

Lead adsorption from polluted water using *Trichocereus cuzcoensis* cactus

U.R. Fernández-Bernaola, MSc¹, A. R. Maldonado-Farfán, Dr²

¹Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, Peru, uriel.fernandez@unsaac.edu.pe

²Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, Peru, amanda.maldonado@unsaac.edu.pe

Abstract – *This research presents the conditions for the removal of lead from polluted water using a bioadsorbent obtained from the *Trichocereus cuzcoensis* cactus. The treatment of the contaminated solutions was carried out by the batch technique, using two types of adsorbents from the cactus (The Adsorbent with chlorophyll - ACC and the Adsorbent without chlorophyll - ASC). An adsorption capacity of 160.90 mg/g and 205.40 mg/g was achieved for the ACC and ASC respectively with a concentration of 0.1 g/L. The variation of the adsorption capacity as a function of the pH was studied, both adsorbents have a higher adsorption capacity at a pH 4. Lead kinetics was best described by the pseudo-second-order model and experimental data were adjusted for the Freundlich adsorption isotherm.*

Keywords-- *Adsorption, Trichocereus, Lead, Isotherm.*

Digital Object Identifier (DOI):
<http://dx.doi.org/10.18687/LACCEI2020.1.1.295>
ISBN: 978-958-52071-4-1 ISSN: 2414-6390

Adsorción de Plomo de Aguas Contaminadas Usando el Cactus *Trichocereus cuzcoensis*

U.R. Fernández-Bernaola, MSc¹, A. R. Maldonado-Farfán, Dr²

¹Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, Peru, uriel.fernandez@unsaac.edu.pe

²Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, Peru, amanda.maldonado@unsaac.edu.pe

Resumen—Esta investigación presenta las condiciones para la remoción de plomo de aguas contaminadas usando un bioadsorbente obtenido a partir del cactus *Trichocereus cuzcoensis*. El tratamiento de las soluciones contaminadas se realizó mediante la técnica por lotes (batch), empleando dos tipos de adsorbentes obtenidos a partir del cactus (El Adsorbente con clorofila - ACC y el Adsorbente sin clorofila - ASC). Se alcanzó una capacidad de adsorción de 160.90 mg/g y 205.40 mg/g para el ACC y ASC respectivamente con una concentración de 0.1 g/L. La variación de la capacidad de adsorción en función del pH mostró que, a un pH de 4, ambos adsorbentes presentan una mayor capacidad de adsorción. La cinética de plomo fue mejor descrita por el modelo de pseudo-segundo-orden y los datos experimentales fueron adecuadamente ajustados por la isoterma de adsorción de Freundlich.

Keywords—Adsorción; *Trichocereus*; Plomo; Isoterma.

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación de fuentes naturales de agua con metales pesados está presente en diferentes zonas del continente americano, proveniente principalmente de las actividades industriales, tales como la minería, concentración, fundición y refinación de metales. Todos los metales pesados son peligrosos, siendo el plomo un contaminante ambiental mayor, debido a que tiende a bioacumularse en los organismos vivos y no es biodegradable [1]. De acuerdo a las regulaciones de la Agencia de Protección Ambiental (EPA), con respecto a las concentraciones de iones metálicos en el tratamiento de aguas residuales industriales, el límite máximo permisible de plomo es de 0.015 mg/L [2]. Los métodos convencionales para la remoción de metales pesados de aguas contaminadas consisten principalmente en tecnologías de precipitación química, filtración, intercambio iónico, tratamiento electroquímico, tecnologías de membrana, adsorción con carbón activo y evaporación. Sin embargo, los métodos más empleados, tales como precipitación química y tratamiento electroquímico, resultan ser inefectivos para concentraciones de iones metálicos que se encuentran en el orden de 1 a 100 mg/L [3]. Métodos biológicos, tales como la biosorción, pueden proveer una atractiva alternativa a los métodos convencionales [4]. En Latinoamérica la tecnología andina se ha caracterizado por el uso de la biodiversidad en diferentes aplicaciones; por ejemplo, en las zonas rurales del Perú, donde no hay sistemas de tratamiento de agua potable, se usan los mucilagos de cactus para la clarificación de sus fuentes de agua. En México también se han reportado prácticas similares; por ejemplo, la referencia [5] reporta la remoción de

