

Modeling lead adsorption in aqueous solutions using rose stem biomass

D.Y. Cabrera-Choccata, MSc¹ 

¹Universidad Tecnológica del Perú, Arequipa, Perú, c20101@utp.edu.pe

Abstract— *The study investigates the use of rose stems as a bioadsorbent for the removal of lead in contaminated aqueous solutions, taking advantage of plant waste from the flower markets of Arequipa, Peru. For this reason, the capacity of rose stems treated by a sequential process of acid and alkaline hydrolysis will be evaluated. The chemical activation of the rose stem biomass was carried out with a sequential process of acid hydrolysis and alkaline hydrolysis (TRHS) and was characterized by the Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) technique before and after interacting with lead. The experimental equilibrium data are related to the Langmuir isotherm model and the lead biosorption kinetics fit better to the pseudo-second order Ho model. Therefore, a sequential acid-alkaline hydrolysis treatment (TRHS) was carried out to activate biomass, resulting in a maximum adsorption capacity of 344.827 mg Pb (II)/g of rose stem and a lead removal rate of 99.325%, exceeding the results of other previous studies. The optimum pH for the biosorption process was determined to be 4, and ideal contact conditions and adsorbent dosage were established. The results suggest that the use of rose stems not only contributes to the circular economy by reusing waste but also offers an effective solution for the removal of heavy metals in contaminated waters, highlighting its potential in environmental management and sustainability.*

Keywords—Adsorption; lead; isotherm; adsorption kinetics; FTIR.

Modelado de la adsorción de plomo en soluciones acuosas utilizando biomasa de tallos de rosas

D.Y. Cabrera-Choccata, MSc¹ 

¹Universidad Tecnológica del Perú, Arequipa, Perú, c20101@utp.edu.pe

Resumen— El estudio investiga la utilización de tallos de rosas como un bioadsorbente para la remoción de plomo en soluciones acuosas contaminadas, aprovechando residuos vegetales de los mercados de flores de Arequipa, Perú. Es por ello, que se va a evaluar la capacidad de los tallos de rosas, tratados mediante un proceso secuencial de hidrólisis ácida y alcalina. La activación química de la biomasa de tallos de rosas se realizó con un proceso secuencial de hidrólisis ácida e hidrólisis alcalina (TRHS) y fue caracterizado por la técnica de Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR) antes y después de interactuar con el plomo. Los datos experimentales de equilibrio guardan relación con el modelo de isoterma de Langmuir y la cinética de bioadsorción de plomo se ajustó mejor al modelo Ho de pseudo-segundo orden. Por lo cual, se llevó a cabo un tratamiento secuencial de hidrólisis ácida y alcalina (TRHS) para activar la biomasa, lo que resultó en una capacidad máxima de adsorción de 344.827 mg Pb (II)/g de tallo de rosa y un porcentaje de remoción de plomo del 99.325%, superando los resultados de otros estudios previos. Se determinó que el pH óptimo para el proceso de bioadsorción era 4 y se establecieron condiciones ideales de contacto y dosis de adsorbente. Los resultados sugieren que el uso de tallos de rosas no solo contribuye a la economía circular al reutilizar residuos, sino que también ofrece una solución efectiva para la remoción de metales pesados en aguas contaminadas, destacando su potencial en la gestión ambiental y la sostenibilidad.

Palabras clave— Adsorción; plomo; isoterma; cinética de adsorción; FTIR

I. INTRODUCCIÓN

El mayor problema de contaminación a nivel mundial en fuentes de aguas es debido a la concentración de metales pesados como Cd, Cr, Zn, Hg, Pb, etc. como origen de efluentes industriales no tratados generados por industrias (minería, agroquímicas, curtidurías, etc.). [1] ya que incluso en concentraciones muy bajas son altamente tóxicos. [2], el plomo es considerado como contaminante ambiental mayor debido a que tiende a bioacumularse en los organismos vivos y no es biodegradable. [3]. Debido a su toxicidad, la Agencia de Protección Ambiental (EPA), establece como límite máximo permisible, de 0.015 mg/L para plomo en las aguas residuales industriales [4] y el Límite Máximo Permisible (LMP) de plomo en agua industrial, según la regulación peruana, es de 0,05 mg/L [5]. Este límite se establece para proteger la salud humana y el medio ambiente de los efectos nocivos del plomo, un metal pesado altamente tóxico.

Existen diferentes métodos físicos y químicos como la precipitación, el intercambio iónico y la ósmosis inversa. Sin embargo, estos métodos requieren un elevado consumo de energía, productos químicos y no son muy eficaces cuando se aplican a soluciones diluidas de metales [6]. El desarrollo de tratamientos alternativos como la fitorremediación, los humedales artificiales y la bioadsorción, son tecnologías respetuosas con el medio ambiente y pueden proveer una atractiva alternativa a los métodos convencionales [1], dado que también utiliza materiales biodegradables y de bajo costo. Estudios recientes han evidenciado que la capacidad de adsorción de plomo varía significativamente según el tipo de biomasa utilizada y las condiciones experimentales aplicadas. Por ejemplo, la biomasa de *Brassica nigra* muestra un potencial notable para la fitorremediación, alcanzando capacidades de adsorción superiores a 27 mg/g en condiciones óptimas [7]. Asimismo, la utilización de residuos de *Persea americana* ha demostrado una eficiencia de remoción del plomo de 88% para concentraciones iniciales de 30 ppm [8]. Estudios realizados con otras biomásas, como *Eichhornia crassipes* modificada químicamente, han evidenciado reducciones desde 50 mg/L hasta <3 mg/L (94% de eficiencia) [9]., mientras que procesos de biosorción utilizando cáscara de yuca tratada con ácido cítrico alcanzó una capacidad máxima de adsorción de 344.83 mg Pb/g [10]. Estos resultados confirman que la biosorción no solo mitiga la contaminación, sino que también acerca las concentraciones residuales a los estándares internacionales. La optimización de parámetros como el pH, la concentración inicial del metal y el tiempo de contacto son cruciales para maximizar la eficiencia del proceso. Investigaciones han indicado que un pH alrededor de 5 es generalmente favorable para la adsorción de plomo, debido a la desprotonación de grupos funcionales en la superficie del adsorbente [11],[12]. Además, modelos cinéticos como el pseudo segundo orden e isothermas como Langmuir y Freundlich han sido utilizados para describir adecuadamente los procesos de adsorción observados en diversos estudios [13]. La capacidad de adsorción de plomo puede ser incrementada, si se modifica la estructura química del bioadsorbente. El tratamiento ácido o básico de los biomateriales permite incrementar su capacidad de adsorción debido a una ruptura de sus cadenas poliméricas y al afloramiento de un mayor número de grupos funcionales iónicos, así como lo indica el trabajo de investigación [14] que reportó la mejor remoción de plomo con la *Opuntia* tratada químicamente con formaldehído.

