




Evaluación de Zeolita ZSM-5 Impregnada con Nanopartículas de Magnetita para Remoción de Mercurio

Naranjo, Juan^{1,*} ; Sánchez, Hugo¹ ; Palmay, Paul¹ 

¹Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Ciencias, Riobamba, Ecuador

Resumen: La gestión inadecuada del mercurio (Hg) en la extracción de oro ha generado una crisis ambiental y sanitaria en el sur de Ecuador, afectando tanto a ecosistemas como a comunidades locales. Este metal tóxico y no biodegradable trasciende fronteras, lo que impacta incluso a regiones vecinas, y pone de relieve la urgente necesidad de implementar soluciones para mitigar sus efectos. En este estudio, abordamos esta problemática mediante la síntesis de materiales avanzados para la remoción de mercurio en agua. Se empleó el método de coprecipitación bottom-up para producir nanopartículas de óxidos de hierro, que fueron impregnadas in situ en una matriz de Zeolita ZSM-5 durante la reacción química. La caracterización de los materiales se realizó mediante espectroscopía infrarroja (FT-IR) y microscopía electrónica de barrido (SEM-EDS). La capacidad de adsorción de mercurio fue evaluada al variar la carga de magnetita soportada y el tiempo de contacto con agua de muestra con concentraciones controladas de mercurio. Los resultados mostraron que la impregnación de nanopartículas mejora considerablemente las propiedades adsorbentes de la zeolita. Además, se determinó la dosificación y el tiempo óptimos para maximizar la remoción del metal y minimizar el riesgo de desorción. De esta forma, se determinó que integrar nanopartículas de magnetita en zeolitas ZSM-5 mejora significativamente la capacidad de adsorción de mercurio. Esta estrategia se presenta como una solución eficiente y prometedora para reducir la contaminación por mercurio en áreas afectadas por la minería.

Palabras clave: Remoción de mercurio, nanociencia, nanopartículas, ZSM-5, magnetita, Tratamiento de aguas residuales, sostenibilidad

Evaluation of ZSM-5 Zeolite Impregnated with Magnetite NPs for Mercury removal

Abstract: The unregulated management of mercury (Hg) in gold extraction has caused an environmental and health crisis in the southern region of Ecuador, affecting both ecosystems and local communities. This toxic and non-biodegradable metal transcends borders, which affects even neighboring regions, and highlights the urgent need to implement solutions to mitigate its effects. In this study, we address this issue through the synthesis of advanced materials for mercury removal from water. The bottom-up coprecipitation method was used to produce magnetite nanoparticles, which were impregnated in situ into a ZSM-5 zeolite matrix during the chemical reaction. The materials were characterized by using infrared spectroscopy (FT-IR) and scanning electron microscopy (SEM-EDS), among other techniques. The mercury adsorption capacity was evaluated by varying the magnetite loading and contact time with mercury-spiked water samples. The results showed that nanoparticle impregnation significantly improved the adsorptive properties of zeolite. Additionally, the optimal dosage and contact time were determined to maximize metal removal and minimize the risk of desorption. Thus, it was concluded that integrating magnetite nanoparticles into ZSM-5 zeolites significantly enhances mercury adsorption capacity. This strategy presents an efficient and promising solution to reduce mercury contamination in mining-affected areas.

Keywords: Mercury removal, nanoscience, nanoparticles, ZSM-5, magnetite, wastewater treatment, sustainability

1. INTRODUCCIÓN

En un contexto global, la contaminación por mercurio (Hg) representa una amenaza ambiental y sanitaria de gran escala, debido a su naturaleza no biodegradable propicia su bioacumulación en la cadena trófica. Según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), las

emisiones antropogénicas de mercurio derivadas de la minería artesanal a pequeña escala (MAPE), representan entre el 37 y 40% de las emisiones totales a nivel mundial, alcanzando descargas de hasta 2000 toneladas anuales (Brenes et al., 2024).

*naranjosilvajuanantonio@gmail.com

Recibido: 21/02/2025

Aceptado: 03/08/2025

Publicado en línea el 31/08/2025

10.33333/tp.vol56n1.06

CC BY 4.0

Su uso predominante en la extracción de oro mediante amalgamas, ha generado efectos adversos en la salud de las personas involucradas en actividades mineras. Se estima que, entre 15 y 16 millones de personas en más de 70 países, dependen económicamente de la MAPE, esto incluye entre 4 y 5 millones de mujeres y niños que están expuestos de forma continua a niveles que exceden los umbrales de seguridad (Gibb y O'Leary, 2014). Debido a que gran parte de la MAPE opera en condiciones informales o ilegales, las medidas de control ambiental y de protección personal suelen ser escasas o inexistentes. Esta situación no solo incrementa los riesgos sanitarios, sino que también favorece la liberación descontrolada de mercurio al entorno, lo que conduce a una acumulación progresiva en suelos y cuerpos de agua cercanos a los yacimientos (Tene et al., 2022a).

La exposición crónica al mercurio, incluso en concentraciones bajas, constituye un riesgo toxicológico significativo debido a su capacidad de inducir efectos multisistémicos severos. Entre las manifestaciones más relevantes se incluyen la neurotoxicidad irreversible, la disfunción renal progresiva y las alteraciones en el desarrollo fetal (Inglezakis et al., 2023). En este sentido, Organismos internacionales han establecido límites estrictos para su presencia en agua potable: 0.006 mg/L según la OMS y 0.002 mg/L según la EPA, lo que refleja la necesidad de un control riguroso para proteger la salud humana y el ambiente.

Un caso importante en Ecuador es el producido en Zaruma, Provincia de El Oro, considerado como uno de los distritos mineros más grandes del país. Según datos de la Agencia de regulación y control minero (ARCOM) en el año 2017, este distrito en particular concentró el 45,42 % de la producción total de oro a nivel nacional. En esta región, se han detectado concentraciones de mercurio en aguas superficiales, vinculadas al río Puyango (río binacional compartido entre Ecuador y Perú) que alcanzan hasta 0,0098 mg/L, superando los límites establecidos por las normativas nacional e internacional, como el valor máximo permitido para agua potable definido en el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA), el cual debe ser inferior a 0,001 mg/L (Gonçalves et al., 2017).

Estos resultados se atribuyen a la inadecuada manipulación, la ausencia de postratamientos, la proliferación de la minería ilegal y la insuficiencia de regulaciones ambientales efectivas. Como consecuencia, el mercurio es liberado de forma continua y se mezcla con cuerpos de agua, lo que favorece su dispersión (Aleku et al., 2024). De este modo, no solo se ven afectadas las comunidades cercanas a las zonas mineras, sino también aquellas ubicadas a varios kilómetros de distancia, debido al transporte a través de los sistemas hídricos (Cristabell & Saula, 2023).

En este sentido, estudios previos como los reportados por Inglezakis et al. (2023) y Murthy et al. (2013) han revelado la necesidad urgente de abordar este problema para mitigar los impactos negativos en el ecosistema y la salud pública, derivados de la contaminación por mercurio, lo que ha llevado a la comunidad científica a involucrarse en la búsqueda de enfoques innovadores y tecnologías sostenibles para la

eliminación del Hg (Esdaile & Chalker, 2018; Inglezakis et al., 2023). Todo esto con el objetivo de comprender los procesos de migración y acumulación de este elemento en diferentes entornos, identificar las fuentes de contaminación y, sobre todo desarrollar nuevos y novedosos métodos de remediación (Pabón et al., 2022; Schudel et al., 2019).

Aunque existen diversas técnicas para la eliminación de metales pesados, la adsorción con materiales porosos se muestra como una estrategia de gran potencial debido a su elevada capacidad de retención (Ecer et al., 2022; Y. Zhang et al., 2023). En este contexto, las zeolitas destacan no solo por su estructura porosa y alta área superficial, sino también por su capacidad para actuar como matriz soporte, lo que permite la incorporación de otros materiales que aumenten significativamente su efectividad.