sedimentos usando el cactus *Opuntia ficus indica* y la referencia [6] reporta la aplicación de este cactus en la biorremediación de aguas residuales. En la remoción de metales pesados, la referencia [7] reporta la interacción del mucílago de cactus con los metales pesados. En el caso específico de plomo, la referencia [8] y [9] estudiaron la remoción de plomo usando un bioadsorbente natural del cactus *Opuntia streptacantha* y *Opuntia larreyi*. Debido a su abundancia, bajo costo de procesamiento y propiedades químicas, carbohidratos y polisacáridos, el uso de este tipo de biomateriales es una promisorio alternativa de aplicación industrial [10]. En adición, su funcionalidad y estructura química pueden ser mejorados para la remoción de metales pesados; por ejemplo, la referencia [11] estudio la combinación del mucílago del cactus con coagulantes y la referencia [12] modificó químicamente el cactus con formaldehído y añadió grupos amino en su superficie.

El propósito de la presente investigación es estudiar la adsorción de plomo en soluciones contaminadas empleando un bioadsorbente natural obtenido a partir del cactus *Trichocereus cuzcoensis* (Adsorbente con clorofila - ACC) y modificado químicamente mediante la extracción de clorofila (Adsorbente sin clorofila - ASC). Se evaluó la capacidad de adsorción en función de la concentración del adsorbente, pH, cinética de adsorción y equilibrio para ambos adsorbentes.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

A. Preparación del bioadsorbente

El cactus *Trichocereus cuzcoensis* fue colectado del Valle Sagrado de los Incas, Cusco, Perú. Las espinas y la epidermis del cactus fueron separadas mediante cortes longitudinales. Los cortes del cactus fueron secados a 50 °C por 24 horas. La biomasa seca fue sometida a molienda, a esta se le denominó adsorbente con clorofila (ACC), luego el ACC fue encapsulado en cartuchos para su posterior extracción de clorofila, utilizando etanol grado 96 como solvente, en un equipo soxhlet. La extracción de clorofila y otros compuestos solubles en alcohol se realizó hasta que el solvente no muestre coloración al contacto con la muestra. El bioadsorbente sin clorofila (ASC) fue secado a temperatura ambiente por 12 horas. Al concluir el secado, se retiró el adsorbente de los cartuchos Soxhlet y fueron sometidos a molienda nuevamente, presentándose un material granular blanco en su mayoría, este material fue tamizado por malla N° 40. En la Fig. 1 se muestra el proceso para obtener el adsorbente con clorofila (ACC) y el adsorbente sin clorofila (ASC) [9].

Digital Object Identifier (DOI):

<http://dx.doi.org/10.18687/LACCEI2020.1.1.295>

ISBN: 978-958-52071-4-1 ISSN: 2414-6390

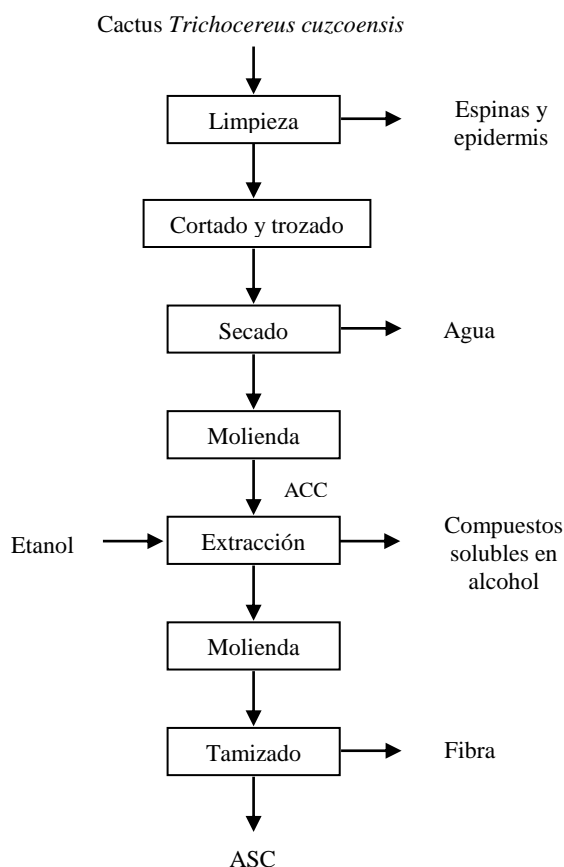


Fig. 1 Preparación del bioadsorbente.