Las flores, en específico las rosas tienen una alta demanda de consumo en la ciudad de Arequipa, pero los residuos orgánicos como los tallos de las rosas son rechazados o en algunos casos aplicados en compostaje. Los tallos de rosas están constituidos por material celulósico y hemicelulósico que contienen grupos funcionales que permiten la adsorción de contaminantes.

El propósito de esta investigación fue evaluar por procesos en batch, la adsorción de plomo en soluciones contaminadas y aprovechar el uso del residuo vegetal (tallo de rosas) como bioadsorbente y mejorar su capacidad de adsorción mediante el tratamiento ácido-básico del biomaterial. Se evaluó la remoción de plomo en función del pH, cinética y equilibrio de adsorción. Finalmente, se caracterizó el bioadsorbente mediante espectroscopia de Infrarrojo por Transformada de Fourier (FTIR) para determinar la interacción del plomo y los grupos funcionales del bioadsorbente y el plomo

II. MATERIALES Y MÉTODOS

A. Preparación del bioadsorbente

Los residuos vegetales (tallos de rosas) fueron recolectados del mercado de flores “El Avelino” y “La Apacheta” de Arequipa – Perú. El tratamiento al tallo de rosas consistió en eliminar las impurezas como raíces extrañas adheridas, tallos deteriorados y otros tallos extraños, la reducción de tamaño consistió en cortar los tallos en trozos menor de 1 cm. La muestra se introdujo dentro de una estufa eléctrica a 60 °C durante 48, la molienda de los tallos de rosas se realizó para aumentar la superficie de contacto, con un molino manual por abrasión y fricción, luego esta biomasa fue tamizada a Malla N° 100 (150µm). El tallo de rosas fue sometido a un proceso secuencial de hidrólisis ácida y alcalina (TRHS) con el fin de incrementar el porcentaje de fibras del tallo de rosas propuesto por [13]. En la Fig. 1 se muestra el proceso para obtener el adsorbente.

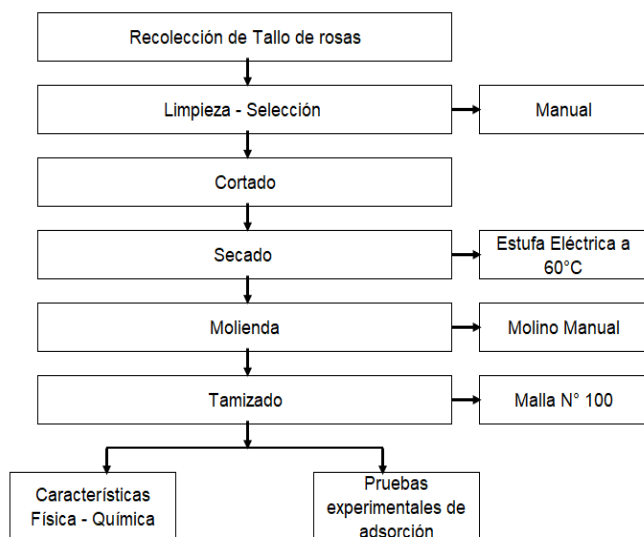


Fig. 1 Preparación del bioadsorbente.

B. Caracterización del bioadsorbente

La realizó la caracterización física y química del bioadsorbente obtenido de tallo de rosas, se consideró las siguientes técnicas.

1) *Determinación de humedad (%H)*: Se determinó por diferencia de peso entre una misma muestra húmeda y después de haberse secado en la estufa a 60°C durante 48 horas, hasta obtener un peso constante.

2) *Determinación de pH en el Punto de Carga Cero(pHPZC)*: Se determinó al colocar 50 mL de agua destilada en cada uno de los Erlenmeyer de 100 mL, para luego ajustar el pH, se añadió 0.5 g de bioadsorbente y se colocó en un agitador magnético Medilab HSC-19T por un periodo de 24 horas y 150 rpm, a una temperatura de 25°C.

3) *FTIR*: El espectro FTIR fue determinado usando un equipo un módulo Frontier Dual-Range FTIR con una resolución de 4 cm⁻¹.

