



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLAS DE HIDALGO
Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra
"Dr. Víctor Hugo Garduño Monroy"



POSGRADO INICIT



MAESTRÍA EN GEOCIENCIAS Y PLANIFICACIÓN DEL TERRITORIO

TESIS

Remoción de arsénico de agua de uso y consumo humano mediante compósito de zeolita y ZIF-8

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRA EN GEOCIENCIAS Y PLANIFICACIÓN TERRITORIAL PRESENTA:

Biol. Alba Rosa Medina Rodríguez

DIRECTOR DE TESIS

Dr. Luis Rafael Olmos Navarrete

CODIRECTOR DE TESIS

Dr. Raúl Cortés Martínez

Morelia, Michoacán, Abril 2026

A mis padres Alba Rosa Rodríguez Ceballos y Rogelio Medina Contreras

Gracias por ser la base que ha sostenido cada paso de este camino.

A mis hermanos Montserrat Medina, Rogelio Medina y Juan Magaña

Gracias por acompañarme siempre y ser mi red de apoyo.

Maestría en Geociencias y Planificación del Territorio

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Pertenece al Sistema Nacional de Posgrados del CONAHCYT.

El estudiante del Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra

“Dr. Víctor Hugo Garduño Monroy” de la

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

agradece a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI),

por su apoyo económico al número de apoyo 1348113

1. AGRADECIMIENTOS.

Agradezco profundamente al Dr. Raúl Cortés Martínez por su acompañamiento a lo largo del desarrollo de esta tesis. Su paciencia, dedicación y confianza en mi trabajo fueron fundamentales, especialmente al brindarme la libertad de proponer y construir mis propias ideas dentro del proyecto.

Al Dr. Luis Olmos Navarrete, le agradezco sinceramente por su constante apoyo en la caracterización de materiales, así como por su disposición para enseñar, orientar y compartir su conocimiento en todo momento.

Al Dr. Rafael Trueba Regalado, por su respaldo y consejos a lo largo de este proceso, y por motivarme a realizar una estancia de investigación en la Universidad de Murcia, España, experiencia que sin duda ha sido una de las más enriquecedoras en mi formación académica.

A la Dra. Asunción María, por la calidez con la que me recibió durante mi estancia en Murcia, así como por su valiosa orientación en la redacción del marco teórico de esta tesis.

A la Dra. Ruth Alfaro Cuevas, por su guía desde el inicio de este camino, por sugerirme cursar la Maestría en Geociencias y Planificación del Territorio, y por su participación en mi comité, siempre con observaciones que fortalecieron este trabajo.

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, por brindarme la oportunidad de formar parte de esta institución y por contribuir a mi formación académica y profesional. De manera especial, al Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra, donde cursé la Maestría en Geociencias y Planificación del Territorio, por los conocimientos adquiridos y el acompañamiento durante este proceso.

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI), por el apoyo otorgado a través de la beca que hizo posible la realización de mis estudios de posgrado y el desarrollo de esta investigación.

A Jane, a quien agradezco de manera muy especial por su apoyo incondicional a lo largo de todo este proceso. Gracias por ser siempre mi mayor impulso, por acompañarme en los momentos más difíciles y también en cada logro alcanzado, por creer en mí incluso cuando yo dudaba. Su presencia, cariño y confianza han sido fundamentales para que hoy este trabajo sea posible.

A Ernie, a quien agradezco profundamente por su compañía constante a lo largo de este camino. Gracias por estar en cada etapa, por escucharme siempre con paciencia, por sostenerme en los momentos más complejos y por compartir conmigo cada avance. Su amistad ha sido un pilar fundamental que hizo este proceso mucho más llevadero y significativo.

A Raúl Mosri, por la confianza que ha depositado en mí y por creer en mis sueños y metas, así como por sus palabras de aliento y por formar parte fundamental de mi red de apoyo; este logro también lleva parte de su impulso.

A José Ramos, por su apoyo sincero y por convertirse en un gran amigo en este camino. Gracias por escucharme siempre, por acompañarme y por brindarme ánimo en cada momento; valoro profundamente su presencia y el respaldo que me ha dado.

A mis primas Martha y Jimena, por su cariño y respaldo a lo largo de mi vida, por escucharme y por acompañarme con su ánimo en cada momento en que lo he necesitado.

A mi familia, por su apoyo incondicional a lo largo de este proceso, por su paciencia, comprensión y por estar siempre presentes en cada etapa de este camino. Gracias por brindarme ánimo en los momentos difíciles y por acompañarme en cada logro alcanzado. Su cariño y respaldo han sido fundamentales para que hoy este trabajo sea posible.