En particular, la zeolita ZSM-5 ha sido ampliamente estudiada por su estructura microporosa, con canales interconectados de 5 a 6 Å, su superficie específica elevada (~300 m²/g) y su red altamente ordenada, propiedades que en conjunto optimizan su desempeño como material adsorbente (Inglezakis et al., 2023). Así también las nanopartículas de óxidos de hierro en particular la magnetita ha demostrado tener una alta capacidad de adsorción a su alta reactividad superficial y la presencia de grupos funcionales que facilitan interacciones específicas con especies iónicas de mercurio (Barrientos & Matutes, 2013; Marimón-Bolívar, 2018).

Si bien existen diversos materiales adsorbentes para la remoción de mercurio, como los carbones activados, arcillas modificadas y otras zeolitas naturales, la elección de la zeolita ZSM-5 se debe a sus propiedades estructurales únicas. A diferencia de otros adsorbentes, la ZSM-5 puede ser modificada superficialmente, permitiendo su impregnación con nanopartículas de magnetita. Esta modificación no solo mejora su capacidad de retención de mercurio, sino que también facilita su recuperación mediante separación magnética, ofreciendo una ventaja clave en términos de reutilización y sostenibilidad. Mientras que otros materiales pueden presentar dificultades en su regeneración o eliminación después del uso, la ZSM-5 impregnada con magnetita mantiene su eficiencia a lo largo de múltiples ciclos de adsorción-desorción, lo cual reduce la generación de residuos y optimiza su aplicación en procesos de descontaminación ambiental (Ma et al., 2022; Zhang et al., 2025).

Este estudio se centra en la optimización de la deposición de magnetita en zeolita ZSM-5, y garantiza una distribución homogénea de las nanopartículas en sus canales. Asimismo, se evalúa la estabilidad estructural del material tras múltiples ciclos de adsorción-desorción y su eficacia en la remoción de mercurio en soluciones acuosas, mediante el análisis del papel de la zeolita como matriz adsorbente. Además, se examina el efecto de esta modificación sobre la capacidad de adsorción del material y los mecanismos de interacción entre el contaminante y la superficie del adsorbente. Este enfoque busca aportar información relevante para el desarrollo de tecnologías más eficientes en el tratamiento de aguas contaminadas con mercurio.

2. METODOLOGÍA

Se utilizó zeolita ZSM-5 comercial, adquirida de Zibo Linxi Chemical, China. Para la síntesis de magnetita, los precursores metálicos empleados fueron cloruro férrico (FeCl_3 , 97% de pureza) y cloruro ferroso (FeCl_2 , 99% de pureza), ambos de la marca Loba Chemie, mientras que el agente precipitante fue hidróxido de sodio (NaOH) de la marca Merck. La caracterización de la zeolita se realizó mediante desorción de amoníaco en un equipo Micromeritics AutoChem 2 920, obteniéndose un valor de desorción de $253.78 \text{ cm}^3/\text{g}$, medido a 1 atm y $200 \text{ }^\circ\text{C}$.

2.1 Síntesis de nanopartículas de magnetita e impregnación de Zeolita

La impregnación de NPs de magnetita en la zeolita ZSM-5 se llevó a cabo mediante el método de impregnación por vía húmeda in situ a la síntesis bottom-up descrita por Han et al (2015). La síntesis de la magnetita se realizó a través del método de coprecipitación metálica, utilizando una relación molar $\text{Fe}^{3+}:\text{Fe}^{2+}$ de 2:1. Para ello, 1.62 g de FeCl_3 y 0.63 g de FeCl_2 fueron disueltos en agua desionizada y aforados en un matraz de 100 mL (Han et al., 2015a; Pabón et al., 2022).

Como agente precipitante, se empleó una solución de NaOH 1M la cual fue adicionada gradualmente bajo agitación continua a 200 rpm. Durante este proceso, se incorporaron 13.5g de zeolita ZSM-5 a la solución de precursores, manteniendo el pH en un rango de 8 a 12. El precipitado obtenido fue sometido a lavados sucesivos con agua desionizada para eliminar los iones Cl^- y el exceso de NaOH . Posteriormente, se llevó a cabo un proceso de centrifugación durante 10 minutos, seguido de lavados con etanol y agua desionizada para eliminar residuos y minimizar la presencia de agua residual. Dado que las NPs de magnetita poseen propiedades magnéticas, se empleó un campo magnético externo para facilitar la separación del precipitado y acelerar su sedimentación.

Finalmente, se llevó a cabo un tratamiento térmico con el propósito de eliminar impurezas y mejorar la capacidad adsorbente de la zeolita impregnada. La muestra fue sometida a un proceso de secado en estufa a $105 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 10 horas, seguido de una calcinación escalonada. Inicialmente, se aplicó una rampa de calentamiento de $2 \text{ }^\circ\text{C}/\text{min}$ hasta alcanzar los $200 \text{ }^\circ\text{C}$, temperatura que se mantuvo durante 1 hora. Posteriormente, se aplicó una segunda rampa de $2 \text{ }^\circ\text{C}/\text{min}$ hasta alcanzar los $450 \text{ }^\circ\text{C}$, temperatura a la que la muestra se mantuvo por 4 horas, siguiendo la metodología descrita por Jafari et al. (2019).

2.2 Caracterización FT-IR, SEM, EDS del adsorbente

Se emplearon diversas metodologías analíticas, entre las cuales se destacan la espectroscopia de infrarrojo por transformada de Fourier (FT-IR), la microscopía electrónica de barrido (SEM) y la dispersión de energía de rayos X (EDS). Para los análisis de espectrofotometría infrarroja, se utilizó un espectrofotómetro de infrarrojo FTIR 4 100 de la marca Jasco, que tiene un rango de medición del número de onda de 7800 a

158 350 cm^{-1} y una resolución máxima de 0.7 cm^{-1} . Se tomó una muestra pequeña, aproximadamente 1mg de zeolita impregnada con NPs, y también una muestra sin impregnación.

Por medio del microscopio Jeol SEM JSM-IT100 que cuenta con una resolución de $3 \text{ nm}(30\text{kV})$, $4 \text{ nm}(20\text{kV})$, $8 \text{ nm}(3\text{kV})$, $15 \text{ nm}(1\text{kV})$, se obtuvieron imágenes de la superficie de la zeolita impregnada, permitiéndonos observar la morfología y distribución de partículas en la muestra. Dado que los materiales zeolíticos son inherentemente no conductores, se aplicó un recubrimiento de oro pulverizado en una capa delgada sobre las muestras, con el fin de evitar la aglomeración de electrones y mejorar la nitidez de las imágenes obtenidas. También se empleó la técnica de dispersión de energía de rayos X (EDS) para identificar y cuantificar la composición elemental de la zeolita impregnada.

2.3 Determinación de mercurio por absorción atómica

Para verificar la presencia de mercurio (Hg) en las soluciones, se realizaron ensayos mediante espectrometría de absorción atómica en muestras de zeolita ZSM-5, tanto sin impregnación como impregnada con nanopartículas (NPs). Se seleccionó una concentración de 1 ppm de Hg^{2+} (equivalente a 1 mg/L) como valor de referencia, con el fin de simular condiciones severas de contaminación, garantizar precisión analítica y permitir una evaluación confiable de los parámetros de adsorción en estudios comparativos siguiendo el procedimiento descrito por Marimón-Bolívar (2018). La concentración de mercurio en las muestras fue determinada utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica iCE 3300 de la marca THERMO, a fin de obtener datos precisos sobre la presencia de este metal en las soluciones tratadas.

2.4 Adsorción de mercurio en zeolita ZSM-5 impregnada con magnetita

La capacidad de adsorción de mercurio (Hg) se evaluó mediante un conjunto de experimentos en los que se varió la cantidad de zeolita impregnada, con el objetivo de determinar la dosis óptima del adsorbente. Las relaciones del adsorbente a solución empleadas fueron 1/1, 5/1, 10/1, 15/1 y 20/1, expresadas en gramos de adsorbente por litro de solución contaminada con 1 ppm de Hg. Asimismo, se evaluaron distintos tiempos de contacto, para los cuales se prepararon muestras en las que se adicionaron 0.2 g de zeolita impregnada a 20 mL de solución estándar de Hg. Los tiempos de contacto considerados fueron: 15, 30 y 45 minutos, y 1, 2, 3 y 3:30 horas.