C. Detección del metal en solución acuosa

Las soluciones acuosas de plomo se prepararon a partir de la solución estándar (solución stock) de Plomo con concentración de 1000 mg/L Pb (NO₃)₂ de grado analítico de la marca Merck, se hicieron las diluciones para los diferentes ensayos. La determinación de la concentración de plomo en solución se realizó por la técnica de Espectrofotometría de absorción atómica a la flama (FAAS), con el equipo Varian de modelo SpectrAA - 220/280FS, con lámpara de plomo y combustible acetileno-aire. Todas las medidas de concentración fueron duplicadas se aplicó estándares, blancos y patrones de referencia. En la Fig. 2 se indica el diagrama de flujo aplicado para el proceso de bioadsorción de plomo con el con el tallo de rosas.

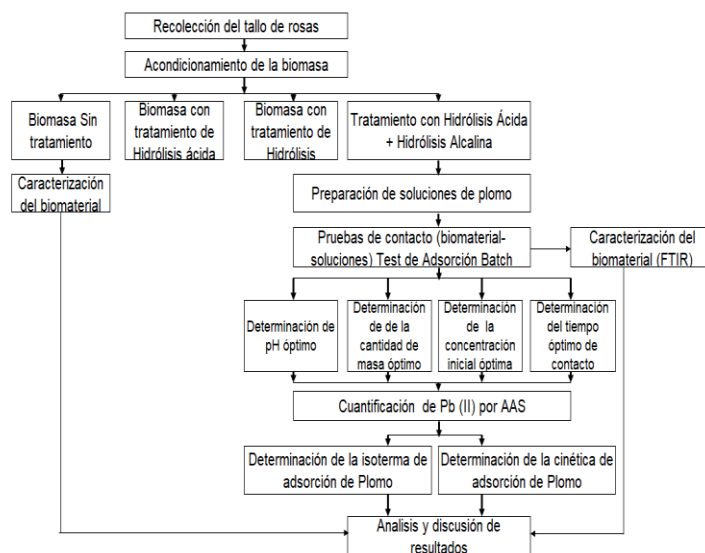


Fig. 2 Preparación del bioadsorbente.

D. Estudio de adsorción por batch

Los experimentos de bioadsorción de Pb (II) se realizaron mediante procesos en discontinuo (test de adsorción batch), con el fin de analizar distintas condiciones de trabajo a temperatura de 16 °C. Los matraces Erlenmeyer, con 50 ml de solución contaminada con plomo fueron sometidos a diferentes condiciones de pH, cantidad optima de bioadsorbente, Concentración, tiempo de contacto. Con el fin de determinar el pH optimo se hicieron pruebas en rangos de (3.0 a 7.5) con variaciones de 0.5 y a cada una se agregó 0.25 g de tallo de rosas. Para determinar la cantidad de biomasa óptimo, se realizó a diferentes concentraciones de plomo (5; 10; 50; 100 mg/L) y se agregó 0.02; 0.05; 0.1; 0.25; 0.50; 1.0 g de tallo de rosas. El tiempo óptimo de contacto se realizó con el valor de pH óptimo, la mezcla se mantuvo en agitación a 150 rpm. Los tiempos al que el sistema fue sometido fueron (0, 5, 10, 20, 30, 45, 60, 90, 120, 180, 240, 300 minutos.); en todos los casos se reguló el pH de la mezcla con soluciones de ácido nítrico (HNO₃ 0.1N) y hidróxido de sodio (NaOH 0.1N). La solución fue centrifugada para separar el bioadsorbente de la solución tratada. La concentración de plomo en la solución sobrenadante fue analizada mediante el método de (FAAS) y el bioadsorbente fue secado y caracterizado mediante FTIR.

E. Isotermas de adsorción

Las isotermas de adsorción fueron obtenidas para distintas concentraciones de plomo (1; 5; 10; 25; 50; 100; 250; 500; 1000 mg/L). Todos fueron ajustados a la cantidad de biomasa óptimo, pH óptimo, la mezcla se mantuvo en agitación a 150 rpm durante 60 minutos para cada prueba. Los datos experimentales fueron ajustados mediante los modelos de Langmuir y Freundlich [15]

F. Estudio cinético

Para realizar el estudio cinético se colocó en vasos de precipitación 50 mL de una solución de plomo de 250 mg/L de concentración inicial y se mantuvo constante el pH optimo, cantidad de bioadsorbente optimo, de acuerdo con los resultados obtenidos en los ensayos anteriores, modificando el tiempo de contacto en el rango de 5 minutos hasta 5 horas. Los datos cinéticos fueron analizados con las ecuaciones de pseudo primer y pseudo segundo orden [16].

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Tratamiento secuencial de hidrólisis del bioadsorbente

Los tallos de rosas fueron sometido a un proceso secuencial de hidrólisis ácida con (H₂SO₄ al 1.25%) durante 60 minutos y posterior hidrólisis alcalina con (NaOH al 2 % p/v), después se filtró al vacío, para separar el licor y el material sólido, el material sólido filtrado se lavó repetidas veces con agua destilada hasta obtener pH neutro en el agua de lavado. Finalmente se secó durante 16 horas en estufa eléctrica

a 50 ± 5°C. El material bioadsorbente tallo de rosas tratadas secuencialmente por hidrólisis ácida y alcalina (TRHS) se guardó en bolsas de papel en el interior de un desecador, para evitar el aumentar el contenido de humedad para posteriores ensayos.

B. Caracterización del bioadsorbente

1) *Determinación de humedad (%H)*: Después de realizar los ensayos de tres réplicas para el tallo de rosas sin tratar, presenta 56.06 % de humedad en promedio, el contenido de humedad del tallo de rosas da una aproximación acerca de la porosidad del material influyendo en el espacio disponible para retener el metal de interés, ya que el agua libre se almacena en las cavidades de los vasos conductores y por las células parenquimatosas, mientras el agua de saturación se almacena principalmente en la sustancia leñosa (celulosa, hemicelulosa y lignina). [17].