ÍNDICE

1.	AGRADECIMIENTOS.....	4
2.	INTRODUCCIÓN.....	12
3.	ANTECEDENTES.....	15
3.1	Problemáticas sociales por la contaminación de as en el agua de uso y consumo humano.	15
3.1.1	Internacional.....	15
3.1.2	Nacional.....	18
3.1.3	Remoción de arsénico.....	23
3.1.4	Síntesis de ZIF-8.	25
3.1.5	Técnicas de caracterización de zeolitas naturales.....	27
4.	HIPÓTESIS	29
5.	JUSTIFICACIÓN	29
6.	MARCO TEÓRICO.....	30
7.	OBJETIVO GENERAL.....	64
8.	OBJETIVOS PARTICULARES.....	64
9.	METODOLOGÍA	64
9.1	Obtención y pretratamiento de la zeolita natural (Zeo-Nat).	64
9.2	Síntesis del ZIF-8.	65
9.3	Obtención del compuesto de zeolita y ZIF-8.....	65
9.4	Caracterización.	66
9.5	Pruebas de adsorción.....	66
10.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	68
10.1	Caracterización.....	68
10.1.1	Microscopía electrónica de barrido (MEB).....	76
10.1.2	Difracción de Rayos X (DRX)	90
10.2	Cinética de adsorción.....	93
10.3	Isotermas de adsorción de arsénico	95
10.4	Implicaciones sociales y potencial de aplicación del compuesto	102
11.	CONCLUSIONES	103
12.	RECOMENDACIONES	105
13.	REFERENCIAS.....	107

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Metabolismo del As en el cuerpo humano (Mandal & Suzuki, 2002)	33
Figura 2 Oxidación de As(III) a As(V).	40
Figura 3 Medición de As mediante espectroscopía de absorción atómica (AAS).	67
Figura 4. Imágenes micro-CT de la zeolita natural: (a) Matriz y porosidad; (b) Porosidad; (c) Matriz zeolítica e incrustaciones de Fe; (d) Incrustaciones de Fe.	69
Figura 5. Imágenes micro-CT de la porosidad de la zeolita natural: (a) porosidad; (b y c) red tridimensional de porosidad y sus distintos diámetros.	70
Figura 6. Imagen micro-CT de ZIF-8; (a y b) reconstrucción tridimensional de una partícula de ZIF-8; (c) fases de ZIF-8; (d) fases y porosidad de ZIF-8.	71
Figura 7. Imagen de micro-CT de la porosidad del ZIF-8.	73
Figura 8. Imágenes micro-CT de compuesto de zeolita y ZIF-8; (a) Matriz zeolítica; (b) Matriz zeolítica con incrustaciones de Fe y ZIF-8 impregnado; (c) ZIF-8 e incrustaciones de Fe; (d) Partículas de Fe.	74
Figura 9. Imagen de micro-CT de la porosidad del compuesto de zeolita y ZIF-8.	75
Figura 10. Micrografías MEB de zeolita natural: (a) Partícula de zeolita natural; (b) Ampliación x500; (c) Ampliación x250; (d) Ampliación x2500.	77
Figura 11. Análisis EDS de la zeolita natural: (a) Mapa de dispersión energética (SED); (b) Distribución de Al en la zeolita natural; (c) Distribución de S en la zeolita natural; (d) Distribución de Fe en la zeolita natural.	79
Figura 12. Micrografías MEB del ZIF-8: (a) Partícula de ZIF-8 a 300x; (b) ZIF-8 a 2500x; (c) Ampliación a 10,000x de ZIF-8; (d) Ampliación a 20,000x.	81
Figura 13. Análisis EDS del ZIF-8: (a) Mapa de dispersión energética (SED) que muestra la distribución de elementos en la muestra; (b) Distribución de N en el ZIF-8; (c) Distribución de Fe en el ZIF-8; (d) Distribución de Zn en el ZIF-8. Las escalas de barras en cada imagen corresponden a 2 μ m.	83
Figura 14. (a) Estructura superficial del compuesto a 2500x; (b) Detalle de la superficie del compuesto a 5000x; (c) Vista a 500x de la zeolita y ZIF-8; (d) Ampliación a 10000x, (e) Detalle a 20000x; (f) Ampliación a 40000x de las estructuras híbridas del compuestas.	86
Figura 15. Análisis EDS del compuesto Zeo/ZIF-8: (a) Mapa de dispersión energética (SED); (b) Detalle de la superficie del compuesto a 40,000x; (c) Distribución de Fe en el compuesto; (d)	