El tiempo de contacto y el pH fueron seleccionados con base en estudios previos que han demostrado su influencia significativa en la eficiencia de adsorción de mercurio, el tiempo de contacto se eligió para asegurar el alcance del equilibrio de adsorción, dado que tiempos prolongados favorecen la captura de mercurio hasta alcanzar dicho equilibrio, aunque es importante considerar que tiempos excesivos pueden ocasionar su desorción (Sánchez-Moreno et al., 2024). Por otro lado, el pH es un parámetro crucial, dado que afecta la especiación del mercurio y su interacción con los

sitios activos de la zeolita. Se ha reportado que un pH ligeramente ácido favorece la adsorción de Hg, mientras que valores extremos pueden modificar la carga superficial del adsorbente y alterar su estructura (Baile et al., 2018; Pabón et al., 2022).

Al finalizar cada tiempo de contacto, se extrajo la solución y se separó el adsorbente sólido del líquido para su posterior análisis. Las muestras fueron filtradas utilizando microfiltros de 20 µm y almacenadas a baja temperatura para su análisis posterior mediante espectrometría de absorción atómica. Se evaluó el pH de las soluciones como un parámetro adicional en el proceso de adsorción. Para ajustar el pH, se añadió hidróxido de sodio (NaOH) 0.1 M de forma gradual hasta alcanzar los valores de pH de 3, 5, 7, 9 y 12. Durante estas pruebas, se mantuvieron constantes la concentración de Hg, el tiempo de contacto y la dosis de adsorbente utilizado, permitiendo así evaluar de manera sistemática la influencia de cada factor en la eficiencia del proceso de adsorción.

2.5 Rendimiento

Se toma en cuenta la ecuación 1 descrita por Saiz Conde (2015) para determinar el porcentaje de adsorción (% E) del material.

$$\% E = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \tag{1}$$

Donde:

% E = Porcentaje de eliminación de mercurio
 Ci = Concentración inicial (1000 ppb)
 Cf = Concentración final

La capacidad de adsorción (q) de las NPs de magnetita se calcula con base en la diferencia de concentraciones al inicio (Ci) y la concentración final del proceso (Cf) por medio de la siguiente ecuación (Song et al., 2011).

$$q = \frac{(C_i - C_f)V}{m} \tag{2}$$

Donde:

q = Capacidad de adsorción mg/g
 Ci = Concentración inicial de Hg(II) en la solución (mg/L) (1 ppm o 1 mg/L)
 Cf = Concentración final de Hg(II) en la solución (mg/L)
 V = Volumen de la solución (L)
 m = Masa de sólido adsorbente utilizado (g)

2.6 Isotermas de adsorción

Se utilizaron isotermas para comprender la adhesión de contaminantes a un adsorbente, Además se analizaron las isotermas de Langmuir para adsorción en una capa sobre la superficie, isoterma de Temkin que considera la disminución en la energía de adsorción con capas acumuladas y la isoterma de Freundlich, útil en adsorción en múltiples capas. Las especificaciones se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Modelos isotérmicos.

Isoterma	Expresión matemática	Ecuación linealizada	VARIABLES
Langmuir	$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{qm} + \frac{1}{KLqm}$	$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{qm} + \frac{1}{KLqm}$	qm (capacidad máxima) KL (afinidad).
Freundlich	$q_e = KFCe^{\frac{1}{n}}$	$\log q_e = \log KF + \frac{1}{n} \log C_e$	KF (capacidad) n (heterogeneidad)
Temkin	$q_e = B \ln A + B \ln C_e$	$q_e = B \ln A + B \ln C_e$	A (equivalente a KLK) B (energía de adsorción).

3. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

3.1 Espectroscopia FT-IR

A continuación, se muestran los resultados de espectroscopia de infrarrojo (IR) de la zeolita y la zeolita post impregnación. En la Figura 1, se observa que ambas tienen una composición similar, las vibraciones características de la zeolita se presentan en el ancho de banda 3600 y 3700 cm⁻¹, las cuales indican presencia de terminales silanol (SiOH), se observa que, estas no son muy pronunciadas luego de la impregnación, ya que se debe al proceso de calcinación (Jin & Li, 2009).

La estructura de la zeolita no sufre modificaciones significativas durante este proceso, lo que sugiere que la falta de pronunciación de estas bandas se debe a la aparente obstrucción de los poros de la zeolita por la adhesión de las NPs. La impregnación puede llevar a la acumulación de nanopartículas en los poros de la zeolita, reduciendo su accesibilidad, lo que afecta la detección en los espectros de los grupos funcionales de la Zeolita (Bordiga et al., 1992).

Sin embargo, es crucial comprender la diferencia entre estos dos espectros, en particular en el caso de la zeolita impregnada ya que en esta se observan picos distintivos entre 600 y 750

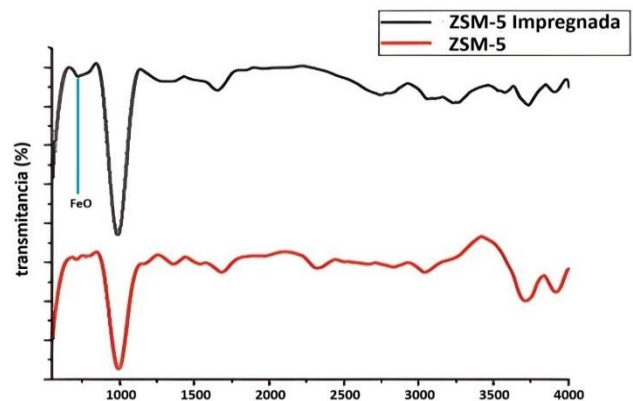


Figura 1. Espectro IR ZSM-5 pre y post Impregnación

cm⁻¹, los cuales son característicos de las vibraciones de los grupos Fe-O, lo que confirma la presencia de NPs de magnetita adheridas a la superficie de la zeolita. Los grupos Si-OH actúan como sitios de intercambio iónico para Hg²⁺, mientras que los enlaces Fe-O facilitan la formación de complejos superficiales debido a la alta afinidad entre el hierro (Fe³⁺/Fe²⁺) y el Hg²⁺, formando estructuras tipo Fe-O-Hg⁺ (Siregar et al., 2022). Esta sinergia explica la mayor capacidad de la zeolita

impregnada, donde el Hg^{2+} forma puentes entre el Fe^{3+} de la magnetita y los silanos de la zeolita (Adeli et al., 2016).

Estos resultados son consistentes con investigaciones previas realizadas por Adeli et al. (2016) y Jafari et al. (2019) quienes obtuvieron resultados similares en sus experimentos en las cuales describen la detección de estos picos específicos en el espectro de la zeolita impregnada proporciona evidencia concreta de la incorporación de nanopartículas de magnetita en la estructura de la zeolita y la capacidad de la zeolita impregnada para funcionar como un material compuesto.

3.2 Microscopía electrónica de barrido (SEM)

Los resultados del análisis de microscopía electrónica de barrido, SEM, se presentan en la Figura 2. Se revela la estructura altamente ordenada de la zeolita, lo que evidencia su red cristalina tridimensional. Esta se debe a los enlaces covalentes entre los tetraedros de sílice y alúmina, que generan canales intersticiales de tamaño molecular. Dichos proporcionan una estructura porosa que confiere a la zeolita propiedades de tamizado molecular (Anizelli et al., 2016). Esta característica es fundamental para la impregnación de nanopartículas, las cuales se observan aglomeradas en la superficie de la zeolita en la imagen.

Las NPs depositadas se adhieren a las estructuras zeolíticas, lo que maximiza la interacción entre ambas. Mediante el análisis

de energía dispersiva de rayos X (EDS) se identificó una cantidad significativa de hierro (fig 2^a), la cual corresponde a la composición de la magnetita adherida. Los resultados coinciden con lo reportado por los estudios de Jafari et al. (2019) y Vu et al. (2020), en los que se impregnó magnetita en zeolita para desarrollar un cátodo modificado, así como para su uso en la adsorción de sulfuros.

Además, se observa una alta concentración de silicio (Si) y aluminio (Al), lo cual se atribuye a la naturaleza de la zeolita. Aunque las NPs obstruyen parcialmente los microporos, la magnetita incrementa la densidad de sitios activos en la superficie externa, compensando la pérdida de área interna (Pabón et al., 2022).