2) *Determinación de pH en el Punto de Carga Cero (pHPZC)*: El punto de carga cero (PZC) se realizó con la finalidad de conocer el valor de pH, a partir del cual las especies de Pb (II) se verán favorecidas para su remoción, en la Fig. 3.

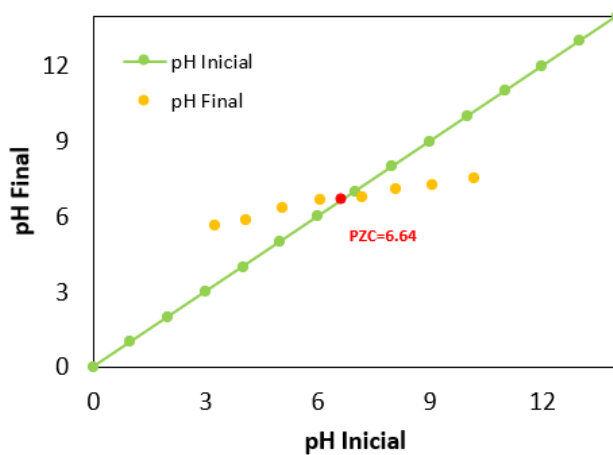


Fig. 3 Punto de Carga Zero del tallo de rosas.

El valor del punto de carga cero (PZC) para el tallo de rosas resultó de 6,64 a este valor de pH la cantidad de grupos ácidos es equivalente a la de básicos, manifestándose en este punto un carácter levemente ácido de la biomasa.

3) *FTIR*: El análisis por espectroscopia de infrarrojo permite la identificación de grupos funcionales específicos, especialmente en moléculas orgánicas debido a su capacidad de adsorber energía electromagnética en la región infrarroja del espectro en la Fig. 4 los espectros son mostrados en el rango de 4000 a 400 cm⁻¹ para el bioadsorbente tallo de rosas. Las frecuencias para los picos más importantes y sus correspondientes grupos funcionales se resumen en la Tabla I. se aprecian los grupos funcionales presentes en la biomasa

Tallo de rosas sin tratamiento químico (TRST) en función del número de onda correspondiente.

TABLA I
GRUPOS FUNCIONALES DEL BIOADSORBENTE TALLO DE ROSAS

Número de onda (cm^{-1})	Grupo Funcional
3400	-OH
2900 -2800	-C-H
1200 – 1700	(-COOH)
1100	C-OH
876	Grupos carboxilo
700-500	Grupos alqueno ($\text{C}=\text{C-H}$) o Ar-H

Los picos de adsorción en la región de $3700\text{-}3000\text{ cm}^{-1}$ se deben normalmente a varias vibraciones por extensión de grupos O-H y N-H, en la Fig. 4, la primera tiende a aparecer en número de onda más altos, siendo a menudo más ancha que las bandas del N-H. Por tanto, la forma ancha y de gran intensidad del pico sobre 3400 cm^{-1} es típica, y corresponde al enlace O-H, con posible traslapeo del grupo N-H.

La vibración de enlaces C-H alifáticos se encuentran en la región $2950\text{-}2800\text{ cm}^{-1}$. Por tanto, el pico que aparece en el biosorbente del tallo de rosas de 2950 cm^{-1} se asigna a vibraciones de enlace C-H alifáticos simétricos.

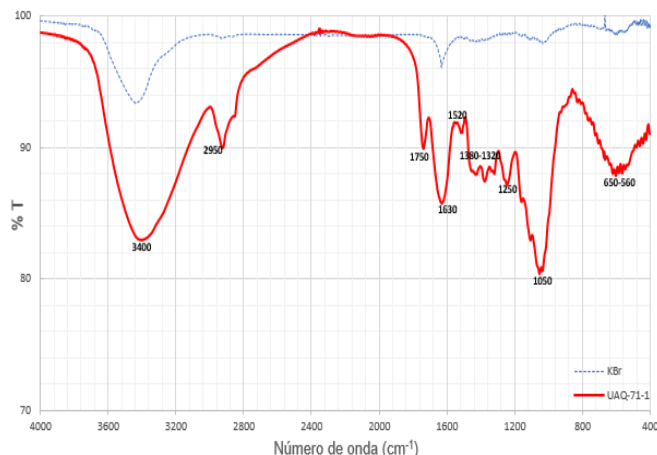


Fig. 4 Espectro de infrarrojos por Transformada de Fourier (FTIR) para tallo de rosas original, antes del proceso de bioadsorción.

El pico sobre 1750 cm^{-1} que aparece en el tallo de rosas, se asignan a un grupo carbonilo de ésteres o de carboxilo ya que aparece un fuerte pico sobre $1260\text{-}1230\text{ cm}^{-1}$ correspondiente a la vibración de extensión C-O-R de dichos compuestos.

El pico hacia $1607\text{-}1593\text{ cm}^{-1}$ ha sido asignado normalmente en bibliografías a enlaces C=O de grupos carboxilo. Región de “huella digital” ($1500\text{-}700\text{ cm}^{-1}$), en esta región del espectro, pequeñas diferencias en la estructura y la constitución de una molécula dan como resultado cambios importantes en la distribución de los picos de adsorción. Por

ello, en esta zona es difícil asignar con claridad cualquier vibración particular y raramente es posible la interpretación exacta de los espectros en esta región.

El pico sobre 1510 cm^{-1} , para todos los sólidos, es difícil de asignar puede ser debido a la presencia de anillos aromáticos y enlace C-N y N-H de amidas II.