B. Detección del metal en solución acuosa

Soluciones acuosas de plomo fueron preparadas a partir de una sal de plomo $Pb(NO_3)_2$ (Sigma Aldrich 99+%). Las concentraciones de plomo antes y después del proceso de adsorción fueron determinadas por espectroscopia de absorción atómica (AA) usando el equipo Perkin Elmer modelo AAnalyst 200, con lámpara de plomo y combustible acetileno-aire. Todas las medidas de concentración fueron duplicadas.

C. Estudio de adsorción por lotes

Las pruebas de adsorción fueron llevadas a cabo mediante la técnica por lotes a temperatura constante (18 °C). Una serie de matraces Erlenmeyer, con 50 ml de solución contaminada con plomo (30 mg/L), fueron mezclados con distintas concentraciones (0.1, 0.5, 1.0 y 1.5 g/L) de ACC y ASC respectivamente. Para una concentración fija de 1 g/L de adsorbente, se evaluaron las capacidades de adsorción a diferentes pH (5.0, 4.0, 3.0 y 2.0); el pH fue ajustado con ácido nítrico 0.01 M [9]. La solución fue centrifugada para separar el bioadsorbente de la solución tratada y el tiempo de contacto fue de 60 min para las pruebas. La concentración de

plomo en la solución sobrenadante fue analizada mediante el método de absorción atómica.

D. Estudio cinético

Los estudios de cinética de adsorción se realizaron en un volumen fijo (150 ml) de solución contaminada con 30 ppm de plomo (II), la solución fue tratada con 1.0 g/L de adsorbente a pH normal. Se muestreó la solución tratada en intervalos específicos de tiempo, desde 1 min hasta 3 horas. Posteriormente se evaluó la cinética de adsorción a un pH de 4 y una dosis de 0.1 g/L de adsorbente. Los datos cinéticos fueron analizados con las ecuaciones de pseudo primer y pseudo segundo orden [9].

E. Isotermas de adsorción

Las Isotermas de adsorción fueron obtenidas usando concentraciones de 5, 10, 20, 30 y 40 ppm de plomo (II), a un pH de 4 y una dosis de 0.1 g/L de adsorbente. Los datos experimentales fueron ajustados mediante los modelos de Langmuir y Freundlich [8].

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

F. Preparación del Adsorbente con Clorofila (ACC)

El cactus fue colectado del sector de Chichubamba, del distrito y provincia de Urubamba, Cusco, Perú. En la Fig. 2 se observa la muestra de cactus cortada, previa limpieza y separación de espinas y epidermis, después de la etapa de secado. Se denota la presencia de clorénquima (bordes de color verde intenso) y el parénquima (color verde claro del centro) que conforman el cuerpo del cactus. Luego de someterse a molienda, se obtuvo un polvo de color verde al cual se le llamo Adsorbente con clorofila (ACC). Este tipo de material fue usado como agente de adsorción de plomo en soluciones acuosas; sin embargo, al contactarse el biomaterial con agua, este tiende a teñir la solución de color verde, debido a la lixiviación de pigmentos como la clorofila y otros compuestos solubles provenientes del cactus. Por ello se procedió a una etapa de extracción de clorofila.



Fig. 2 Cactus *Trichocereus cuzcoensis*.



Fig. 3 Extracción de clorofila del ACC.