Distribución de Zn en el compuesto; (e) Distribución de Al en el compuesto ; (f) Distribución de Si en el compuesto.	89
Figura 16. Difractogramas de zeolita natura, ZIF-8 y compuesto Zeo/ZIF-8.	91
Figura 17. Patrones de difracción del ZIF-8 y del compuesto zeolita-ZIF-8 antes y después del proceso de remoción de arsénico (terminación AR).....	92
Figura 18. Cinética de adsorción de Zeo-Nat, ZIF-8 y Zeo/ZIF-8.....	95
Figura 19. Isotherma de adsorción de arsénico en zeolita natural.....	97
Figura 20. Isotherma de adsorción de arsénico en ZIF-8.	99
Figura 21. Isotherma de adsorción de arsénico en el compuesto Zeo/ZIF-8.	101

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Antecedentes internacionales sobre el impacto social de la contaminación por arsénico en el agua.....	17
Tabla 2. Antecedentes nacionales del impacto social de la contaminación por arsénico en el agua.	22
Tabla 3. Antecedentes de las técnicas de remoción de As.	25
Tabla 4. Antecedentes de síntesis de ZIF-8.	27
Tabla 5. Antecedentes de técnicas de caracterización.	28
Tabla 6. Porcentaje de As en el ciclo.....	31
Tabla 7. Valores de límites permisibles de As en agua.	35
Tabla 8. Valores de límites permisibles de As en suelos.	39
Tabla 9. Técnicas de remoción de contaminantes en agua.....	50
Tabla 10 Zeolitas modificadas y sus principales aplicaciones en el tratamiento de aguas contaminadas.	54
Tabla 11. Principales líneas de investigación y características de los MOFs y ZIFs aplicados al tratamiento de contaminantes en agua.....	60
Tabla 12. Técnicas de caracterización de materiales, aplicación y materiales.....	63

RESUMEN

La presencia de arsénico en agua destinada al consumo humano constituye un problema ambiental y de salud pública a nivel mundial, asociado tanto a fuentes naturales como a actividades antropogénicas. En México, diversas regiones presentan concentraciones que superan los límites recomendados, lo que hace necesario el desarrollo de materiales eficientes y accesibles para su remoción.

En este trabajo se sintetizó un compósito a partir de zeolita natural y ZIF-8, con el objetivo de evaluar su desempeño en la adsorción de arsénico en agua. La zeolita fue sometida a un pretratamiento y posteriormente se llevó a cabo la síntesis e impregnación de ZIF-8. El material resultante se caracterizó mediante difracción de rayos X, microscopía electrónica de barrido, análisis EDS y microtomografía computarizada, lo que permitió confirmar la incorporación del ZIF-8 sobre la matriz zeolítica y evidenciar una estructura porosa heterogénea.

Las pruebas de adsorción incluyeron estudios cinéticos e isothermas, comparando el comportamiento del compósito con el de sus componentes individuales. Los resultados muestran que el ZIF-8 presenta una mayor capacidad de adsorción inicial, mientras que la zeolita natural aporta estabilidad estructural. El compósito zeolita-ZIF-8 combina estas propiedades, alcanzando una remoción eficiente de arsénico y mostrando una cinética más estable a lo largo del tiempo.

Asimismo, las isothermas evidencian una mayor capacidad de adsorción del compósito en comparación con la zeolita natural, lo que confirma el efecto sinérgico entre ambos materiales. Estos resultados indican que el compósito desarrollado no solo mejora el desempeño adsorbente, sino que también reduce las limitaciones asociadas al uso individual del ZIF-8, como su inestabilidad en medio acuoso.

En conjunto, el material propuesto representa una alternativa prometedora para el tratamiento de agua contaminada, con potencial de aplicación en contextos reales.

Palabras clave: Contaminación hídrica, remoción de arsénico, zeolita, ZIF-8, materiales adsorbentes.

ABSTRACT

The presence of arsenic in water intended for human consumption represents a global environmental and public health problem, associated with both natural sources and anthropogenic activities. In Mexico, several regions exhibit concentrations that exceed recommended limits, making it necessary to develop efficient and accessible materials for its removal.

In this study, a composite was synthesized from natural zeolite and ZIF-8, with the aim of evaluating its performance in arsenic adsorption from water. The zeolite was subjected to a pretreatment, followed by the synthesis and impregnation of ZIF-8. The resulting material was characterized using X-ray diffraction, scanning electron microscopy, EDS analysis, and computed microtomography, which confirmed the incorporation of ZIF-8 onto the zeolitic matrix and revealed a heterogeneous porous structure.

Adsorption tests included kinetic and isotherm studies, comparing the performance of the composite with that of its individual components. The results show that ZIF-8 exhibits a higher initial adsorption capacity, while natural zeolite provides structural stability. The zeolite–ZIF-8 composite combines these properties, achieving efficient arsenic removal and displaying more stable adsorption kinetics over time.