Los picos hacia $1370\text{-}1315\text{ cm}^{-1}$ también son difíciles de asignar y podrían corresponder a grupos COO-; C-Hn o O-H también a enlaces C-N y N-H de diferentes compuestos

Las frecuencias hacia 1030 cm^{-1} pueden tener su origen en enlace C-O alcohólico y uniones C-N. Los picos sobre $895\text{-}800\text{ cm}^{-1}$ y el pico a 654 cm^{-1} puede asignarse a enlaces C-Hn alifáticos o aromáticos; aunque también podrían atribuirse los picos por debajo de 800 cm^{-1} a interacciones entre el ión metálico y los ligandos que contiene N.

C. Efecto del pH en la adsorción

El pH de una solución acuosa es un parámetro importante en el proceso de adsorción e influye considerablemente en la remoción de metales pesados. En esta investigación se estudió el efecto del pH en la capacidad de adsorción del bioadsorbente con (TRHS), para una concentración fija de 10 mg/L de plomo y se ajustó el pH de la solución con ácido nítrico 0.1 N , y hidróxido de sodio 0.1 N .

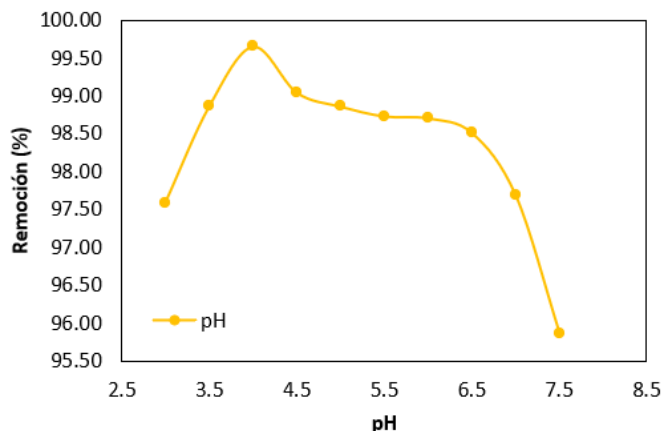


Fig. 5 Efecto del pH en la remoción del plomo (II) por la biomasa tallo de rosas (TRHS).

La Fig. 5 muestra como varía la capacidad de adsorción en función del pH. A condiciones ácidas (pH 3.5 y 4) el porcentaje de remoción de Pb (II) aumento, siendo un pH de 4 el óptimo debido a una mayor disponibilidad de enlaces libres que interactuaron con los cationes metálicos. En rango de pH de 4.5 a 6.5 es donde el porcentaje de remoción se mantiene relativamente constante. Sin embargo, con un incremento de pH mayor a 7 el porcentaje de remoción disminuye, debido a la competencia iónica entre los iones OH-, generados por el hidróxido de sodio, y los iones de plomo.

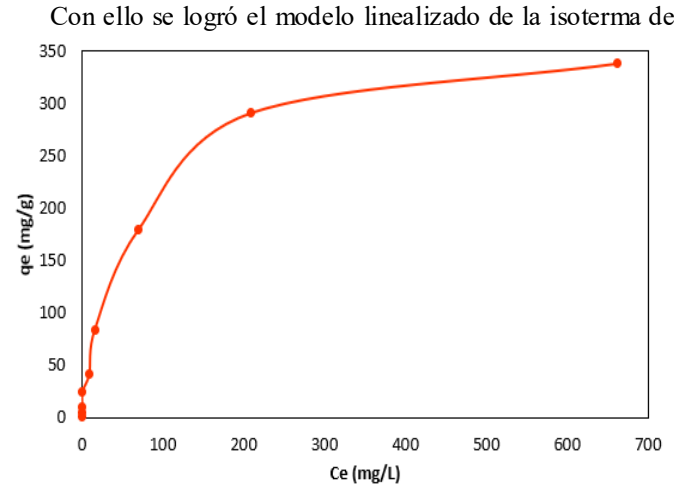
D. Isotermas de adsorción

Las isotermas de adsorción son los datos más importantes para determinar el mecanismo de adsorción [18]. Existen diferentes tipos de isotermas; por ejemplo, la isoterma de

Langmuir asume que la adsorción toma lugar en sitios homogéneos dentro del adsorbente, mientras la isoterma de Freundlich es una ecuación empírica para describir sistemas heterogéneos [19]. En esta investigación se ajustaron los datos experimentales a los modelos de Langmuir y Freundlich.

Los parámetros de adsorción obtenidos se muestran en la Tabla II, los parámetros calculados de la isoterma para el modelo de Langmuir se determinó Q_m que corresponde a la capacidad máxima de sorción del bioadsorbente y el valor de K_a que es una constante que se relaciona con la fuerza de unión entre el metal y el material adsorbente. La concentración inicial de solución acuosa se fijó en 10 mg/L de plomo y después del tratamiento a una agitación de 150 rpm por un tiempo de 180 minutos se obtuvo como resultado una concentración final de plomo en solución acuosa de 0.0612 mg/L de plomo.

En la figura 6 se presenta el gráfico de la isoterma representativa. En la Tabla II se observa que la isoterma de Langmuir describe mejor la adsorción de plomo, con un coeficiente de correlación de 0.9854; que el valor de la capacidad máxima de adsorción Q_m fue de 344.8276 mg. Pb (II)/g de tallo de rosa a pH 4.



Langmuir $Ce/qe = 0.0029Ce + 0.0832$ para la adsorción de Pb (II) por biomasa (TRHS).

