

Biosorción de cationes metálicos con valor agregado sobre serrín de madera modificado por diversas vías hidrotermales ácidas

Jacob Josafat Salazar-Rábago^{a*}, Hector Javier Amezcua-García^a

^a Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Químicas. Av. Universidad s/n, Cd. Universitaria, C.P. 66455 San Nicolás de los Garza, N.L. México.

*E-mail de autor responsable: jacob.salazarrb@uanl.edu.mx

Recibido 23 mayo 2022, Aceptado 30 mayo 2022

Resumen

La contaminación de agua con metales pesados nocivos para la salud humana es tema prioritario para una sociedad que busca los más altos estándares de calidad del agua. Algunos metales pesados como el cobre, el aluminio, el europio y la plata tienen un valor comercial en el mercado actual, por lo que su concentración y recuperación por adsorción se vuelve deseable. En este estudio se reporta el uso de serrín de madera (*Pinus durangensis*) como adsorbente sustentable (RS). Para mejorar su capacidad adsorbente el material RS se modificó por dos métodos hidrotermales usando: 1) H_3PO_4 (SP) y 2) HNO_3 (SN). Ambas metodologías incrementaron la concentración de sitios ácidos carboxílicos superficiales en los materiales SP y SN con respecto a RS, resultando en puntos de carga cero (PCC) de 3.44, 2.67 y 3.65, respectivamente. Esta disminución en el PCC permitió que a pH=7 se incrementara la carga superficial negativa de los materiales SP y SN, removiendo los cationes Ag(I), Cu(II), Eu(III) y Al(III) con una capacidad de adsorción de 0.15, 0.18, 0.10 y 0.15 meq/g SP y 0.13, 0.16, 0.08 y 0.17 meq/g SN, respectivamente a $C_{eq} = 2.5$ meq/L. Los resultados indican que la remoción de los cationes se da por intercambio iónico e interacciones electrostáticas, lo cual resulta económicamente atractivo para la posterior recuperación de estos cationes de valor agregado.

Palabras clave: Adsorción, Intercambio iónico, Cationes de valor agregado, Adsorbente sustentable

Abstract:

The contamination of water with heavy metals harmful to human health is a priority issue for a society that seeks the highest standards of water quality. Some heavy metals such as copper, aluminum, europium, and silver have a commercial value in today's market, so their concentration and recovery by adsorption become desirable. In this study, the use of wood sawdust (*Pinus durangensis*) as a sustainable adsorbent (SR) is reported. To improve its adsorbent capacity, the RS material was modified by two hydrothermal methods using: 1) H_3PO_4 (SP) and 2) HNO_3 (SN). Both methodologies increased the concentration of surface carboxylic acid sites in the SP and SN materials concerning RS, resulting in points of zero charge (PZC) of 3.44, 2.67, and 3.65, respectively. This decrease in the PZC allowed the negative surface charge of the SP and SN materials to increase at pH=7, removing the Ag(I), Cu(II), Eu(III), and Al(III) cations with a capacity of adsorption of 0.15, 0.18, 0.10 and 0.15 meq/g SP and 0.13, 0.16, 0.08 and 0.17 meq/g SN, respectively at $C_{eq} = 2.5$ meq/L. The results indicate that the removal of cations occurs by ion exchange and electrostatic interactions, which is economically attractive for the subsequent recovery of these value-added cations.

Keywords: Adsorption, Ion Exchange, Value-added cations, Sustainable adsorbent

1. Introducción

La presencia nociva de metaloides y metales pesados en los diversos efluentes industriales, domésticos y municipales es una realidad evidenciada en diversos estudios ambientales [1]. Esto ha conducido a que se investiguen y desarrollen tecnologías integrales y eficientes, es decir, que no solo presenten altas tasas de eliminación de los contaminantes, sino que, además, en su aplicación no afecten al medio ambiente.

Dentro de las sustancias nocivas detectadas sobresalen algunas cuyo interés en su recuperación es significativo y esto se debe a que poseen un valor agregado en algún sector industrial. Por ejemplo, la plata, el cobre, el aluminio y el europio tienen interés para la industria electrónica debido a sus propiedades de conducción, estabilidad frente a la oxidación o bien propiedades ópticas fluorescentes [2-5].

Por otra parte, dentro de las tecnologías de remoción de contaminantes más desarrolladas en las últimas



décadas sobresale la biosorción empleando biomasa de origen vegetal, cómo es el caso del serrín de madera [6], el cual es un material de abundante y de bajo costo.