Furthermore, the isotherms indicate a higher adsorption capacity of the composite compared to natural zeolite, confirming a synergistic effect between both materials. These results suggest that the developed composite not only improves adsorption performance but also reduces the limitations associated with the individual use of ZIF-8, such as its instability in aqueous media.

Overall, the proposed material represents a promising alternative for the treatment of contaminated water, with potential application under real-world conditions.

2. INTRODUCCIÓN

El agua cubre casi tres cuartas partes de la superficie de nuestro planeta, es un recurso vital y el desarrollo de la sociedad ha provocado que los recursos hídricos se encuentren parcial o totalmente contaminados (Rodríguez, 2009).

El agua es más que una fuente de vida para los seres humanos: también ha desempeñado un papel central en el desarrollo económico, social y medioambiental en todo el mundo. Diversas cuencas mexicanas se encuentran bajo un estrés hídrico severo y la calidad de los ríos, lagos y acuíferos está en riesgo (OECD, 2013).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) considera que el agua está contaminada cuando su composición natural se ve modificada de tal modo que pierde las condiciones aptas para los usos a los que estaba destinada. El agua contaminada presenta alteraciones físicas (temperatura, color, densidad, etc.), químicas (sustancias disueltas, composición, etc.) o biológicas, por lo que no puede cumplir sus funciones ecológicas. La contaminación puede tener un origen natural o antrópico, este último se produce a causa de diversas actividades desarrolladas por el humano, las cuales son la principal fuente de contaminación ya que el desarrollo y la industrialización conlleva a mayor uso de agua y una gran generación de residuos (Rodríguez, 2009)

Por lo general, las fuentes de contaminación de origen natural son muy dispersas y no provocan altas concentraciones de contaminantes, a excepción de lugares relacionados con yacimientos de minerales específicos. Las principales fuentes de contaminación antropogénica son las aguas residuales urbanas, los vertidos de explotaciones ganaderas, las aguas residuales agrícolas y los contaminantes vertidos por la industria.

El arsénico es un elemento natural, presente en la corteza terrestre, que puede aparecer en el agua a través de procesos de meteorización química o de la disolución de minerales. También puede estar presente por contaminación antrópica debido a actividades como la minería o el uso de plaguicidas (Francisca & Carro Pérez, 2014)

La contaminación por arsénico disuelto en agua destinada a consumo humano, es un problema a nivel mundial. Países como Argentina, Canadá, Chile, China, Estados Unidos, Hungría, India, Italia, México, Pakistán y Vietnam, entre otros, han reportado la gravedad de la ingestión de agua con arsénico. La OMS y la Agencia de Protección del Ambiente de Estados Unidos recomiendan una concentración máxima de arsénico en agua potable de 0.01 mg/L; en el caso de México, se ha establecido un límite máximo de 0.025 mg/L (NOM, 2000) (Ortega-Guerrero, 2009). La exposición crónica a concentraciones de As en el agua significativamente superiores a 0.05 mg/L conduce a serios problemas de salud epidérmicos, cardiovasculares, renales, hematológicos y respiratorios (Smedley & Kinniburgh, 2002).

En México, existe el caso crónico endémico de hidroarsenosis en la cuenca cerrada de la Región Lagunera, en Coahuila y Durango. En cuencas abiertas, el problema aparece principalmente en acuíferos de zonas áridas y semiáridas de México, como la ciudad de Durango y la ciudad de San Luis Potosí (Ortega-Guerrero, 2009)

Se ha reportado también presencia de arsénico en el norte de México, San Antonio-El Triunfo, en el sur de Baja California, y en Santa María de la Paz, en el estado de San Luis Potosí, y Michoacán (Armienta & Segovia, 2008)

La concentración de arsénico inorgánico ha sido catalogada por la OMS como uno de los problemas de salud pública más preocupantes y por la Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades como la amenaza más potencial para la salud, haciendo de su control la principal prioridad para los procesos de purificación de agua (González Torres et al., 2022). Algunas enfermedades registradas por exposición al As son lesiones cutáneas, cáncer de piel, vejiga, pulmón, hígado y riñón y efectos neurológicos (Smith et al., 2000).

La contaminación del agua por As no solo tiene implicaciones para la salud; en países como la India, la alta concentración de As ha llegado hasta el punto de que agricultores y comunidades enteras no pueden aprovechar el recurso (Chakraborti et al., 2002).