Fig. 6 Isoterma de adsorción de Pb (II) por biomasa tallo de rosas (TRHS) a pH: 4, 60 minutos y 150 rpm

TABLA II
PARÁMETROS DE ADSORCIÓN OBTENIDOS DEL MODELO LINEALIZADO DE LA ISOTERMA DE LANGMUIR

Parámetros de adsorción			
Q_m (mg/g)	K_a (L/mg)	R^2	R_L
344.828	0.0349	0.9854	0.429

Este dato confirma la alta afinidad que tiene la biomasa obtenida de tallo de rosas (TRHS) por el Pb (II) a este pH; por lo tanto, se asume que el proceso de adsorción de plomo se inicia en una capa primaria del bioadsorbente, posteriormente es transportado por difusión hasta su interior y es acomplejado

en una capa secundaria, por los grupos funcionales del bioadsorbente hasta que alcance el equilibrio.

E. Estudio cinético

La cinética de adsorción es un factor importante en el diseño y optimización de procesos industriales. La Figura 7 muestra la variación del % de remoción de plomo en función del tiempo, se observa que la velocidad de adsorción es muy rápida en los primeros minutos, alcanzando el tiempo de equilibrio a los 180 minutos.

Después de alcanzar el equilibrio se presenta una ligera disminución en la adsorción, esto puede ser inferido como una desorción débil del ion metálico. Sin embargo, ello no interfiere con el equilibrio de adsorción que se mantiene en la misma tendencia después de 5 horas. Las velocidades de adsorción fueron evaluadas con los modelos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden.

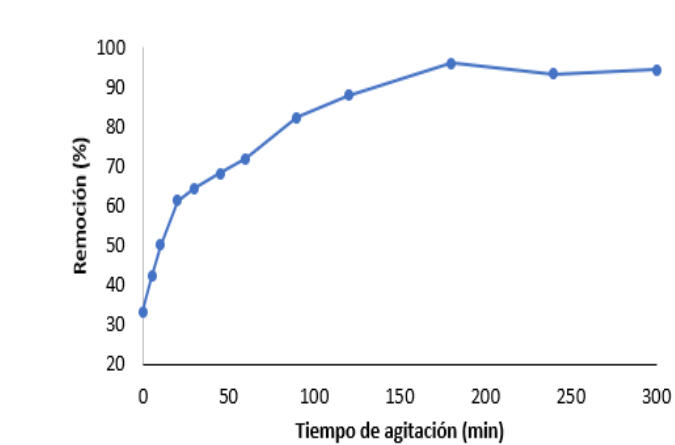


Fig. 7 Modelo cinético de pseudo-segundo orden de la adsorción de Pb (II) por biomasa tallo de rosas (TRHS); pH: 4, 150rpm

En la Tabla III. se muestra la ecuación y parámetros obtenidos del modelo cinético de pseudo-segundo orden de la adsorción de Pb (II) con biomasa tallo de rosas (TRHS). El coeficiente de correlación para el modelo de pseudo-segundo orden fue de 0.996, mientras para el modelo de pseudo-primer orden fue de 0.90. Por lo tanto, el modelo de pseudo-segundo orden mostró un gran ajuste a la cinética de adsorción de plomo usando el bioadsorbente tallo de rosas (TRHS).

Con ello se logró el modelo cinético de pseudo-segundo orden $t/qt = 0.0041t + 0.0484$ de la adsorción de plomo por biomasa tallo de rosas (TRHS); pH: 4, 150rpm

TABLA III
PARÁMETROS DE ADSORCIÓN DEL MODELO DE PSEUDO-SEGUNDO ORDEN DE LA ADSORCIÓN DE Pb (II) POR BIOMASA TALLO DE ROSAS

Parámetros de adsorción				
$1/q_e$	q_e (mg/g)	$1/(k_2 \cdot q_e^2)$	K_2	R^2
0.0041	243.9	0.0484	0.000347314	0.996

La posible absorción de NaOH o H_2SO_4 en aguas abajo tras el uso de tallos de rosa tratados con estos agentes depende de las condiciones de neutralización y lavado posteriores al tratamiento químico. Estudios indican que el NaOH, al ser altamente soluble en agua, se disocia completamente en iones Na^+ y OH^- , los cuales pueden ser neutralizados por dióxido de carbono atmosférico, formando carbonatos y reduciendo su impacto [20]. Por otro lado, el H_2SO_4 se disocia en H^+ y SO_4^{2-} , donde los protones pueden acidificar el medio, pero sistemas acuáticos naturales suelen tener capacidad buffer para mitigar este efecto. Investigaciones sobre biomasa modificada químicamente, como el uso de *Nostoc commune* tratado con NaOH, demuestran que un lavado adecuado post-tratamiento reduce significativamente los residuos alcalinos, aunque trazas de Na^+ podrían persistir [21]. En el caso de tallos de rosa, si el pretratamiento incluye etapas de neutralización (p. ej., con HCl para NaOH o $CaCO_3$ para H_2SO_4), la liberación de estos compuestos aguas abajo sería mínima. No obstante, en ausencia de estos pasos, se ha observado que el NaOH no tratado aumenta la conductividad eléctrica del agua debido a los iones Na^+ , mientras que el SO_4^{2-} del H_2SO_4 podría contribuir a la eutrofización en altas concentraciones [22].

F. FTIR del bioadsorbente después de contactarse con plomo

El espectro FTIR se observa en la Figura 8, en el rango de 4000 a 400 cm^{-1} . El espectro muestra al bioadsorbente (TRHS) antes y después de contactarse con iones de plomo en solución acuosa. Se puede apreciar de la Fig. 8 los espectros de infrarrojos de la biomasa cargada con plomo junto con el de la biomasa original. Se observa cómo tras la unión del metal, existe un cierto desplazamiento hacia la derecha en los picos que corresponden a la banda de tensión de los grupos carboxilos ($-C=O$ y $-C=OH$), lo que confirmaría la participación preferente de estos grupos funcionales en la unión con el metal. De hecho, son distintos los autores que han apuntado con frecuencia la implicación de estos grupos en la captación metálica por diversas biomásas.