El serrín de madera es una biomasa de origen vegetal y por tanto sus estructuras fundamentales son la celulosa, hemicelulosa y lignina, además de diversas biomoléculas como los taninos, pectinas y ácidos orgánicos, entre otras. [7]. Algunas de estas sustancias pueden ser liberadas al medio acuoso si el biomaterial se aplica directamente, contribuyendo al aumento de contaminantes en el medio hídrico o bien favoreciendo fenómenos como la eutrofización. Es por ello que se han propuesto diversos tratamientos cuyo objetivo es reducir la liberación de estas sustancias y, de ser posible, incrementar la capacidad de remoción [8].

En el presente trabajo se estudió la biosorción de la plata, cobre, aluminio y europio sobre serrín de madera de pino blanco (*Pinus durangensis*) modificado por dos vías hidrotermales ácidas. Los materiales resultantes fueron caracterizados superficialmente por métodos espectrofotométricos y potenciométricos. La evaluación de los biosorbentes se realizó a través de las isotermas de adsorción, para ello se consideró que los adsorbatos se encontrarán en su especie iónica, de acuerdo a su diagrama de especies y pKa [9]. Los resultados obtenidos contribuirán significativamente a la elucidación de tecnologías aplicables en el saneamiento y remoción de contaminantes presentes en el medio hídrico.

2. Parte experimental

2.1 Materiales y reactivos

El serrín de madera empleado fue obtenido en una carpintería de la localidad de San Luis Potosí, México y es derivado de madera de pino blanco (*Pinus durangensis*). Este material fue lavado repetidas veces con agua desionizada, a fin de remover impurezas, se secó en una estufa a 95 °C y se resguardó bajo la etiqueta RS.

El resto de reactivos: urea, ácido fosfórico, ácido nítrico, hidróxido de sodio y las sales metálicas de nitrato de Ag (I), Cu(II), Eu(III) y Al(III), fueron de grado reactivo.

2.2 Modificación hidrotermal ácida

A fin de evitar el lixiviado de materia orgánica al medio acuoso el RS se modificó por dos vías hidrotermales, las cuales se describen a continuación.

2.2.1 Tratamiento con ácido fosfórico

El procedimiento empleado fue tomado del trabajo de Jeon y Kim [8], el cual se describe brevemente a continuación. En un vaso de precipitado de 1 L se colocaron 20 g de RS previamente molido, 8.96 g de urea, 200 mL de ácido fosfórico (H_3PO_4 al 85%) y 200 mL de agua desionizada. Se mezcló y se dejó reposar por 1 h. Se decantó la solución sobrenadante y se calentó en una estufa a 100°C por 2 h. Se lavó repetidamente con

agua desionizada hasta que el pH de la solución permaneció constante y se secó en la estufa a 80 °C 24 h, se enfrió y guardó en recipientes de polipropileno, bajo la etiqueta SP.

2.2.2 Tratamiento con ácido nítrico

La metodología seguida para este tratamiento fue tomada del trabajo de Leyva-Ramos et al [10], a continuación, se expone sucintamente. Se colocaron 20 g de RS con 200 mL de HNO_3 [1M] en un matraz balón de 3 bocas, sumergido en un baño de glicerina. La solución se calentó por 2 h a 50°C con agitación constante. Se dejó enfriar por 3 h y se filtró para lavar la solución con agua desionizada hasta que el pH de la solución permaneció constante. Se calentó a 80°C durante 24 h. Se dejó enfriar y se colocó en recipientes de polipropileno, bajo la etiqueta SN.

2.3 Análisis de espectroscopia de infrarrojo

Los grupos funcionales presentes en los aserrines se identificaron por espectroscopía en el infrarrojo, ya que en un espectro en el infrarrojo es posible observar los picos característicos de los grupos funcionales presentes en un material. Los espectros IR de los aserrines se obtuvieron utilizando un espectrofotómetro de infrarrojo, marca Thermo-Scientific, modelo Nicolet iS10 que cuenta con la técnica de reflectancia total atenuada (ATR). El procedimiento que se siguió se describe a continuación. Una muestra de RS, SP y SN se secaron en una estufa a una temperatura media de 70°C por 24 horas, para eliminar la humedad de la muestra. Antes de analizar la muestra, se obtuvo un espectro de IR del ambiente para descartar las interferencias causadas por humedad y CO_2 . Enseguida, la muestra de aserrín se colocó en el objetivo del aditamento del ATR y se obtuvo el espectro de infrarrojo del aserrín en la región de 1800 a 650 cm^{-1} .