La adsorción y el intercambio iónico son dos de los procesos que actualmente han adquirido gran relevancia y uso en el tratamiento de aguas que contienen metales pesados y

compuestos orgánicos refractarios. En los últimos años se ha realizado investigaciones para poder encontrar nuevos adsorbentes, eficientes y económicamente factibles para utilizar en la remoción de metales pesados de soluciones acuosas (Cortés, 2007)

Generalmente, un intercambiador catiónico selectivo, como lo son las zeolitas naturales, proporciona un medio económico y efectivo para remover metales pesados (Cortés, 2007). Las zeolitas son aluminosilicatos hidratados altamente cristalinos que, al deshidratarse, desarrollan, en el cristal ideal, una estructura porosa con diámetros de poro mínimos, de entre 3 y 10 Å. Son ampliamente utilizadas en procesos de intercambio iónico debido a su bajo costo. Una de las propiedades más importantes de las zeolitas es la presencia de un sistema de huecos y canales en su estructura. La localización y dimensiones de estos canales son importantes en los procesos de sorción y catálisis (Cortés, 2007)

Las estructuras metal-orgánicas (MOF, por sus siglas en inglés) son la clase emergente de materiales porosos, fabricados a partir de nodos que contienen metales y enlazadores orgánicos, y han llamado mucho la atención por su superficie interna amplia y simple, así como por su excelente porosidad. Gracias a sus propiedades, los MOFs se han utilizado como adsorbentes eficientes para eliminar contaminantes del agua (Haldar et al., 2020).

Las estructuras de imidazolato zeolítico (ZIF) son una subclase de MOFs con topologías de zeolita o similares a la de la zeolita, que poseen varias características extraordinarias, como la robustez química y la estabilidad térmica. El ZIF-8 es un marco tetraédrico formado por iones de zinc y ligandos de imidazolato. Se han realizado trabajos sobre la síntesis de este para procesos de sorción, en los que se ha concluido que puede ser un sorbente atractivo para la eliminación de arsénico debido a su alta porosidad, alta estabilidad química y naturaleza hidrofóbica (Jian et al., 2015a).

En este contexto, esta investigación, tiene el objetivo de sintetizar un ZIF-8 e impregnarlo a una zeolita natural para crear un sistema híbrido con propiedades mejoradas, que sea más eficiente para procesos de adsorción de contaminantes en agua de uso y consumo humano.

3. ANTECEDENTES

3.1 Problemáticas sociales por la contaminación de arsénico en el agua de uso y consumo humano.

3.1.1 Internacional.

Bangladesh sufrió una de las mayores intoxicaciones masivas de una población en la historia por contaminación del agua con arsénico, en la que entre 33 y 77 millones de personas de 125 millones de habitantes estuvieron en riesgo de consumir agua contaminada y aproximadamente 21 millones estaban expuestas a concentraciones superiores a 50 µg/l. Dentro de las enfermedades reportadas, se incluyeron lesiones cutáneas, cáncer de piel, vejiga, pulmón, hígado y riñón y efectos neurológicos. La contaminación por arsénico ocurrió de manera natural debido a estratos geológicos subyacentes a Bangladesh; se transportó por los sistemas pluviales y se adsorbió en oxihidróxidos de hierro o de manganeso de grano fino. Debido a las concentraciones altamente reductoras presentes, el arsénico se liberó en el agua subterránea. Se ha reportado que la exposición a dichos contaminantes, para el año 2000, ya había sido de 20 años para algunos ciudadanos (Milton & Rahman, 2002; Smith et al., 2000.)

En el distrito de Bhojpur, Bihar, se realizó un estudio en el que se reportó un envenenamiento masivo por arsénico debido a la contaminación del agua subterránea. LA contaminación fue identificada en julio de 1983, hasta julio de 2002, más de 6 millones de personas bebían agua con concentraciones de arsénico mayores a 50 µg/L, y más de 300,000 tenían lesiones cutáneas visibles (Chakraborti et al., 2002).

En el año 2008, ocurrió un accidente de contaminación en la provincia de Yunnan, China, en una importante fuente de agua para la agricultura, la pesca y el suministro de agua potable. Un estudio realizado por Wang et al en 2010 reportó que la contaminación por arsénico afectó no solamente el agua del lago, sino también los sedimentos, plantas acuáticas, camarones y peces, los cuales dejaron de ser aptos para consumo humano, por lo que cerraron el lago para frenar la exposición y controlar la contaminación. Concluyeron que aunque el lago tiene capacidad propia de autodepuración, es necesaria la intervención humana para restaurar la calidad del agua.