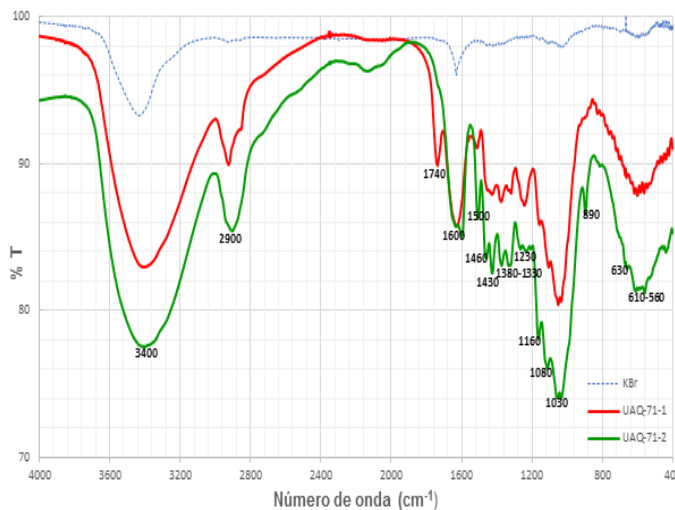


Fig. 8: Espectro de infrarrojos Transformada de Fourier (FTIR) para tallo de rosas original antes del proceso de bioadsorción (A) y luego de la bioadsorción de Plomo (B).

Se observa en la Fig. 8 el Espectro de infrarrojos por Transformada de Fourier (FTIR) para la biomasa de tallo de rosas antes y después de la biosorción de Pb (II). La banda inicial (color rojo) sin biosorción se identifica como (UAQ-71-1), y la banda de (color verde) expresada como (UAQ-71-2) es la que efectuó la remoción de Plomo. Así también que en el bioadsorbente la intensidad de vibración disminuye y que la variación en las bandas de vibración es bajas, lo que indica que en el proceso de bioadsorción se produce una interacción química entre el plomo y los grupos activos de la superficie del bioadsorbente, y que al ser el catión metálico más voluminoso impide de alguna manera la vibración de enlace. Esta pequeña variación de las bandas de vibración ha sido interpretada por los investigadores sugiriendo que la bioadsorción del catión metálico se produce a través de un proceso de intercambio iónico y complejación. [23] [24].

Finalmente se puede indicar que, mediante el estudio de los espectros de IR antes y después del proceso de bioadsorción, se pone de manifiesto la implicación de los grupos superficiales hidroxilo y carboxilo, y en menor medida los grupos amino.

IV. CONCLUSIONES

Se logró incorporar dentro de la cadena de valor al residuo vegetal tallo de rosas como reaprovechamiento y aplicación de economía circular, para la adsorción de plomo en aguas contaminadas. Se logró obtener el material Adsorbente basado en tratamientos secuencialmente por hidrólisis ácida e hidrólisis alcalina (TRHS) para los tallos de rosas. El estudio de la caracterización fisicoquímica determinó un valor promedio de humedad de 56.06% para el tallo de rosas y el punto de carga cero (PCZ), se estableció a pH 6.64 manifestándose en este punto un carácter levemente ácido de la biomasa. En el estudio del efecto de la concentración del adsorbente, la mayor capacidad de adsorción se alcanzó con la menor dosis (10 g/L), 239.90 mg/g. En el estudio del efecto del pH, la mayor capacidad de adsorción se obtuvo a un pH de 4, para el (TRHS), 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, 243.9 mg/g. Al combinar las mejores respuestas obtenidas de las pruebas iniciales. El proceso de bioadsorción con tallo de rosas fue posible bajo los parámetros óptimos: pH 4, dosis de adsorbente 0.05 g de biomasa, concentración inicial del adsorbente de 10 mg/L de solución de plomo y un tiempo de agitación de 180 minutos. Alcanzando una capacidad de adsorción (Q_m) de 344.8276 mg Pb (II)/g de tallo de rosa, con un porcentaje de remoción de plomo de 99.325%, valor muy

superior a los registrados por otros autores. Los datos experimentales fueron mejor descritos por la Isoterma de Freundlich. El bioadsorbente fue caracterizado mediante el uso de la espectroscopia infrarroja de transformada de Fourier FTIR determinando que los grupos carboxílicos e hidroxílicos fueron identificados como los principales grupos funcionales en la superficie de los tallos de rosas. 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

AGRADECIMIENTO

Al laboratorio especializado de la U.O Mallay por el apoyo brindado en la realización de este trabajo de investigación.