2.4 Determinación de sitios activos y punto de carga cero

La cuantificación de sitios activos se llevó a cabo por el método de titulación ácido-base de Boehm [7]. La cual consiste en neutralizar los distintos sitios ácidos y básicos y una vez alcanzado el equilibrio, se toma una muestra de la solución neutralizante y se titula; la caída en la concentración de la solución nos brinda la información de la cantidad de sitios activos presentes en el material. La titulación se llevó a cabo con un titulador automático, marca Mettler, modelo Toledo DL50. La distribución de carga se llevó a cabo por un método de titulación potenciométrica desarrollado por Salazar-Rábago y Leyva-Ramos, [7].

2.5 Evaluación del equilibrio de biosorción

Los datos experimentales del equilibrio de biosorción se obtuvieron en un adsorbedor de lote de la manera siguiente. En matraces volumétricos se prepararon soluciones a una concentración conocida de Ag (I), Cu(II), Eu(III) y Al(III) a partir de una solución patrón (1000 ppm) y se aforó con una solución amortiguadora

preparada mezclando soluciones de NaOH y HNO₃ 0.1 N. Se tomó una muestra inicial de 5 mL. Esta muestra se analizó posteriormente para corroborar la concentración inicial. Al adsorbente de lote, se le agregó una cierta masa de adsorbente y 45 mL de la solución de concentración inicial conocida del metal. El adsorbente se introdujo en un baño de temperatura constante, y el aserrín y la solución se dejaron en contacto por 5 días. Una vez al día, los adsorbentes se mezclaron en un agitador orbital a 300 rpm por 15 minutos. Una vez que se alcanzó el equilibrio, se tomó una muestra (10 mL) y se analizó para determinar la concentración final de la solución en un espectrofotómetro de absorción atómica marca Varian, modelo SpectrAA-20. El pH de la solución se midió periódicamente mediante un potenciómetro y se mantuvo constante adicionando gotas de soluciones 0.1 y 0.01 N de HNO₃ y NaOH, según fuera necesario. El volumen total que se adicionó de estas soluciones, fue siempre menor a 1 mL y se consideró insignificante respecto al volumen inicial de la solución. La masa biosorbida sobre los materiales se calculó por medio de un balance de masa que se representa matemáticamente de la manera siguiente:

$$q = \frac{V}{m} (C_0 - C_e) \quad (1)$$

Donde C_0 y C_e son la concentración inicial y en el equilibrio del metal, mg/L; q es la masa del metal adsorbido por unidad de masa de adsorbente, mg/g; V es el volumen de la solución del metal, L.

3. Resultados y discusión

3.1 Caracterización

La identificación de los grupos funcionales en la superficie de los biosorbentes fue realizada de forma cualitativa, en primera instancia, a través de espectroscopia en el infrarrojo. En la Figura 1 se presentan los espectros de las muestras RS, SN y SP en la región de 1800 a 650 cm⁻¹. Podemos observar que, en general, las señales registradas son similares en todos los casos, así en la región de 900 a 650 cm⁻¹ las bandas registradas se pueden asociar con enlaces del tipo C-H de estructuras aromáticas, las cuales se pueden asociar a los anillos aromáticos presentes en la lignina; en el intervalo de 1300 a 1000 cm⁻¹, las señales registradas se atribuyen a enlaces del tipo C-O, presentes en alcoholes, fenoles y ácidos carboxílicos, entre otros, estos grupos funcionales están presentes en las biomoléculas fundamentales del serrín, es decir la celulosa, hemicelulosa y lignina. Por otra parte, las señales captadas en torno a 1500 cm⁻¹ y la región de 1450 a 1375 cm⁻¹ son atribuibles a estructuras del tipo metileno y metilo, respectivamente. El doblete de bandas observadas en la región de 1700 a 1550 cm⁻¹ se atribuye a enlaces del tipo de los alquenos, C=C, este tipo de enlaces están presentes en la lignina. Finalmente, se registra una banda característica de los enlaces C=O, estructura presente en grupos del tipo carboxílicos y

lactónicos [11].