El problema del arsénico en Chile ha sido ampliamente estudiado, identificando sus fuentes, el impacto en la salud y las medidas de mitigación implementadas. Un estudio de Ferreccio y Sancha en 2006, muestra que existen fuentes de exposición al arsénico por fuentes naturales y antropogénicas, principalmente por la minería de cobre. Los niveles históricos de arsénico se han reportado entre 10 µg/L y 900 µg/L. Los efectos en la salud han sido la mortalidad infantil, lesiones cutáneas, enfermedades respiratorias y cardiovasculares y cáncer de vejiga y pulmón. Las medidas de mitigación se han implementado en las plantas de tratamiento utilizando FeCl₃ como coagulante y controlando el pH del agua, lo que ha permitido controlar los niveles de As a 10 µg/L. A pesar del éxito en áreas urbanas, el problema de la exposición al arsénico en el agua potable de pequeñas comunidades (aproximadamente 3000 habitantes) no ha sido resuelto debido a limitaciones económicas y la falta de motivación de la gente que no percibe problemas de salud inmediatos.

En el noreste de la provincia de Santa Fe y el sur de Santiago del Estero, Argentina, los antecedentes ya indicaban la existencia de acuíferos con concentraciones de minerales, incluyendo arsénico, que superaban los valores recomendados para el consumo humano, Revelli et al en 2016, realizaron una investigación en dicha zona y reportaron que la calidad de agua no era apta para consumo humano, ya que encontraron valores 20 veces superior a los límites permitidos. Calcularon el riesgo cancerígeno poblacional para 57 436 habitantes, estimando el desarrollo de 500 casos de cáncer atribuibles a la exposición al agua contaminada. En la Tabla 1 se presenta un esquema cronológico de las problemáticas sociales relacionadas con la contaminación por arsénico.

Tabla 1. Antecedentes internacionales sobre el impacto social de la contaminación por arsénico en el agua.

Fuente: *Elaboración propia.*

Año	Lugar	Resumen	Fuente
1983-2002	India (Bhojpur, Bihar)	Se reportó un envenenamiento masivo por arsénico en agua subterránea. Más de 6 millones de personas consumieron agua con niveles >50 µg/L; más de 300 000 presentaron lesiones cutáneas visibles.	Chakraborti et al., 2003.
2000	Bangladesh	Contaminación natural por arsénico afectó entre 33 y 77 millones de personas. Se reportaron lesiones cutáneas, cánceres y efectos neurológicos. Algunas personas estuvieron expuestas durante más de 20 años.	Smith et al., 2000; Rahman, 2002.
2008	China (Yunnan)	Un accidente contaminó una fuente de agua utilizada en agricultura, pesca y consumo humano. La contaminación afectó agua, sedimentos y fauna acuática. El lago fue cerrado para control y restauración.	Wang et al., 2010.
2014	Chile	El arsénico proviene de fuentes naturales y de la minería del cobre. Se reportaron múltiples enfermedades, incluyendo cánceres. En zonas urbanas se implementaron plantas de tratamiento con FeCl ₃ , aunque persisten problemas en comunidades pequeñas.	Ferreccio y Sancha, 2014.
2016	Argentina (Santa Fe, Santiago del Estero)	Se hallaron valores de As hasta 20 veces el límite permitido. Estimaron unos 500 casos de cáncer entre 57 000 habitantes expuestos al agua no apta para consumo humano.	Revelli et al., 2016.

3.1.2 Nacional.

En un estudio realizado por Armienta y Segovia en 2008 sobre la presencia de arsénico en el agua subterránea en México, se mostró que la concentración de arsénico en el agua de consumo humano en México ha sido detectada en acuíferos de varias áreas de la república. Comentan que se han realizado muchos estudios centrados en los problemas de la salud relacionados con el arsénico, y que se ha reportado presencia de arsénico en la Comarca Lagunera en el norte de México, San Antonio-El Triunfo, en el sur de Baja de California, y en Santa María de la Paz, en el estado de San Luis Potosí, Los Azufres y Los Humeros. Han concluido que la presencia de arsénico en el agua puede deberse no solo a actividades antropogénicas, sino también se da de maneras naturales como la oxidación de la arsenopirita.

Debido a la actividad geológica, los acuíferos subterráneos en el centro Volcánico Trans-Mexicano tiene una alta probabilidad de estar contaminados con elementos tóxicos como el arsénico. Hurtado-Jiménez y Gardea-Torresdey en 2006, colectaron muestras de 129 pozos públicos en 17 de las 20 cabeceras municipales de Los Altos de Jalisco. La concentración media total de As fue entre 14.7 y 101.9 µg/L, con un máximo de 262.9 µg/L. Reportaron que todos los sitios de estudio presentaron concentraciones superiores a 10 µg/L, establecidas como límite permisible por la OMS. Reportaron también, que las dosis de exposición a As en el agua potable fueron de 1.1 a 7.6 µg/kg/d para bebés, 0.7 a 5.1 µg/kg/d en niños y 0.4 a 2.7 µg/kg/d, la Ingesta Semanal Tolerable Provisional es de 15 µg/kg/semana para As lo que equivale a 2.14 µg/kg/día, por lo que los datos sugirieron un riesgo potencial para la salud, especialmente en bebés y niños. Aunque no existían estudios epidemiológicos en la región de estudio, los autores señalan que debido a los antecedentes de casos de contaminación por As, la población está en riesgo potencial de intoxicación.