La presencia de sodio (Na) en la muestra es resultado del NaOH remanente del agente precipitante utilizado en la síntesis, así como trazas propias de la zeolita. Debido a la naturaleza no conductora de la zeolita, se realizó un proceso de metalización mediante un barrido de oro (Au) antes del análisis mediante microscopía electrónica de barrido (SEM). La presencia de carbono (C) se atribuye al material de la cinta utilizada para sujetar la muestra durante el análisis de microscopía.

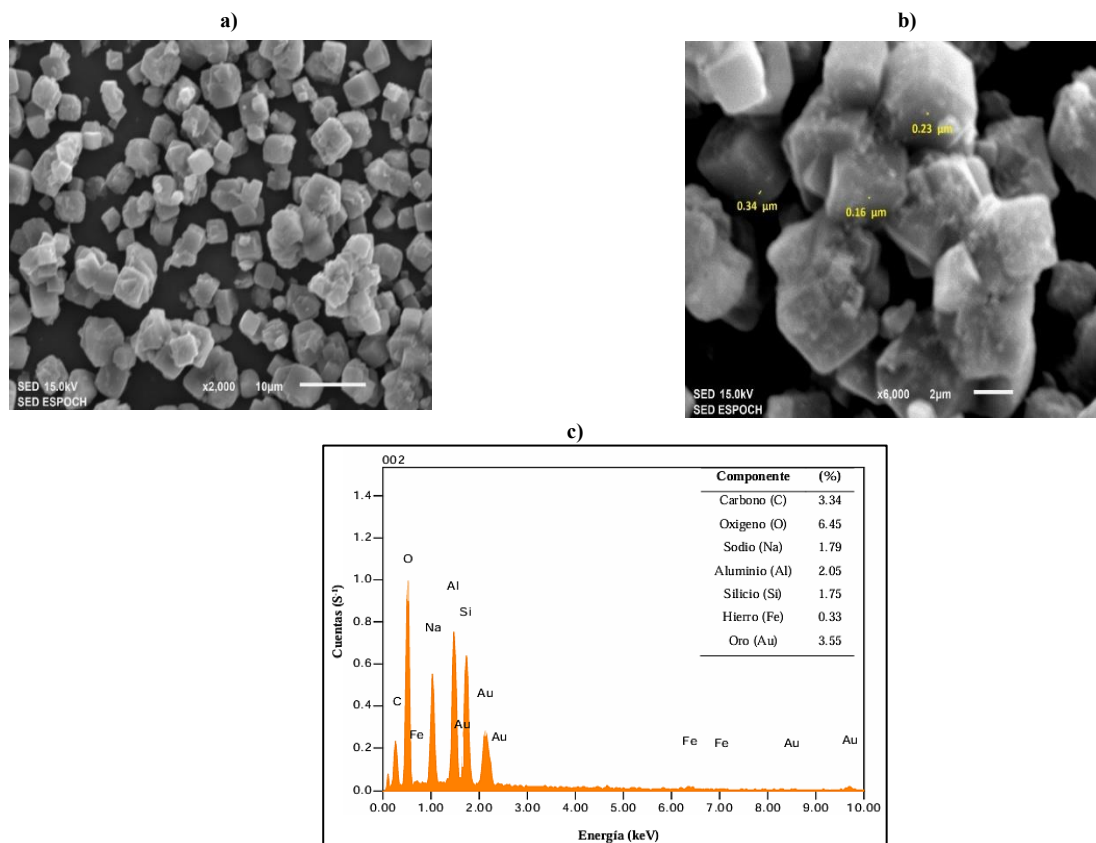


Figura 2. Micrografía SEM de la muestra ZSM-5 impregnada: (a) morfología a 10 μm , (b) morfología a 2 μm , (c) espectro de dispersión de energía de rayos X

3.3 Perspectiva futura en la caracterización del material

La caracterización realizada permitió establecer con claridad las propiedades superficiales, morfológicas y composicionales del adsorbente. No obstante, se reconoce que la incorporación

de técnicas complementarias como la difracción de rayos X (XRD) podría enriquecer el análisis estructural, particularmente en lo referido a la identificación de fases cristalinas.

Asimismo, el empleo de microscopía electrónica de transmisión (TEM) permitiría una evaluación más precisa del tamaño, la distribución y la interacción de las nanopartículas sobre la superficie de la zeolita a escala nanométrica. Otras técnicas como XPS (espectroscopía de fotoelectrones emitidos por rayos X) también podrían contribuir al estudio de los estados de oxidación superficiales y la naturaleza química de los sitios activos. La aplicación de estas técnicas permitiría una caracterización más completa y una mejor comprensión del desempeño del material en la adsorción.

3.4 Isotermas de Adsorción

Efecto de la dosis de sólido adsorbente en la remoción de mercurio.

Se optó por utilizar un tiempo de contacto de 30 minutos para las distintas dosis de material para obtener datos significativos de concentración de Hg^{+2} . Esto se debe a que, si se utiliza un tiempo mayor, el porcentaje de remoción aumentará, lo que podría reducir la concentración final de mercurio a cero e impedir una evaluación adecuada de cómo interactúa la cantidad de zeolita ZSM-5 y zeolita impregnada utilizada con el porcentaje y capacidad de remoción. Véase la Figura 3. Después de llevar a cabo un análisis experimental, se determinó que el porcentaje de remoción y la capacidad de adsorción del material adsorbente están inversamente relacionados.

A medida que se incrementa la cantidad de material adsorbente, el porcentaje de remoción aumenta, pero la capacidad de adsorción disminuye (Murthy et al., 2013).

En nuestro estudio, se determinó un valor máximo de remoción del 95 %, lo cual puede considerarse adecuado al compararlo con estudios como el de Czarna et al. (2018). Sin embargo, es importante analizar la validez de nuestros resultados, ya que, como menciona Inglezakis et al (2023), estos altos porcentajes de remoción no son indicativos de la eficiencia del material, debido a que el uso de una dosis excesivamente alta puede provocar una reducción en la capacidad de adsorción.

Esto se debe a que, con una mayor cantidad de material adsorbente, no se logra la saturación de los sitios activos en las zeolitas, y a pesar de obtener una menor concentración final de mercurio, la porosidad de los materiales no se aprovecha de manera óptima (Marimon-Bolivar, 2018). En los estudios de Czarna et al (2018) se utilizaron varios tipos de zeolitas comerciales, y se lograron valores de remoción de mercurio entre el 98 % y el 99 %.

Comparando con estudios previos, la capacidad de adsorción de la ZSM-5 impregnada (10.95 mg/g) supera a la de carbón activado modificado (6.2 mg/g) (Zhang et al., 2023) y a la zeolita natural (4.8 mg/g) (Inglezakis et al., 2023). Sin embargo, es inferior a adsorbentes avanzados como el grafeno funcionalizado (15.3 mg/g) (Tene et al., 2022b). La ventaja clave radica en su recuperación magnética, lo cual reduce costos operativos frente a métodos tradicionales.

Esto sugiere que existe un punto óptimo de dosificación que debe considerarse para mejorar la eficiencia del proceso de adsorción de mercurio con zeolitas como adsorbentes, tanto el porcentaje de remoción de mercurio como la capacidad de adsorción se prevé que la relación de dosificación de 10 gramos de sólido adsorbente por cada litro de solución contaminada es la óptima.