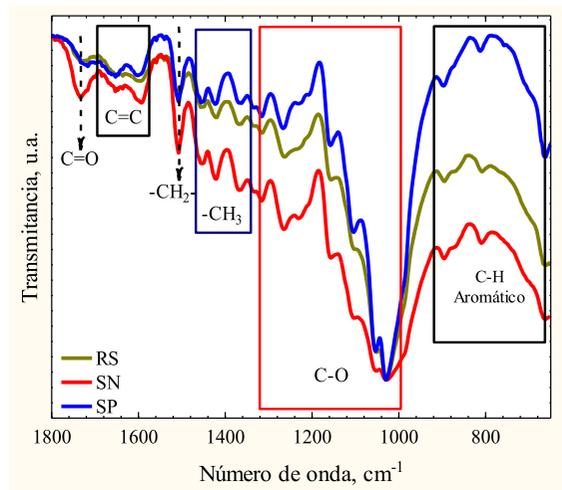


Figura 1. Espectros en el infrarrojo de las muestras analizadas.

El análisis FTIR reveló un incremento en la señal asociada a los grupos carbonilo (C=O) para la muestra SN, con respecto a RS y SP, la presencia de esta banda junto con la observada alrededor de los 1000 cm⁻¹, así como la señal de los enlaces O-H a 3350 cm⁻¹ (no presentada) son indicativos de la presencia de grupos carboxílicos en la superficie del material. Con la finalidad de cuantificar la presencia de los principales grupos funcionales asociados a la remoción de cationes metálicos, los cuales son denominados como sitios activos de adsorción, se procedió a aplicar el método de Bohem. Los resultados se condensan en la Tabla 1, en la cual se observa que predomina la presencia de sitios ácidos (SAT) sobre los básicos (SAB), esto conduce a que la superficie de los materiales sea ácida y por tanto el valor del pH del punto de carga cero (pH_{pec}) sea menor a 7. El valor del pH_{pec} indica la condición de pH en la que los sitios activos de la superficie del material están con todas sus cargas balanceadas y de forma global la carga neta superficial es cero, por encima de este valor la superficie del material presenta carga negativa y es susceptible a la atracción de especies catiónicas.

Según los resultados condensados en la Tabla 1, es posible apreciar un descenso en la concentración de SAT y SAB para las muestras SP y SN con respecto del material de partida RS, esto como consecuencia del tratamiento ácido que desnaturizó las estructuras constitutivas del serrín.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de las muestras, las concentraciones de los sitios activos se presentan en meq/g.

Muestra	SCx	SLn	SFn	SAT	SBT	pH _{pec}
RS	NC	0.003	0.629	0.631	0.095	3.65
SP	0.056	0.193	NC	0.249	0.002	3.44
SN	0.133	0.192	NC	0.326	0.012	2.67

Por otra parte, los SAT se subdividen habitualmente en sitios carboxílicos (SCx), lactónicos (SLn) y fenólicos (SFn), los cuales presentan diferentes estructuras y valores de pKa. En el caso de la muestra RS es posible observar una predominancia de grupos del tipo fenólicos, lo cual es coherente con el tipo de estructuras fundamentales que presentan los residuos lignocelulósicos. Sin embargo, tras el tratamiento hidrotermal ácido (THA) no se cuantificaron SFn probablemente por su oxidación a SCx, mientras que la concentración de SLn incremento de forma similar para ambas muestras. Este cambio en la química superficial se puede asociar con las reacciones de oxidación e hidrólisis desarrolladas como consecuencia del THA.

Para el caso de la muestra SN es posible observar un incremento significativo de los SCx, lo cual es coherente con el aumento de la banda de los grupos C=O reportada en el espectro FTIR, el cual se presentó en la Figura 1.

3.2 Isotermas de biosorción

Los datos experimentales del equilibrio de biosorción fueron interpretado usando los modelos matemáticos de las isotermas de Freundlich y Langmuir, los cuales se presentan en las ecuaciones (2) y (3), respectivamente.

$$q = k_F C^{1/n} \quad (2)$$

$$q = \frac{q_m K_L C}{1 + K_L C} \quad (3)$$

Los parámetros de ambos modelos se estimaron por ajuste no lineal empleando el software Statistica®. Por otra parte, a fin de determinar qué modelo ajusto mejor los datos experimentales se calculó el coeficiente de determinación R². Los datos experimentales se condensan en las Tablas 2 y 3, para las isotermas de Freundlich y Langmuir, respectivamente.