El 6 de agosto de 2014, la mina Buenavista del Cobre derramó aproximadamente 40 000 metros cúbicos de lixiviado ácido en un arroyo afluente del río Sonora. Este suceso fue declarado como el peor desastre ambiental de la industria minera en México, debido al alto contenido de metales y metaloides tóxicos y cancerígenos. Díaz-Caravantes et al en 2016, realizaron un análisis exploratorio de la calidad del agua, basado en la base de datos oficial

de México. En su estudio, identificaron deficiencias en los datos, incluidas inconsistencias y la ausencia de registros durante ciertos periodos. Además, señalaron como una preocupación adicional la discrepancia entre los límites permisibles establecidos por la NOM y los de la OMS, ya que esta diferencia puede generar una falsa percepción de seguridad. Entre los elementos contaminantes detectados destacaron el hierro (Fe), aluminio (Al), azufre (S), manganeso (Mn), mercurio (Hg) y arsénico (As). En el caso del arsénico, todos los muestreos superaron el límite recomendado por la OMS, lo que representa un riesgo significativo para la salud humana. Posteriormente, Archundia et al. (2020) evaluaron el impacto de las actividades mineras en la calidad del agua del río Sonora y los riesgos asociados para la salud humana. Sus resultados indicaron que las actividades mineras históricas, junto con las condiciones hidrológicas de la región, han afectado de manera considerable la calidad del agua superficial y subterránea. Se reportaron concentraciones preocupantes de arsénico (As), plomo (Pb) y níquel (Ni), lo que representa una amenaza tanto para la salud ecológica como para la humana.

El acuífero de La Paz es un acuífero costero libre que es la principal fuente de abastecimiento de agua para la ciudad de La Paz y la zona agrícola. (Falcon et al., 2017), estudiaron la distribución de As en este acuífero, en donde encontraron zonas con concentraciones que rebasan la NOM; la presencia se atribuyó a condiciones naturales. Los autores mencionan que estudios previos han encontrado, de igual manera, abundancia de minerales pesados, incluido As, en los sedimentos de arroyos.

En un estudio realizado por (Mendoza-Cano et al., 2017), evaluaron los riesgos potenciales para la salud humana asociados con la ingestión crónica de As presente en aguas subterráneas en el estado de Colima, México. Recolectaron muestras de 36 pozos pertenecientes a 10 acuíferos locales y calcularon la ingesta diaria crónica, el coeficiente de peligro y el riesgo cancerígeno. Los resultados mostraron que el 80.5% de los pozos presentaron concentraciones de As por encima de los límites establecidos por la OMS y la USEPA. Se estimó que 183 832 personas estarían expuestas a niveles peligrosos de As,

siendo los bebés el grupo más vulnerable. El riesgo cancerígeno estima 446 casos potenciales de cáncer atribuibles a la exposición,

La Comarca Lagunera es una región afectada por la contaminación por As en el agua potable. En un estudio realizado por (Sánchez-Rodríguez et al., 2023), se analizó la relación entre la exposición crónica al As en el agua de consumo humano y la prevalencia de obesidad, diabetes tipo 2 e hipertensión. La investigación constó de 1,161 encuestas aplicadas a adultos de cinco municipios pertenecientes a la zona y se recopilaron muestras de agua de pozos, datos sociodemográficos, clínicos y antropométricos y estimaron la concentración promedio de As. Los resultados revelaron que la exposición al As, no solo constituye un factor de riesgo cancerígeno, sino que también está vinculada con enfermedades crónicas no transmisibles de alta prevalencia en la población mexicana.

En un estudio de (Rodriguez-Cantu et al., 2022) se evaluó el riesgo probabilístico para la salud en niños expuestos al arsénico por el agua potable en comunidades ubicadas en Zinapécuaro, Michoacán. El riesgo para la salud se evaluó mediante el método probabilístico de Monte Carlo. Las concentraciones de arsénico encontradas estaban entre 10.4 y 58.9 µg/L, con los niveles más altos en aguas termales. Los resultados mostraron que la ingestión es el mayor riesgo para la salud y que las variables más relevantes fueron la concentración de arsénico en el agua, el peso corporal y la ingesta de arsénico.