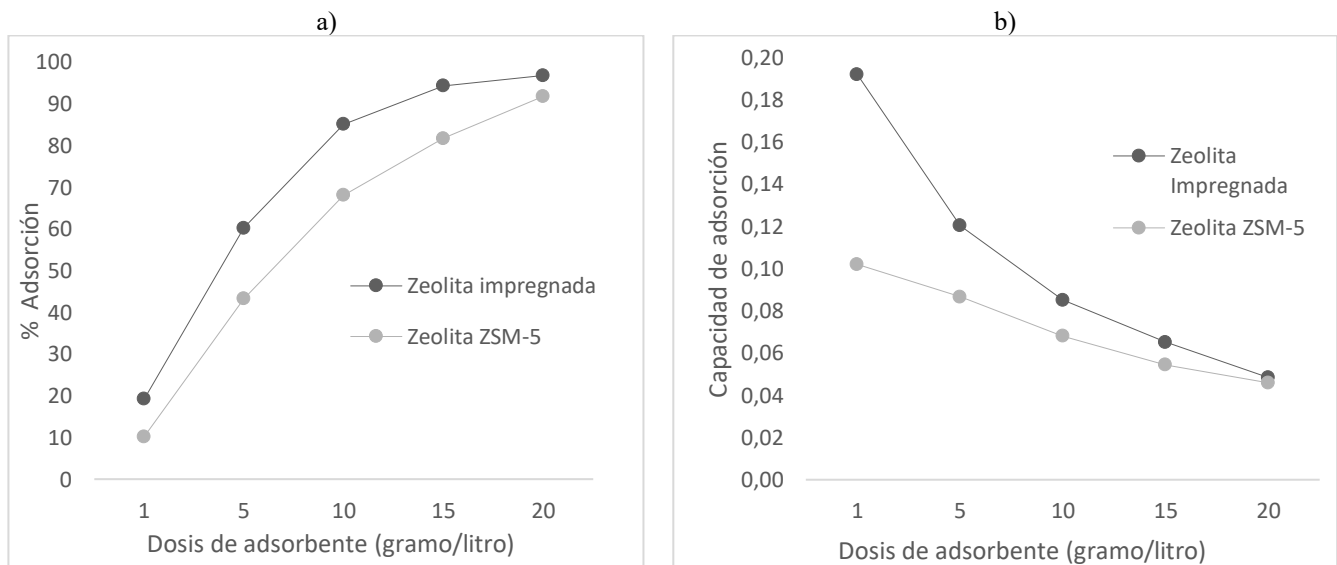


Figura 3. Efecto de la cantidad de material adsorbente por cada litro de agua contaminada con Hg (II), pH 3; t = 30 min: a) % de adsorción b) capacidad de adsorción

Efecto del tiempo de contacto en la remoción de mercurio.

Al analizar los niveles de adsorción en función del tiempo de contacto, vemos un aumento a medida que pasa el tiempo, que alcanzó su punto máximo de remoción del 100 % a partir de las dos horas de agitación para nuestro adsorbente compuesto. Por otro lado, su contraparte, la zeolita sin impregnar, requiere un poco más de tiempo para alcanzar el equilibrio y su porcentaje de remoción es inferior. Esto se debería a que la cantidad de NPs Impregnadas es solo del 5 %. Estos hallazgos se detallan de manera más completa en la sección de cinética de adsorción.

Los resultados presentados en la Figura 4 concuerdan con investigaciones previas en las cuales la impregnación de magnetita en diferentes materiales ha mostrado resultados

alentadores para la eliminación de mercurio, con una tendencia a disminuir la concentración de mercurio con el tiempo. Un ejemplo relevante para citar es la investigación realizada por Inglezakis et al (2023), en la que se evaluó la adsorción de mercurio en zeolita y zeolita impregnada con nanopartículas de plata.

La ligera superioridad en la remoción de la zeolita impregnada se debe a varias razones. Una de ellas es que el tamaño de las partículas está ligeramente controlado debido a que las nanopartículas, en el momento de su síntesis, se adhieren a los poros y no permiten aglomeraciones amplias, como sucede en una síntesis sin el empleo de otro material como soporte (Baran, 2020).

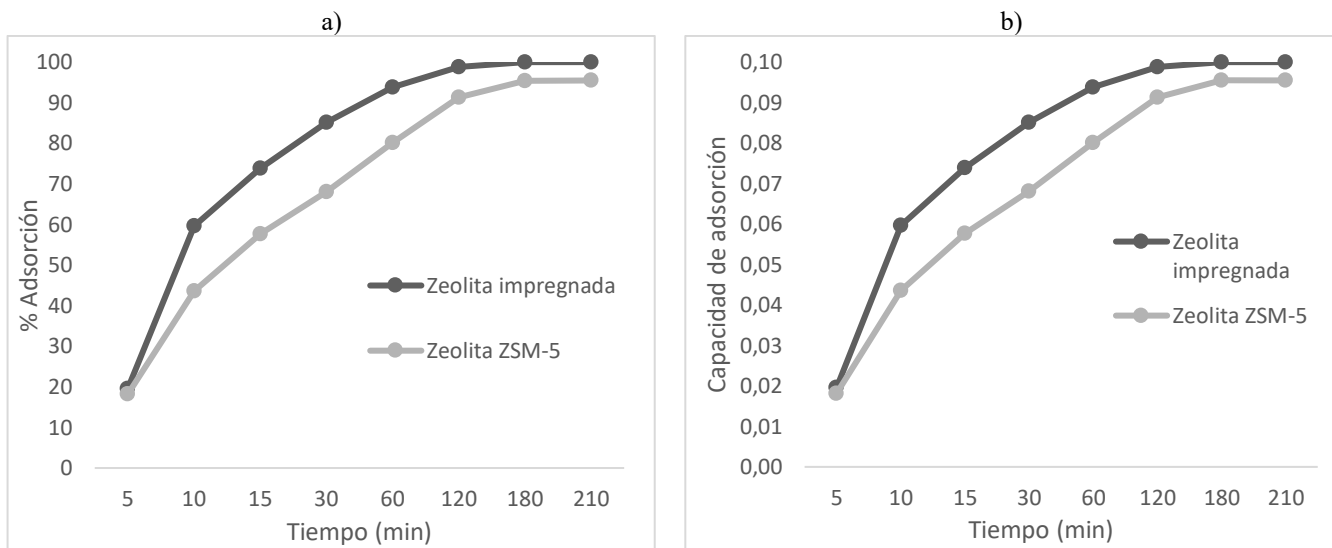


Figura 4. Efecto del tiempo de contacto; pH 3: a) % de adsorción b) capacidad de adsorción

Efecto del pH

Los resultados que se presentan en la Figura 5, muestran que los 2 adsorbentes tanto la Zeolita como la Zeolita Impregnada exhiben la máxima eficiencia de adsorción en un rango de pH entre 5 y 7. Durante la experimentación, se mantuvo un tiempo de contacto de 30 minutos para garantizar la identificación de cantidades significativas del ion contaminante en la solución y evaluar las variaciones en el porcentaje de remoción del material.

Se han informado hallazgos sobre el uso de NPs de magnetita como adsorbente, por ejemplo Inglezakis et al. (2023) reportó que la magnetita muestra los mejores resultados a un pH igual o mayor a 4, lo que favorece la adsorción en función de la especie adsorbente. A pH ácido (3-5), el Hg^{2+} predomina en solución, lo que favorece la adsorción electrostática en sitios cargados negativamente de la zeolita. A $pH > 7$, la formación de $Hg(OH)_2$ reduce la carga positiva, y esto disminuye la afinidad. El tiempo de contacto óptimo (2 horas) equilibra la difusión del Hg^{2+} hacia los poros y evita la desorción por saturación de sitios activos (Largitte & Pasquier, 2016).

Por otro lado, Pabón et al. (2022) señalaron que, a pH más básicos, se observa una disminución en la capacidad de adsorción debido a la protonación previa de muchos de los

sitios activos presentes en el material a valores de pH bajos. Con relación a los aluminosilicatos, el estudio de Inglezakis et al. (2023) sobre zeolitas naturales y modificadas para la retención de iones mercurio reveló que la zeolita ZSM-5 exhibe una alta capacidad para eliminar iones de mercurio. Esta característica se atribuye a su alto contenido de sílice y aluminio, además de su estructura con una apertura de jaula de aproximadamente 4,7 a 4,6 Å.

Los autores argumentan que el mecanismo de sorción en ZSM-5 involucra la formación de complejos de esfera interna con grupos Si-O, el intercambio iónico de $HgOH^+$ y enlaces de hidrógeno (Foo & Hameed, 2010). Estas interacciones explican la eficacia de ZSM-5 en condiciones de pH entre 5 y 9.

Isotermas

En la Tabla 2, se exponen los parámetros obtenidos de las isotermas de adsorción de Hg, según los modelos de Lagmuir, Freundlich y Temkin. Mediante el valor de los coeficientes de correlación (R^2), se obtuvo que el modelo de Freundlich, que es el que mejor se ajusta para la adsorción de Hg (II), con un valor de R^2 de 0.9836 para la zeolita impregnada y 0.9829 para la zeolita ZSM-5. Este hallazgo sugiere que la superficie del

adsorbente es de tipo heterogéneo, lo que indica la presencia de múltiples sitios disponibles para la adsorción.