Tabla 2. Parámetros de la isoterma de Freundlich.

Metal	pH	Material	k _F [†]	n [†]	R ²
Ag	7	SP	0.86	1.89	0.876
		SN	0.28	1.41	0.957
Cu	5	SP	2.93	7.18	0.623
		SN	2.80	7.66	0.515
Al	3	SP	0.32	2.21	0.884
		SN	0.06	1.43	0.990
Eu	5	SP	0.78	2.10	0.919
		SN	0.71	1.93	0.964

[†] unidades: k_F [=] mg^{1-1/n}L^{1/n}/g; n [=] 1

Tabla 3. Parámetros de la isoterma de Langmuir.

Metal	pH	Material	q _m [‡]	K _L × 10 ³ [‡]	R ²
Ag	7	SP	23.47	8.67	0.901

		SN	30.81	3.23	0.964
Cu	5	SP	6.62	103.50	0.868
		SN	6.05	105.70	0.782
Al	3	SP	6.03	7.85	0.956
		SN	4.28	8.70	0.990
Eu	5	SP	19.93	4.99	0.908
		SN	23.77	4.58	0.959

[‡] unidades: q_m [=] mg/g; K_L [=] L/mg

Los resultados obtenidos del ajuste de los datos experimentales por ambos modelos de isotermas revelan que, en la mayoría de los casos, ambos modelos son pertinentes, ya que en 10 de los 16 casos el coeficiente R² > 0.9. No obstante, el modelo de la isoterma de Langmuir presento un coeficiente R² promedio más cercano a la unidad que el obtenido por el modelo de Freundlich, por esta razón se consideró este modelo para representar las isotermas de biosorción de los cationes metálicos sobre los serrines modificados.

3.3 Efecto del tratamiento ácido sobre la capacidad de remoción

En la Figura 2 se presentan las isotermas de biosorción de plata (Ag(I)) sobre los materiales SP y SN, respectivamente, a pH 7 y 25 °C. Los resultados revelan que el biomaterial SP presenta una capacidad de remoción 1.13 veces mayor que el material SN, a una concentración al equilibrio de 2.5 meq/L (≈ 270 mg/L), bajo las mismas condiciones experimentales.

Un resultado similar fue reportado para la remoción de cobre (Cu(II), ver Figura 3), donde el material SP presento una capacidad 1.10 veces mayor que el SN a una concentración al equilibrio de 2.5 meq/L (≈ 82 mg/L) a pH 5 y 25 °C. Para el caso de la remoción de aluminio (Al(III)), el material tratado con ácido fosfórico también presento una eficiencia de remoción 1.30 veces mayor que el modificado con ácido nítrico, esto a una concentración al equilibrio de 2.5 meq/L (≈ 22 mg/L), a pH 3 y 25 °C, según lo demuestran las isotermas presentadas en la Figura 4. Sin embargo, en el caso de la biosorción de europio (Eu(III)), el material SN fue el que presento una mayor afinidad de remoción, 1.3 veces más, que el biosorbente SP, a pH 5 y 25 °C, según se presenta en la Figura 5.

La preferencia de los iones de Ag(I), Cu(II) y Al(II) por el biosorbente SP puede atribuirse a la predominancia de los SAT sobre los SAB, la cual es 106 veces mayor, lo que propiciaría una carga neta negativa dominante. Por otra parte, considerando el pH_{pcc}, para el caso de los experimentos con Ag(I) y Cu(II) la superficie del SP se encuentra con una carga predominante negativa, lo que propiciaría la presencia de interacciones electrostáticas atractivas.

Por otra parte, para el caso de la remoción preferencial de Eu(III) sobre SN, puede explicarse desde la

perspectiva de una mayor afinidad entre los iones de europio y los sitios carboxílicos, ya que estos están presentes en mayor cantidad que en el material SP (2.4 veces más).