G. Preparación del Adsorbente Sin Clorofila (ASC)

La extracción de clorofila se realizó hasta que el solvente no presente coloración verde al contacto con la muestra (ACC), como se muestra en la Fig. 3. Estudios previos mencionan que el tratamiento químico de los biomateriales incrementan considerablemente la capacidad de adsorción de metales; por ejemplo, el cactus *Opuntia* al tratarse con un solvente como el formaldehído [12]. En esta investigación se utilizó etanol grado comercial con un tiempo de extracción de clorofila de 2 horas [9]. El rendimiento de extracción fue de 68.63 %, siendo el 31.37 % correspondiente a las sustancias solubles en alcohol, entre ellos la clorofila, obteniendo finalmente el Adsorbente sin Clorofila (ASC). El mejoramiento de la capacidad de adsorción de los adsorbentes obtenidos a partir de biomasa, se debe al rompimiento de las cadenas poliméricas de los biomateriales (carbohidratos) por acción de un agente ácido o básico. Permitiendo de esta manera la obtención de una mayor área superficial y una mayor disposición de grupos funcionales que puedan interactuar con los metales pesados, en este caso, específicamente plomo.

H. Efecto de la concentración del adsorbente

En las Tablas I y II se muestran los resultados de la capacidad de adsorción para distintas concentraciones de los adsorbentes ACC y ASC respectivamente

TABLA I
EFECTO DE LA DOSIS DEL ACC

Dosis (g/L)	Cf (mg/L)	q (mg/g)
0.1	11.61	160.90
0.5	3.40	48.60
1.0	2.28	25.42
1.5	5.48	14.81

TABLA II
EFECTO DE LA DOSIS DEL ACC

Dosis (g/L)	Cf (mg/L)	q (mg/g)
0.1	7.16	205.40
0.5	17.25	20.90
1.0	17.90	9.80
1.5	17.35	6.90

Donde:

Cf : Concentración final de plomo (mg/L)

q : Capacidad de adsorción (mg/g)

De las Tablas I y II se puede observar que las mayores capacidades de adsorción se obtuvieron con la menor dosis de adsorbente, 0.1 g/L, con capacidades de adsorción de 160.90 mg/g y 205.40 mg/g para el adsorbente ACC y ASC respectivamente. En la Fig. 4 también se observa que al incrementarse la concentración de los adsorbentes de 0.1 a 1.5 g/L, se presenta una disminución gradual en la capacidad de adsorción, esto puede ser debido a la formación de agregados entre las partículas del adsorbente [8], que al contactarse unas con otras, a una mayor concentración, reducen su área efectiva de adsorción, limitando así los sitios iónicos disponibles. Experimentalmente se pudo apreciar estos agregados entre las partículas del adsorbente. A la menor dosis (0.1 g/L) hay una adecuada homogenización del adsorbente en el volumen de la solución, pareciendo inclusive imperceptible, al incrementarse la concentración de 0.5 a 1.5 g/L tiende a poblarse más la presencia del adsorbente en la solución y tiende a ser más notoria la presencia de agregados (partículas más pequeñas) entre las partículas del adsorbente.

I. Efecto del pH en la adsorción

Se empleó una dosis de 1.0 g/L de adsorbente para todas las pruebas de adsorción. Los experimentos fueron desarrollados a diferentes pH (5, 4, 3 y 2), ajustando el pH de la solución inicial con ácido nítrico 0.01 M. Los estudios del

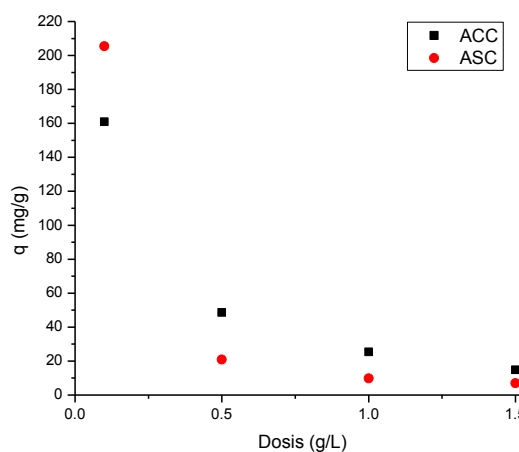


Fig. 4 Efecto de la dosis de ACC y ASC.