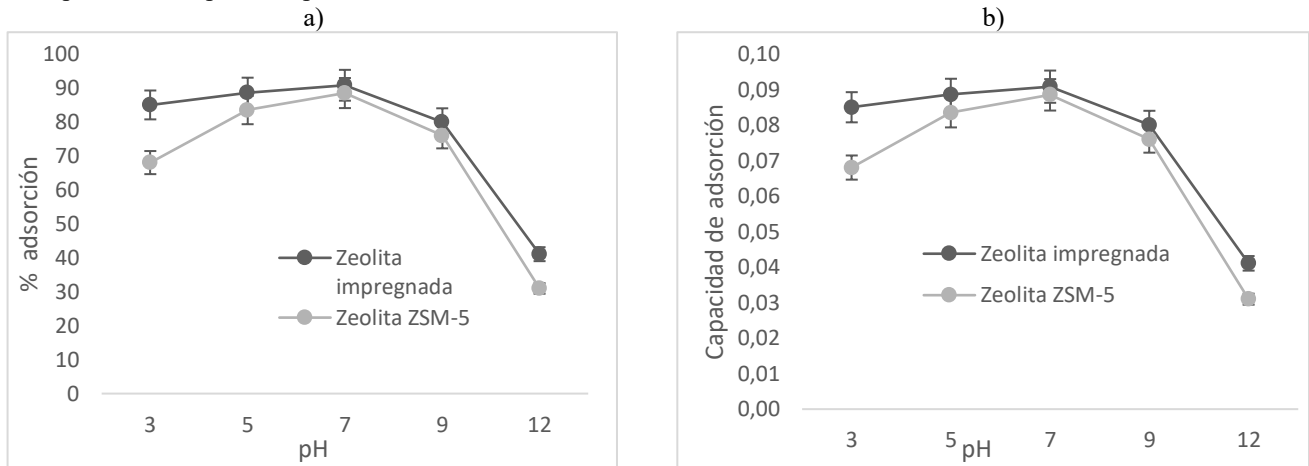


Figura 5. Efecto del pH: a) % de adsorción b) capacidad de adsorción

En consecuencia, el número y variedad de grupos funcionales presentes en la superficie del adsorbente son mayores, lo que aumenta la probabilidad de retención de los analitos, tanto en la Zeolita como en la nanopartícula adherida a su superficie. La constante (n) representa el factor de heterogeneidad en la isoterma de Freundlich, el valor encontrado es de 2.481 para la zeolita impregnada y 2.904 para la zeolita ZSM-5, lo que explica que para la interacción entre adsorbente y adsorbato, el proceso ocurre a través de una adsorción física de iones metálicos en la superficie de la partícula. Además, el modelo de isoterma de Freundlich estableció que la interacción entre partícula y analito viene dada por un efecto multicapa (Pabón et al., 2022).

Este hallazgo sugiere que la superficie del adsorbente al ser de tipo heterogéneo, indica la presencia de múltiples sitios disponibles para la adsorción. Esta heterogeneidad se debe a la diversidad estructural y química de la superficie, donde coexisten diferentes tipos de interacciones capaces de favorecer la retención de analitos. En otras palabras, el número y variedad de grupos funcionales presentes en la superficie del adsorbente son mayores, lo que aumenta la probabilidad de retención de los analitos, tanto en la Zeolita como en la nanopartícula adherida a su superficie.

La constante (n) representa el factor de heterogeneidad en la isoterma de Freundlich, el valor encontrado es de 2.481 para la zeolita impregnada y 2.904 para la zeolita ZSM-5, lo que explica que para la interacción entre adsorbente y adsorbato, el proceso ocurre a través de una adsorción física de iones metálicos en la superficie de la partícula. Asimismo, el modelo de isoterma de Freundlich estableció que la interacción entre partícula y analito viene dada por un efecto multicapa (Baran, 2020; Pabón et al., 2022).

Cinética de adsorción

En la Tabla 3 se presentan los parámetros obtenidos del modelamiento para las cinéticas de adsorción. El modelo cinético más favorable resulta ser el de pseudo-segundo orden determinado por el coeficiente de correlación (R²) de 0.99

tanto para la zeolita impregnada como para la ZSM-5. Esto indica que la velocidad de adsorción es rápida y altamente beneficiosa en términos de la superficie de los materiales adsorbentes.

Tabla 2. Parámetros de las isotermas de adsorción

ISOTERMAS		t=30min, pH 3, V=20 mL		
Modelo	Parámetro	Unidad	Zeolita Imp	ZSM-5
Langmuir	R		0.980	0.924
	KL	L/mg	5.371	5.006
	qmax	mg/g	10.953	6.053
Freundlich	R		0.9836	0.9829
	KF	mg/g	9.587	5.180
	n		2.481	2.904
	R		0.903	0.953
Temkin	A	L/mg	78.240	66.315
	B	kJ/Mol	2.043	1.194

En consecuencia, la interacción entre el adsorbato y el adsorbente se produce a una velocidad considerable debido a predominantes interacciones de naturaleza química. Estas interacciones químicas tienen un mayor impacto que el transporte del adsorbato desde la fase líquida hacia una capa hidrodinámica cercana a las partículas, así como el transporte desde esta capa hasta la superficie del adsorbente (Largitte & Pasquier, 2016).

Asimismo, el modelo pseudo-segundo orden arroja que la capacidad de adsorción en el equilibrio es 0.1035 mg/g para la zeolita impregnada y 0.1059 mg/g para la zeolita ZSM-5, evidencia un resultado más eficaz que el modelo de pseudo-primer orden.

Análisis estadístico

El análisis estadístico (ANOVA y el test de Tukey) fue realizado en el software InfoStat (ver Tabla 4), este mostró que los factores evaluados: cantidad de adsorbente, tiempo de contacto y pH, afectan significativamente la eficiencia del proceso (p<0.001). El tipo de adsorbente también fue determinante; el material impregnado mostró un desempeño superior al de la zeolita sin modificar en todas las condiciones evaluadas. Se identificaron interacciones significativas,

especialmente entre tipo y cantidad de adsorbente ($p < 0.001$), tipo y tiempo ($p=0.008$) además de tipo y pH ($p=0.012$), lo que

evidencia que el rendimiento depende tanto de las condiciones operativas como del material.