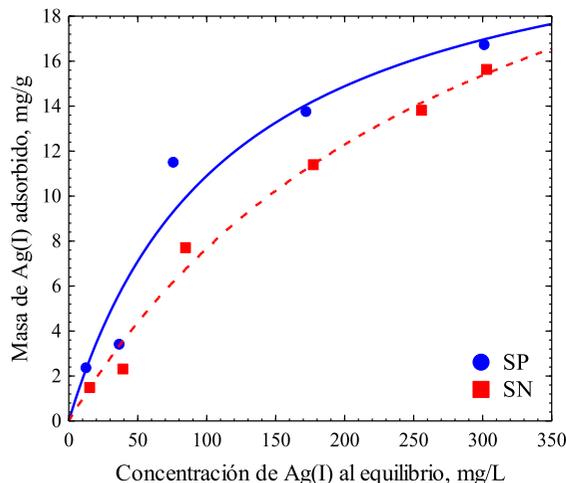


Figura 2. Isotermas de biosorción de Ag(I) sobre los serrines tratados a pH 7 y 25°C. Las curvas representan la predicción del modelo de Langmuir.

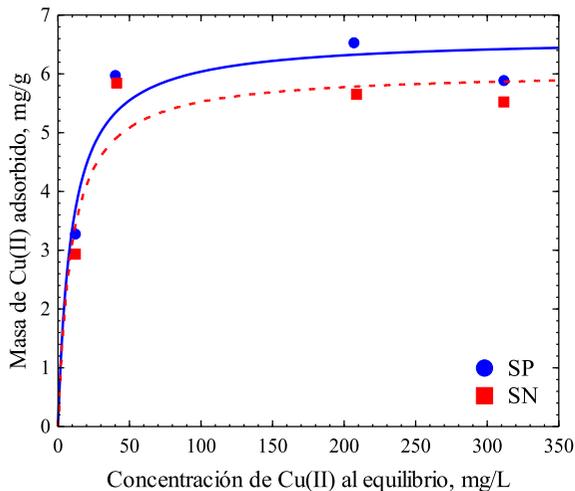


Figura 3. Isotermas de biosorción de Cu(II) sobre los serrines tratados a pH 5 y 25°C. Las curvas representan la predicción del modelo de Langmuir.

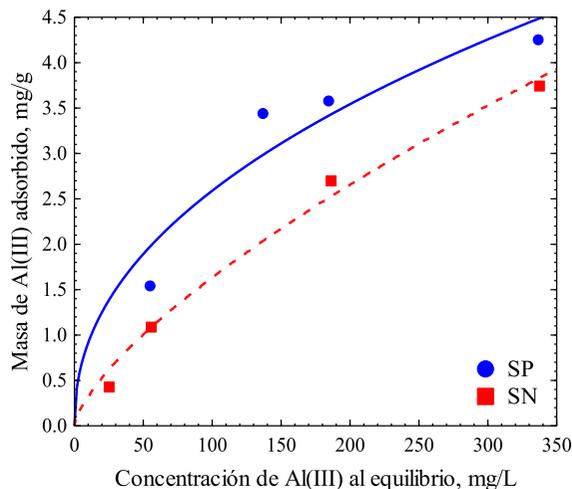


Figura 4. Isotermas de biosorción de Al(III) sobre los serrines tratados a pH 3 y 25°C. Las curvas representan la predicción del modelo de Langmuir.

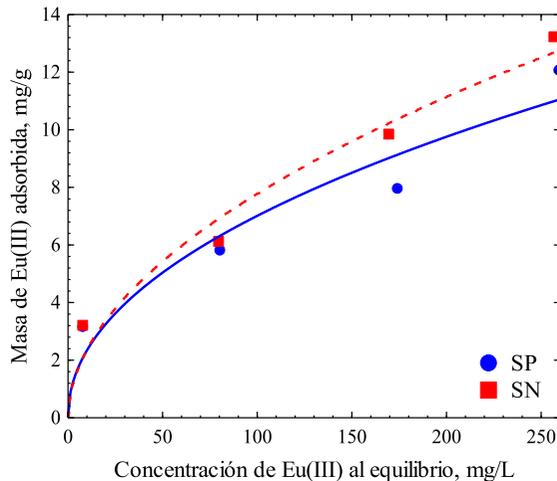


Figura 5. Isotermas de biosorción de Eu(III) sobre los serrines tratados a pH 5 y 25°C. Las curvas representan la predicción del modelo de Langmuir.

3.4 Mecanismo de biosorción

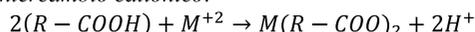
Estudios previos han demostrado que en el proceso de biosorción de cationes metálicos sobre serrín de madera, natural o modificado, ocurre por diversos mecanismos de remoción, entre los que sobresalen las interacciones electrostáticas atractivas y el intercambio iónico [7].

