Babel, C. (2021). Adsorption of chrome (VI) and mercury (II) in solution using hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Biocnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 19(1), 54–65. [https://doi.org/10.18684/bsaa\(19\)54-65](https://doi.org/10.18684/bsaa(19)54-65)