REFERENCIAS

- [1] C. Córdova. Biosorción de Pb^{2+} y Cd^{2+} en solución bajo diferentes condiciones de laboratorio usando la macrófita acuática *Typha latifolia* inerte. Tesis de maestría. Santiago de Querétaro. Universidad Nacional Autónoma de México. 154 p. sep 2016
- [2] M. Ghasemi, N. Mu, N. Ghasemi, y Y. Khosravi-fard. Un nuevo adsorbente a base de residuos agrícolas para la eliminación de Pb (II) de una solución acuosa: Estudios cinéticos, de equilibrio y termodinámicos, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 20, 454–461, feb 2024
- [3] G. Crini y E. Lichtfouse, Eds. Adsorbentes ecológicos para la eliminación de contaminantes, vol. 18. Cham: Springer International Publishing, 2018.
- [4] D. Ibarra-Rodríguez, J. Lizardi-Mendoza, E. A. López-Maldonado, y M. T. Oropeza-Guzmán. Capacidad de la pectina de nopal como agente coagulante-floculante dual para la eliminación de metales pesados», *Chem. Eng. J.*, vol. 323, pp. 19-28, sep. 2017.
- [5] MINAM, Ministerio del Ambiente Perú. Aprueban Límites Máximos Permisibles para emisiones atmosféricas de plantas industriales de fabricación de cemento y/o cal. <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-limites-maximos-permisibles-emisiones-atmosfericas-plantas>, enero 2020
- [6] N. Cuizano, y E. Navarro. Biosorción de metales pesados por algas marinas: Posible solución a la contaminación a bajas concentraciones. *La real Soc. Española química* 104:120–125., 2018
- [7] W. Cadenas. Evaluación de la adsorción de plomo (II) en soluciones acuosas utilizando como bioadsorbente la especie vegetal *Brassica nigra*. Tesis de grado. Universidad Nacional de Ingeniería, 2018.
- [8] K. Preciado. Adsorción de plomo en soluciones acuosas con biomasa residual generada de la semilla de *persea americana*, en condiciones de laboratorio. Universidad Nacional de Trujillo., 2017
- [9] A. Albis, J. Martínez, M. Severiche, J. García. Remoción de plomo de soluciones acuosas usando cáscara de yuca modificada con ácido cítrico. *Avances Investigación en Ingeniería*, 2016
- [10] C. Tejada-Tovar, A. Villabona-Ortiz y L. Garcés-Jaraba. Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecnológicas*, vol. 18, no. 34, pp. 109-123, 2015.
- [11] E. Tur-Naranjo, T. Orberá-Ratón, Y. Romagosa-Álvarez, y R. Pérez-Silva. Bioadsorción de plomo (II) por biomasa microbiana seca: Efecto del pH *Revista Cubana de Química*, vol. XXV, núm. 1, 2013, pp. 75-81 Universidad de Oriente Santiago de Cuba, Cuba
- [12] E. Quiñones, C. Tejada, C. Arcia, y V. Ruiz. Remoción de plomo y níquel en soluciones acuosas usando biomasa lignocelulósicas: una revisión. *Rev. U.D.C.A. Act. & Div. Cient.* 16(2): 479-489, Julio-diciembre, 2013.
- [13] I. Gutierrez.. estudio de la biosorción del plomo (II) en soluciones acuosas utilizando cáscara de tumbo (*passiflora tarminiana coppens & barney*) en polvo. Lima. Universidad Peruana Cayetano Heredia., 2023
- [14] N. Barka, M. Abdennouri, M. El Makhfouk, y S. Qourzal. Características de biosorción de cadmio y plomo en cladodios de cactus secos ecológicos (*Opuntia ficus indica*). *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 1, n.o 3, pp. 144-149, sep. 2013.
- [15] Mussatto S, Dragone G, Fernández M, Rocha G, Roberto I. “Efecto de los tratamientos de hidrólisis ácida e hidrólisis alcalina en la estructura del bagazo de malta para liberación de fibras de celulosa”. En proceedings del XXII Interamerican Confederation of Chemical Engineering. Escola de Engenharia de Lorena – Departamento de Biotecnología. São Paulo (Brasil). Universidad de São Paulo – EEL - USP. 2016
- [16] P. Miretzky, C. Muñoz, Carrillo A. Unión experimental del plomo a un biosorbente de bajo coste: Nopal (*Opuntia streptacantha*). *Bioresour. Technol.*, vol. 99, n.o 5, pp. 1211-1217, mar. 2008.
- [17] N. Barka, M. Abdennouri, M. El Makhfouk, y S. Qourzal. Características de biosorción de cadmio y plomo en cladodios de cactus secos ecológicos (*Opuntia ficus indica*). *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 1, n.o 3, pp. 144-149, sep. 2013.
- [18] Asociación Española de Valorización Energética de la Biomasa, (2008).
- [19] L. A. Bernal-Martínez, S. Hernández-López, C. Barrera-Díaz, F. Ureña-Núñez, y B. Bilyeu, Sorción de Pb (II) en modo discontinuo y continuo utilizando ectodermis natural, pretratada y amino modificada de *Opuntia*, *Ind. Eng. Chem. Res.*, vol. 47, n.o 4, pp. 1026-1034, feb. 2008
- [20] D. Casaret., J. Rodríguez, C. Lobaina, O. Quesada, L. Bahín. Utilización de bagazo de caña de azúcar natural y tratado químicamente, como material adsorbente para Cu^{2+} *Revista Cubana de Química*, vol. 32, núm. 2, pp. 331-344, 2020. Universidad de Oriente
- [21] M. Lavado. Biosorción de plomo de aguas contaminadas usando biomasa modificada químicamente del *Nostoc Commune*.. tesis Doctoral. Escuela De Posgrado. Universidad Nacional Del Centro Del Perú, 2021
- [22] L. Niño, A. Acosta, R. Gelves. Grupo de Biotransformación, Escuela de Microbiología, Universidad de Antioquia, *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia* N. °69 pp. 317-326, Diciembre, 2013.
- [23] J. Febrianto, A. N. Kosasih, J. Sunarso, Y.-H. Ju, N. Indraswati, y S. Ismadji, «Estudios de equilibrio y cinética en la adsorción de metales pesados mediante biosorbentes: Resumen de estudios recientes», *J. Hazard. Mater.*, vol. 162, n.o 2, pp. 616-645, mar. 2009.
- [24] Zhang Y., Liu W., Xu M., Zheng F., Zhao M. Study of the mechanisms of Cu^{2+} biosorption by ethanol/caustic-pretreated baker's yeast biomass, *Journal of Hazardous materials*, 178, (1-3).pp. 1085-1093, 2010