Las interacciones electrostáticas atractivas, son un tipo de interacción física débil que se origina debido a una diferencia de cargas entre la superficie del biosorbente y el adsorbato, sin llegar a establecer un enlace formal. En todo caso, este tipo de interacciones suelen ser reversibles ya que, al modificar las condiciones experimentales, en específico el pH de la solución, se puede lograr que la carga superficial, o bien la especie iónica del analito, lleguen a presentar interacciones repulsivas.

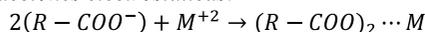
Por otra parte, el intercambio iónico es un mecanismo de adsorción de una especificidad mayor, ya que en este caso debe existir un sitio activo que este en las condiciones de intercambiar un ion de su estructura, generalmente H^+ para el intercambio catiónico, por el contaminante presente en solución acuosa. Una característica de este mecanismo es la disminución del pH de la solución como consecuencia del incremento de la concentración de H^+ en el medio.

Ambos mecanismos se ilustran a continuación, considerando la estructura de los sitios carboxílicos y un catión divalente:

Intercambio catiónico:



Atracciones electrostáticas:



En las Figuras 6 y 7 se presentan las correlaciones de la capacidad de adsorción Q2.5 estimadas con el modelo de Langmuir, a una concentración al equilibrio de 2.5 meq/L, frente a la concentración de SAT y SCx, también reportados en meq/g, para los materiales SP y SN, respectivamente. La pertinencia de comparar los datos con un valor estimado de Q2.5 y no frente a q_m es para asegurar la consistencia con los datos experimentales obtenidos en el intervalo de estudio, ya que algunos valores de q_m están sobre la información experimental obtenida. Por otra parte, es importante hacer notar que, en todos los casos, el pH del medio disminuyó durante los experimentos de biosorción.

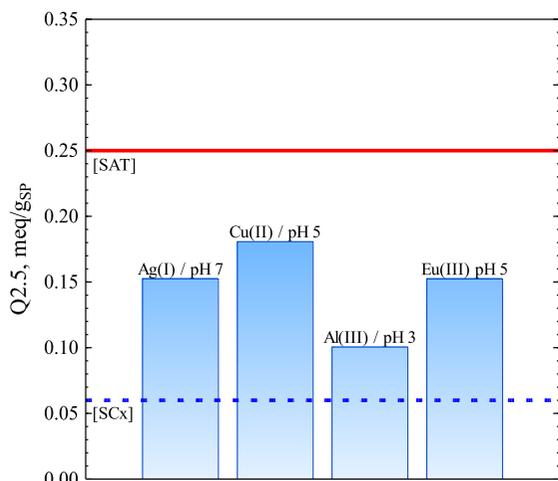


Figura 6. Correlación de Q2.5, en meq/g, con las concentraciones de sitios carboxílicos (SCx) y ácidos totales (SAT) del material SP.

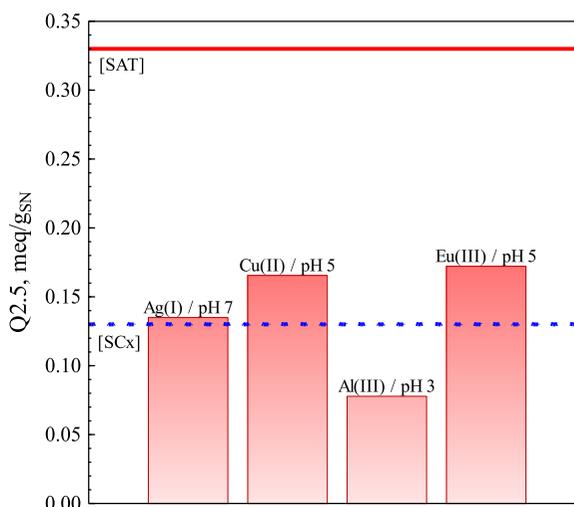


Figura 7. Correlación de Q2.5, en meq/g, con las concentraciones de sitios carboxílicos (SCx) y ácidos totales (SAT) del material SN.