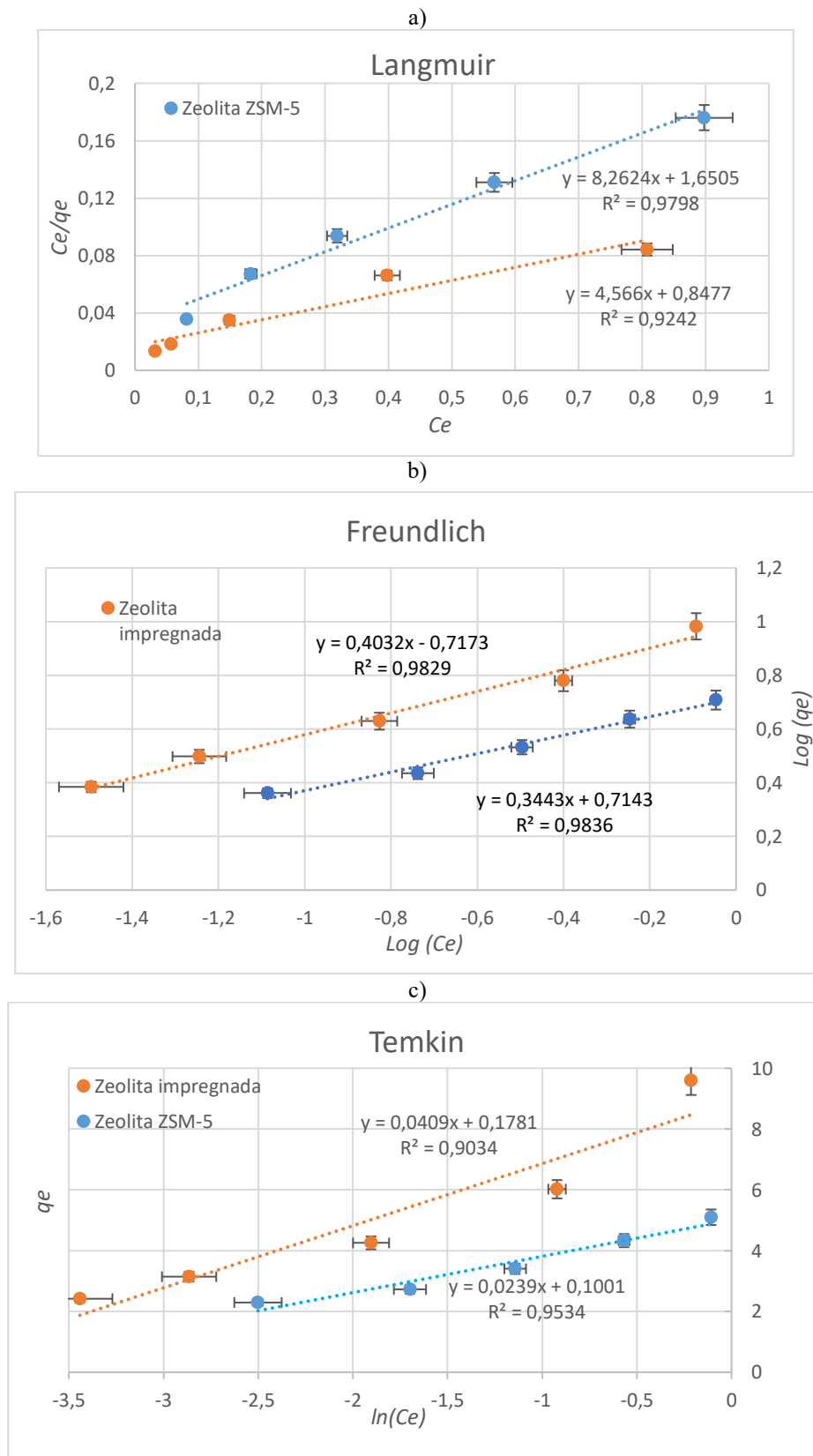


Figura 6. Ajuste de los datos experimentales a los modelos de isoterma de adsorción: a) Langmuir b) Freundlich c) Temkin

El test de Tukey confirmó mayores diferencias entre materiales a bajas concentraciones, las cuales disminuyen a concentraciones altas. Las diferencias también fueron relevantes respecto al tiempo y al pH, especialmente en condiciones extremas. En términos prácticos, el adsorbente impregnado resulta más eficiente a concentraciones medias de 5 a 15 g/L y tiempos prolongados mayores a 120 min, mientras que a 20 g/L el ZSM-5 podría considerarse una opción económicamente viable. El rango de pH óptimo fue en condiciones básicas entre 5 y 7.

Tabla 3. Parámetros de los modelos cinéticos de adsorción

Modelo	CINÉTICA	PH 3, V=20 ml m=0,2 g	
		Parámetro	Z. Imp
P. primer Orden	R	0.95	0.97
	k1	0.03	0.02
	qe	0.05	0.06
P. segundo Orden	R	0.99	0.99
	k2	0.58	0.91
	qe	0.10	0.11
Intraparticular	R	0.64	0.82
	k	0.01	0.01
	C	0.04	0.03
Elovich	R	0.95	0.82
	a	0.06	0.08
	B	45.66	55.24

Tabla 4. Test ANOVA y TUKEY

ANOVA		
Factor	Variable	p-valor
cantidad de adsorbente(g/L)	Cantidad	<0.001
	Tipo	<0.001
	Cantidad y Tipo	<0.001
	Tiempo	<0.001
Tiempo(min)	Tipo	<0.001
	Tiempo y Tipo	0.008
	pH	<0.001
pH	Tipo	<0.001
	pH y Tipo	0.012

Test de TUKEY					
Factor	Variable	Impregnada	ZSM-5	diferencia	Valor
cantidad (g/L)	1	19.2	10.2	9	0.001
	5	60.2	43.3	16.9	0.002
	20	96.8	91.8	5	0.052
Tiempo (min)	10	59.7	43.6	16.1	0.003
	120	98.8	91.3	7.5	0.012
pH	3	85.1	68.1	17	0.001
	12	41.1	31	10.1	0.009

4. CONCLUSIÓN

La síntesis bottom-up de nanopartículas de magnetita in situ sobre zeolita ZSM-5 permitió desarrollar un adsorbente magnético eficiente para la remoción de Hg²⁺ en fase acuosa. La caracterización por FT-IR confirmó la formación de enlaces Fe-O, mientras que el análisis EDS evidenció una distribución homogénea de los óxidos de hierro en la matriz zeolítica. Los ensayos de adsorción mostraron una mejora significativa en la capacidad de remoción respecto a la zeolita sin modificar, con eficiencias superiores bajo condiciones óptimas de pH, tiempos de contacto prolongados y dosificación adecuada que evita la sobresaturación.

La cinética de adsorción se ajustó al modelo de pseudo-segundo orden, indicando un mecanismo de tipo químico, y el ajuste a la isoterma de Langmuir evidenció un proceso sobre una superficie homogénea. El análisis estadístico mediante ANOVA y el test de Tukey confirmó que la cantidad de adsorbente, el tiempo de contacto, el pH y el tipo de adsorbente afectan significativamente la eficiencia del proceso, además de revelar interacciones relevantes entre el tipo de adsorbente y las variables operativas.

REFERENCIAS

- Adeli, M., Yamini, Y., & Faraji, M. (2016). The efficiency of magnetic carbon activated by iron oxide nanoparticles in removing of Cu (II) from aqueous solutions. *Journal of Birjand University of Medical Sciences*, 23(1), 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2012.10.012>
- Aleku, D. L., Lazareva, O., & Pichler, T. (2024). Mercury in groundwater – Source, transport and remediation. *Applied Geochemistry*, 170, 106060. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2024.106060>
- Anizelli, P. R., Baú, J. P. T., Valezi, D. F., Canton, L. C., Carneiro, C. E. A., Di Mauro, E., Da Costa, A. C. S., Galante, D., Braga, A. H., Rodrigues, F., Coronas, J., Casado-Coterillo, C., Zaia, C. T. B. V., & Zaia, D. A. M. (2016). Adenine interaction with and adsorption on Fe-ZSM-5 zeolites: A prebiotic chemistry study using different techniques. *Microporous and Mesoporous Materials*, 226, 493–504. <https://doi.org/10.1016/J.MICROMESO.2016.02.004>
- Baile, P., Vidal, L., Aguirre, M. A., & Canals, A. (2018). A modified ZSM-5 zeolite/Fe₂O₃ composite as a sorbent for magnetic dispersive solid-phase microextraction of cadmium, mercury and lead from urine samples prior to inductively coupled plasma optical emission spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 33(5), 856–866. <https://doi.org/10.1039/C7JA00366H>
- Baran, T. (2020). Pd NPs@Fe₃O₄/chitosan/pumice hybrid beads: A highly active, magnetically retrievable, and reusable nanocatalyst for cyanation of aryl halides. *Carbohydrate Polymers*, 237, 116105. <https://doi.org/10.1016/J.CARBPOL.2020.116105>
- Barrientos, J. E., & Matutes, A. J. (2013). Uso de nanomateriales magnéticos para la remoción de arsénico del agua para consumo humano. *Mundo Nano. Revista Interdisciplinaria En Nanociencias y Nanotecnología*, 6(11). <https://doi.org/10.22201/CEIICH.24485691E.2013.11.50006>
- Bordiga, S., Escalona Platero, E., Otero Areán, C., Lamberti, C., & Zecchina, A. (1992). Low temperature CO adsorption on Na-ZSM-5 zeolites: An FTIR investigation. *Journal of Catalysis*, 137(1), 179–185. [https://doi.org/10.1016/0021-9517\(92\)90147-A](https://doi.org/10.1016/0021-9517(92)90147-A)
- Brenes, J. S., Brenes, J. S., Fuentes, M. E. H., & Fuentes, M. D. L. C. H. (2024). La extracción de mercurio como delito contra la gestión ambiental en México. *DIKE*, 17(34). <https://doi.org/10.32399/fder.rdk.2594-0708.2023.34.2390>