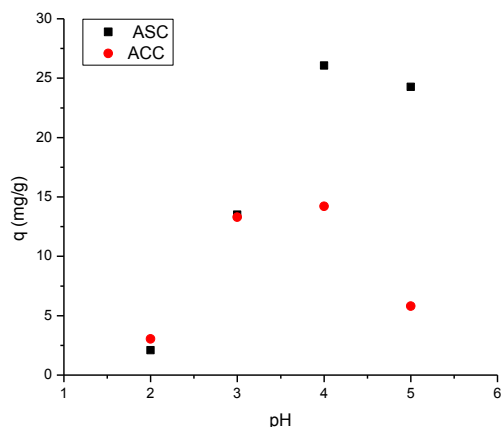


Fig. 5 Efecto del pH en la capacidad de adsorción.

efecto del pH en la adsorción de plomo (II) fueron llevados a cabo mediante la técnica por lotes. En la Fig. 5 se observa la variación de la capacidad de adsorción de plomo en función del pH para el ACC y el ASC. Ambos adsorbentes presentaron una mayor capacidad de adsorción a un pH de 4, siendo el ACC el que posee el más alto valor (26.06 mg/g) en comparación con el ASC (14.20 mg/g). A mayores condiciones ácidas (pH 2-3) no se obtuvieron buenas capacidades de adsorción, porque los sitios iónicos de los adsorbentes fueron fuertemente asociados con los iones hidrogenión (H^+), restringiendo el aprovechamiento adecuado de los iones de plomo debido a las fuerzas repulsivas que interactúan entre ellos, cargas iguales. Además, a pH bajos hay un incremento de la competencia iónica entre los iones de plomo e hidrogenión (H^+) por los sitios de adsorción [12]. Cuando se incrementó el pH (3 - 5), la cantidad de metal adsorbido también se incrementó. El incremento de la capacidad de adsorción puede explicarse por el incremento de la densidad de carga negativa presente en la superficie de los adsorbentes, que se presentaron a un pH de 4. Los experimentos no fueron conducidos a pH mayores (> 6), debido a la precipitación química del metal pesado, plomo (II).

J. Cinética de adsorción

Los estudios de cinética de adsorción se fijaron a una concentración de adsorbente de 0.1 g/L y un pH de 4, porque estos fueron los mejores resultados obtenidos en el estudio de los efectos de la concentración del adsorbente y pH. La Fig. 6 muestra la variación de la capacidad de adsorción en función del tiempo, se observa que la velocidad de adsorción es muy

TABLA III
PARÁMETROS DE AJUSTE AL MODELO DE PSEUDO PRIMER ORDEN

Adsorbente	Constante K1 (min^{-1})	q (mg/g)	R ²
ACC	0.014	40.88	0.28
ASC	0.024	14.93	0.39

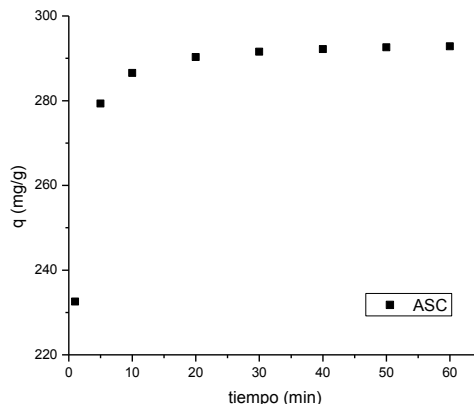


Fig. 6 Cinética de adsorción de plomo (pH=4; Dosis=0.1 g/L).

TABLA IV
PARÁMETROS DE AJUSTE AL MODELO DE PSEUDO SEGUNDO ORDEN

Adsorbente	Cf (mg/L)	q (mg/g)	Constante de velocidad ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1}$)	R ²
ACC	0.004	270.27	294.12	0.99
ASC	0.013	294.12	1111.11	0.99

rápida en los primeros minutos, alcanzando el tiempo de equilibrio a los 5 minutos aproximadamente. Las velocidades de adsorción fueron evaluadas con los modelos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden, siendo los ajustes los mostrados en las Tablas III y IV para el ACC y el ASC respectivamente. En la Tabla III se observan valores muy bajos del coeficiente de correlación, 0.28 y 0.39 para el ACC y ASC. De la Tabla IV, se observa que los coeficientes de correlación (R^2) obtenidos para el modelo de pseudo segundo orden son de 0.99 y 0.99 para el ACC y el ASC. Con estos resultados fue posible determinar las velocidades de adsorción, siendo estos valores muy altos, 294.12 mg/g min para el ACC y 1111.11 mg/g min para el ASC.