En el caso de la remoción de los cationes metálicos sobre el material SP es posible apreciar que en todos los casos la cantidad removida fue superior a la concentración de los SCx, aunque menor a la de los SAT. Considerando que el valor del pK_a promedio, reportado por Volesky [12] para los grupos carboxílicos es de 3.2, se podría suponer que este tipo de sitios están activos para la remoción de los cationes metálicos seleccionados bajo las diversas condiciones experimentales presentadas. Más aun, el hecho de que la Q2.5 sea superior en todos los casos indica que la adsorción no solo ocurre en los SCx, sino que además participan otros grupos, como los SLn o cualquier otro grupo funcional con átomos de oxígeno ó nitrógeno con pares de electrones libres, los cuales contribuyen con una densidad de carga negativa, lo que favorecería el fenómeno de interacciones electrostáticas atractivas.

Por otra parte, la biosorción de los cationes seleccionados sobre el material SN presentan valores de Q2.5 más cercanos a la concentración de SCx, aunque significativamente menores a la cantidad de SAT. Esto es indicativo de que el proceso de interacciones electrostáticas atractivas contribuye en una menor medida en la adsorción de los cationes en SN que con respecto al material SP. Así, los resultados obtenidos sugieren que el proceso biosorción de los cationes metálicos seleccionados es gobernado por mecanismos de interacciones electrostáticas atractivas e intercambio iónico, como se ha sugerido previamente por otros autores.

4. Conclusiones

El serrín de madera natural (RS) es un biomaterial de características superficiales ácidas, debido a la predominancia de este tipo de grupos funcionales, principalmente del tipo fenólicos. La modificación del

RS con ácido fosfórico y nítrico, a través de tratamientos hidrotermales, condujo a una disminución de la concentración de sitios ácidos y básicos totales, sin embargo, la concentración de los grupos funcionales del tipo carboxílicos y lactónicos aumento por ambas vías.

Por otra parte, el equilibrio de adsorción de los diversos cationes metálicos sobre ambos serrines modificados es satisfactoriamente interpretado por el modelo de la isoterma de Langmuir. Además, la cantidad removida de los cationes metálicos decae en el siguiente orden para ambos materiales: Cu(II) > Ag(I) > Eu(III) > Al(III). Finalmente, el análisis de la información sugiere que los mecanismos de biosorción presentes en la remoción de los contaminantes son el intercambio iónico y las interacciones electrostáticas atractivas.

5. Referencias

1. Joseph, L., Jun, B.M., Flora, J.R.V., Park, C.M., Yoon, Y. *Chemosphere*, 2019, 229, 142-159.
2. Islam, M.D., Jacob, M.V., Antunes, E. J. *Environ. Manag.*, 2021, 281, 111918.
3. Chen, T.F., Siow, K.S. *J. Alloys Compounds*, 2021, 866, 158783.
4. Rodriguez, R.D., Shchadenko, S., Murastov, G., Lipovka, A., Fatkullin, M., Petrov, I., Tran, T.H., Khalelov, A., Saqib, M., Villa, N.E., Bogoslovskiy, V., Wang, Y., Hu, C.G., Zinoviyev, A., Sheng, W., Chen, J.J., Amin, I., Sheremet, E. *Advanced Functional Materials*, 2021, 31, 2008818.
5. Devi, R., Rajendran, M., Singh, K., Pal, R., Vaidyanathan, S., *J. Materials Chemistry C*, 2021, 9, 6618-6633.
6. Sinyeue, C., Garioud, T., Lemestre, M., Meyer, M., Brégier, F., Chaleix, V., Sol, V., Lebouvier, N. *Heliyon*, 2022, 8, e08842.
7. Salazar-Rabago, J.J., Leyva-Ramos, R. *J. Environ. Manag.* 2016, 169, 303-3012
8. Jeon, C., Kim, J.H., *J. Ind. Eng. Chem.*, 2009 15, 910-913.
9. Stumm, W. y Morgan J.J. *Aquatic chemistry, an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. Ed. McGraw Hill 3a Ed. E.U.A. 1981.
10. Leyva-Ramos, R., Bernal-Jácome, L.A. y Acosta-Rodríguez I., *Sep.Purif.Technol.*, 2005, 45, 41-49.
11. Pavia D.L., Lampman, G.M. Kriz, G.S., *Introduction to spectroscopy, a guide for students of organic chemistry*, 3ra Ed. Brooks/Cole Thomson Learning. U.S.A., 2001.
12. Volesky, B. *Sorption and Biosorption*, Ed. BV Sorbex, Inc. McGill University, Montreal, Canada. 2003.