- Cristabell, C., & Saula, A. (2023). *Resistencia a la megaminería en Quimsacocha - Ecuador y segunda contradicción del capitalismo*. <http://hdl.handle.net/10644/9797>
- Czarna, D., Baran, P., Kunecki, P., Panek, R., Żmuda, R., & Wdowin, M. (2018). Synthetic zeolites as potential sorbents of mercury from wastewater occurring during wet FGD processes of flue gas. *Journal of Cleaner Production*, 172, 2636–2645. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.11.147>
- Ecer, Ü., Yılmaz, Ş., & Şahan, T. (2022). Investigation of Mercury(II) and Arsenic(V) adsorption onto sulphur functionalised pumice: a response surface approach for optimisation and modelling. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 102(19), 7779–7799. <https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1838495>
- Esdaile, L. J., & Chalker, J. M. (2018). The Mercury Problem in Artisanal and Small-Scale Gold Mining. *Chemistry – A European Journal*, 24(27), 6905–6916. <https://doi.org/10.1002/CHEM.201704840>
- Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 2–10. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2009.09.013>
- Gonçalves, A. O., Marshall, B. G., Kaplan, R. J., Moreno-Chavez, J., & Veiga, M. M. (2017). Evidence of reduced mercury loss and increased use of cyanidation at gold processing centers in southern Ecuador. *Journal of Cleaner Production*, 165, 836–845. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.07.097>
- Gibb, H., & O’Leary, K. G. (2014). Mercury exposure and health impacts among individuals in the artisanal and small-scale gold mining community: A comprehensive review. *Environmental Health Perspectives*, 122(7), 667–672. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307864>
- Han, Z., Sani, B., Mroziak, W., Obst, M., Beckingham, B., Karapanagioti, H. K., & Werner, D. (2015). Magnetite impregnation effects on the sorbent properties of activated carbons and biochars. *Water Research*, 70, 394–403. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2014.12.016>
- Inglezakis, V. J., Kudarova, A., Guney, A., Kinayat, N., & Tauanov, Z. (2023). Efficient mercury removal from water by using modified natural zeolites and comparison to commercial adsorbents. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 32, 101017. <https://doi.org/10.1016/J.SCP.2023.101017>
- Jafari, M. J., Zendejdel, R., Rafieepour, A., Nakhai Pour, M., Irvani, H., & Khodakarim, S. (2019). Comparison of Y and ZSM-5 zeolite modified with magnetite nanoparticles in removal of hydrogen sulfide from air. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2019 17:1, 17(1), 187–194. <https://doi.org/10.1007/S13762-019-02348-W>
- Jin, F., & Li, Y. (2009). A FTIR and TPD examination of the distributive properties of acid sites on ZSM-5 zeolite with pyridine as a probe molecule. *Catalysis Today*, 145(1–2), 101–107. <https://doi.org/10.1016/J.CattOD.2008.06.007>
- Largitte, L., & Pasquier, R. (2016). A review of the kinetics adsorption models and their application to the adsorption of lead by an activated carbon. *Chemical Engineering Research and Design*, 109, 495–504. <https://doi.org/10.1016/J.CHERD.2016.02.006>
- Ma, W., Ye, D., & Wang, H. (2022). Experimental Study on the Elemental Mercury Removal Performance and Regeneration Ability of CoOx–FeOx-Modified ZSM-5 Adsorbents. *Applied Sciences (Switzerland)*, 12(8), 3769. <https://doi.org/10.3390/AP12083769/S1>
- Marimón-Bolívar, W., Tejeda-Benítez, L., & Herrera, A. P. (2018). Removal of mercury (II) from water using magnetic nanoparticles coated with amino organic ligands and yam peel biomass. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 10, 486–493. <https://doi.org/10.1016/J.ENMM.2018.10.001>
- Murthy, Z. V. P., Parikh, P. A., & Patel, N. B. (2013). Application of β -Zeolite, Zeolite Y, and Mordenite as Adsorbents to Remove Mercury from Aqueous Solutions. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 34(6), 747–755. <https://doi.org/10.1080/01932691.2012.685839>
- Pabón, S. E., Benítez Benítez, R., Sarria Villa, R., & Gallo Corredor, J. A. (2022). Mercury (II) removal from aqueous solutions by iron nanoparticles synthesized from extract of *Eucalyptus grandis*. *Heliyon*, 8(11), e11429. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2022.E11429>
- Saiz Conde, J. (2015). *Diseño de nanoadsorbentes magnéticos funcionalizados para la eliminación de arsénico de aguas subterráneas contaminadas. Design of functionalized magnetic nanoadsorbents for the removal of arsenic from polluted groundwater*. <https://doi.org/dx.doi.org/10.1021/ie500912k>
- Sánchez-Moreno, H. J., Brito, V. M. C., Rivadeneira, K. S. J., Silva, J. A. N., Zambrano, M., Calderón, H., & Añilema, L. (2024). Magnetita sintetizada con cloruro férrico y sulfato ferroso frente a nanopartículas de magnetita comercial en la eliminación de mercurio: estudio comparativo. *Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas*, 43(0). <https://revibiomedica.sld.cu/index.php/ibi/article/view/3373>
- Schudel, G., Kaplan, R., Adler Miserendino, R., Veiga, M. M., Velasquez-López, P. C., Guimaraes, J. R. D., & Bergquist, B. A. (2019). Mercury isotopic signatures of tailings from artisanal and small-scale gold mining (ASGM) in southwestern Ecuador. *Science of The Total Environment*, 686, 301–310. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.06.004>
- Siregar, N., Kurnia, Kurniawan, B., Tuny, M. T., Utomo, J., Sadjab, B. A., Susu, D., & Gambe, S. A. (2022). Crystal Structure and Magnetic Properties of Fe₃O₄ Nanoparticles Using Iron Sand as a Raw Material for Mercury Removal. *Journal of Hunan University Natural Sciences*, 49(12), 142–150. <https://doi.org/10.55463/ISSN.1674-2974.49.12.14>
- Song, J., Kong, H., & Jang, J. (2011). Adsorption of heavy metal ions from aqueous solution by polyrhodanine-encapsulated magnetic nanoparticles. *Journal of Colloid and Interface Science*, 359(2), 505–511. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2011.04.034>

- Tene, T., Arias Arias, F., Guevara, M., Nuñez, A., Villamagua, L., Tapia, C., Pisarra, M., Torres, F. J., Caputi, L. S., & Vacacela Gomez, C. (2022a). Removal of mercury(II) from aqueous solution by partially reduced graphene oxide. *Scientific Reports* 2022 12:1, 12(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-10259-z>
- Vu, M. T., Noori, M. T., & Min, B. (2020). Magnetite/zeolite nanocomposite-modified cathode for enhancing methane generation in microbial electrochemical systems. *Chemical Engineering Journal*, 393, 124613. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.124613>
- Zhang, G., Wang, C., Zhang, X., Dong, Y., Li, Z., & Lin, L. (2025). Syngas mercury removal using LaMeOx/ZSM-5 sorbents: Mechanistic insights and performance tests under industrial conditions. *Chemical Engineering Journal*, 505, 159801. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2025.159801>
- Zhang, Y., Xiao, Y. F., Xu, G. S., Wang, D. C., Li, J., Huang, J., & Jin, Z. (2023). Preparation of Fe₂O₃ porous microspheres modified pumice and its adsorption performance on phosphate removal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3), 109995. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2023.109995>



Ambiente y Desarrollo.

Paul, Palmay, es Ingeniero Químico de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Máster en Ingeniería Termodinámica de Fluidos en la Universidad de la Roviri i Virgili - España, PhD en Ingeniería Termodinámica de Fluidos en la Roviri i Virgili-España. Investigador Senior en el Grupo de Investigación de

BIOGRAFÍAS



Juan, Naranjo, Ingeniero Químico graduado en la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Ecuador.



Hugo, Sánchez, Ingeniero Químico graduado en la Escuela Superior Politécnica Nacional Ecuador. Investigador en el Grupo de Energías Alternativas y Ambiente ESPOCH.