K. Isoterma de adsorción

Las isotermas de adsorción son los datos más importantes para determinar el mecanismo de adsorción [12]. En esta investigación se empleó una dosis de 0.1 g/L de adsorbente y se ajustó el pH a 4, para todas las pruebas de Isotermas de adsorción y se ajustaron los datos experimentales a los modelos de Langmuir y Freundlich. Los parámetros de adsorción obtenidos se muestran en las Tablas V y VI. De ellas se observa que el mayor ajuste se obtiene con la Isoterma de Freundlich, con un coeficiente de correlación de 0.9983 y

TABLA V
PARÁMETROS DE AJUSTE AL MODELO DE LANGMUIR

Adsorbente	(L/mg)	q máxima (mg/g)	R ²
ACC	0.0050	2000	0.84
ASC	0.0049	2000	0.78

TABLA VI
PARÁMETROS DE AJUSTE AL MODELO DE FREUNDLICH

Adsorbente	(mg/g)	Constante N	R ²
ACC	0.0050	1.0584	0.99
ASC	0.0049	1.0581	0.99

0.9975 para el ACC y ASC respectivamente. Por lo tanto, el proceso de adsorción obedece al modelo de Freundlich. Las Isotermas de Langmuir sólo son válidas para superficies energéticamente homogéneas, es decir para superficies donde para cada espacio disponible le corresponda un adsorbato. Por otro lado, las Isotermas de Freundlich consideran superficies energéticamente no homogéneas (heterogéneas), donde los macroporos (sitios de adsorción primaria) adsorben directamente al adsorbato, una y otra vez, sirviendo de medio de transporte por difusión al adsorbato, hasta que llegue a fijarse dentro de sus microporos (sitios de adsorción secundaria). Un posible mecanismo de adsorción de plomo (II) en el ACC y ASC del cactus gigantón (*Trichocereus cuzcoensis*) podría plantearse de la siguiente manera: “Los iones de plomo (II) se transportan en la fase líquida, al agregarse el adsorbente este se expande en la solución contaminada, el ión metálico de plomo se transporta a través de la capa líquida que envuelve a las partículas del adsorbente y se difunde en sus macroporos, fijándose finalmente en los grupos funcionales iónicos de sus microporos” [9]

IV. CONCLUSIONES

Se logró obtener el Adsorbente con clorofila (ACC) y el Adsorbente sin clorofila (ASC) a partir del cactus (*Trichocereus cuzcoensis*). En el estudio del efecto de la concentración del adsorbente, la mayor capacidad de adsorción se alcanzó con la menor dosis (0.1 g/L), 160.90 mg/g y 205.40 mg/g para el ACC y ASC respectivamente. En el estudio del efecto del pH, la mayor capacidad de adsorción se obtuvo a un pH de 4, tanto para el ACC como para el ASC. A pH menores (2-3), la capacidad de adsorción disminuye. Esto debido a la competencia iónica que se realiza en la solución, entre los iones de plomo (II) y los iones H⁺. La cinética de adsorción de plomo (II) fue mejor descrita por el modelo de pseudo segundo orden. Obteniéndose velocidades de adsorción altas, 294.12 mg/g min y 1111.11 mg/g min para el ACC y ASC respectivamente. Al combinar las mejores respuestas obtenidas de los efectos de la concentración del adsorbente (0.1 g/L) y el pH (4) en la cinética de adsorción, hay una mejora considerable en las propiedades del ASC en comparación a pruebas preliminares. Alcanzando una capacidad de adsorción de 298.1 mg/g y una eficiencia de 99.37 %. Los datos experimentales fueron mejor descritos por la Isoterma de Freundlich. Por lo tanto, se deduce que el proceso de adsorción de plomo (II) se realiza en sistemas heterogéneos. Donde los iones de plomo (II) serían adsorbidos en una capa primaria de la superficie del adsorbente, posteriormente serían transportados por difusión hasta una

capa secundaria en su interior, fijándose finalmente en los grupos funcionales iónicos de su estructura, hasta alcanzar el equilibrio de adsorción.

AGRADECIMIENTOS

A la comunidad de Lalacca, Ayacucho, por la inspiración, al Programa de Ingeniería Química y Programa de Química de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco por el apoyo brindado en la realización de este proyecto de investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] G. Crini y E. Lichtfouse, Eds., *Green Adsorbents for Pollutant Removal*, vol. 18. Cham: Springer International Publishing, 2018.
- [2] D. Ibarra-Rodríguez, J. Lizardi-Mendoza, E. A. López-Maldonado, y M. T. Oropeza-Guzmán, «Capacity of ‘nopal’ pectin as a dual coagulant-flocculant agent for heavy metals removal», *Chem. Eng. J.*, vol. 323, pp. 19-28, sep. 2017, doi: 10.1016/j.cej.2017.04.087.
- [3] J. Wang y C. Chen, «Biosorbents for heavy metals removal and their future», *Biotechnol. Adv.*, vol. 27, n.º 2, pp. 195-226, mar. 2009, doi: 10.1016/j.biotechadv.2008.11.002.
- [4] S. O. Lesmana, N. Febriana, F. E. Soetaredjo, J. Sunarso, y S. Ismadji, «Studies on potential applications of biomass for the separation of heavy metals from water and wastewater», *Biochem. Eng. J.*, vol. 44, n.º 1, pp. 19-41, abr. 2009, doi: 10.1016/j.bej.2008.12.009.
- [5] A. L. Buttice y N. A. Alcantar, «1.7 - Sediment Removal with the Opuntia ficus-indica Cactus: A Water Purification Method for Communities in Latin America», en *Comprehensive Water Quality and Purification*, S. Ahuja, Ed. Waltham: Elsevier, 2014, pp. 98-103.
- [6] T. Nharingo y M. Moyo, «Application of Opuntia ficus-indica in bioremediation of wastewaters. A critical review», *J. Environ. Manage.*, vol. 166, pp. 55-72, ene. 2016, doi: 10.1016/j.jenvman.2015.10.005.
- [7] D. I. Fox, T. Pichler, D. H. Yeh, y N. A. Alcantar, «Removing Heavy Metals in Water: The Interaction of Cactus Mucilage and Arsenate (As (V))», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 46, n.º 8, pp. 4553-4559, abr. 2012, doi: 10.1021/es2021999.
- [8] P. Miretzky, C. Muñoz, y A. Carrillo-Chávez, «Experimental binding of lead to a low cost on biosorbent: Nopal (Opuntia streptacantha)», *Bioresour. Technol.*, vol. 99, n.º 5, pp. 1211-1217, mar. 2008, doi: 10.1016/j.biortech.2007.02.045.
- [9] U. R. Fernandez Bernal, A. R. Maldonado Farfan, y M. E. Navarro Clemente, «Adsorción de plomo de aguas contaminadas usando el cactus Opuntia larreyi», en *Proceedings of the 17th LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education, and Technology: “Industry, Innovation, and Infrastructure for Sustainable Cities and Communities”*, 2019, doi: 10.18687/LACCEI2019.1.1.163.
- [10] N. Barka, M. Abdenouri, M. El Makhfouk, y S. Qourzal, «Biosorption characteristics of cadmium and lead onto eco-friendly dried cactus (Opuntia ficus indica) cladodes», *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 1, n.º 3, pp. 144-149, sep. 2013, doi: 10.1016/j.jece.2013.04.008.
- [11] D. I. Fox, D. M. Stebbins, y N. A. Alcantar, «Combining Ferric Salt and Cactus Mucilage for Arsenic Removal from Waters», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 50, n.º 5, pp. 2507-2513, mar. 2016, doi: 10.1021/acs.est.5b04145.
- [12] L. A. Bernal-Martínez, S. Hernández-López, C. Barrera-Díaz, F. Ureña-Núñez, y B. Bilyeu, «Pb(II) Sorption under Batch and Continuous Mode Using Natural, Pretreated, and Amino-Modified Ectodermis of Opuntia», *Ind. Eng. Chem. Res.*, vol. 47, n.º 4, pp. 1026-1034, feb. 2008, doi: 10.1021/ie070861h.