EL campo geotérmico de Los Azufres es un sistema hidrotermal volcánico con numerosos manantiales termales. El agua de esta zona es utilizada por los habitantes tanto para uso recreativo como para consumo. Un estudio de Birkle y Merkel en 2000 muestra que las principales fuentes de contaminación de origen antropogénico en la zona incluyen fugas de pozas de evaporación geotérmica, desbordamientos de las mismas, desbordamientos de pozos de reinyección, fugas en tuberías del sistema geotérmico, trabajos de perforación y reparación, y medidas de seguridad deficientes. Entre los contaminantes identificados se encontraron Fe, Mn, F, B y As, con valores de hasta 8 mg L⁻¹ de As.

Un estudio adicional de Pardo Higareda en 2024, reportó concentraciones de As de hasta 66.67 mg/L. La presencia de este elemento representa un riesgo significativo para la población, por lo que resulta necesaria la implementación de medidas de remoción. En la Tabla 2 se presentan, de forma esquemática, los estudios nacionales sobre la contaminación por arsénico y su impacto social.

Tabla 2. Antecedentes nacionales del impacto social de la contaminación por arsénico en el agua.

Fuente: *Elaboración propia.*

Año	Lugar	Resumen	Fuente
2000	México (Los Azufres, Michoacán)	Contaminación antropogénica en un sistema geotérmico. El agua contenía As, Fe, Mn, F y B, con niveles de As hasta 8 mg/L debido a fugas y deficiencias en el manejo geotérmico.	Birkle y Merkel, 2000
2006	México (Los Altos de Jalisco)	129 pozos públicos registraron As entre 14.7 y 262.9 µg/L. La exposición representa un riesgo grave para bebés y niños, al superar la ingesta diaria tolerable.	Hurtado-Jiménez y Gardea, 2006
2008	México (varias regiones)	La presencia de As se identificó en múltiples acuíferos. Su origen es tanto natural como antropogénico. Destacan regiones como Comarca Lagunera, Baja California y San Luis Potosí.	Armienta y Segovia, 2008
2014	México (Río Sonora, Sonora)	Derrame minero de 40 000 m ³ afectó afluentes del río Sonora. El agua presentó niveles elevados de As y otros metales. Se identificaron inconsistencias en los datos oficiales.	Díaz-Cervantes et al., 2016
2016	México (Acuífero La Paz, B.C.S.)	Se detectaron niveles elevados de As atribuidos a causas naturales. Se reportó abundancia de metales pesados en sedimentos de arroyos.	Cruz-Falcón et al., 2016
2017	México (Colima)	80.5% de pozos excedieron el límite de As. Se estimaron 446 posibles casos de cáncer entre 183 832 personas expuestas, siendo los bebés los más vulnerables.	Mendoza-Cano et al., 2017
2020	México (Río Sonora)	Estudios recientes confirman el deterioro de la calidad del agua por minería histórica. Se detectaron altos niveles de As, Pb y Ni, representando riesgos para la salud humana y ecológica.	Archundia et al., 2020
2022	México (Zinapécuaro, Michoacán)	Evaluación de riesgo probabilístico en niños expuestos a As en agua potable. Las concentraciones variaron de 10.4 a 58.9 µg/L, siendo la ingestión la principal vía de exposición.	Rodríguez-Cantú et al., 2022
2023	México (Comarca Lagunera)	El estudio relacionó la exposición crónica al As con enfermedades como obesidad, diabetes tipo 2 e hipertensión, además del riesgo cancerígeno ya documentado.	Curiel-Valdés et al., 2023
2024	México (Los Azufres, Michoacán)	Concentraciones de As de hasta 66.67 mg/L en aguas termales utilizadas para consumo humano. Se requiere implementación urgente de tecnologías de remoción.	Pardo, 2024

3.1.3 Remoción de arsénico.

Un estudio realizado por Román-Ross et al en 2006 sobre la adsorción y coprecipitación de arsénico trivalente (As (III)) con calcita demostró que este mineral puede retener arsénico tanto en su superficie como en su estructura cristalina. A pH 7.5, el As(OH)_3° se adsorbe inicialmente en sitios superficiales de calcio y, a concentraciones más altas, se incorpora a la red de la calcita, formando una solución sólida ($\text{CaCO}_3\text{--CaHAsO}_3$). El estudio evidenció que la calcita puede inmovilizar hasta 30 mM/kg de As(III), lo que constituye un mecanismo relevante de remoción y retención a largo plazo en medios naturales y contaminados.

Los hidróxidos dobles laminares (LDH) han emergido como materiales prometedores para la remoción de arsénico en el agua debido a su alta área superficial, su capacidad de intercambio aniónico y su estabilidad estructural. Estudios recientes muestran que los LDH modificados con metales como Zn, Al, Fe o Mg pueden alcanzar eficiencias de remoción superiores al 90 % para As(V) y As(III), dependiendo del pH y las condiciones del medio. Además, estos materiales permiten la regeneración y la reutilización, lo que favorece su aplicación en tratamientos sostenibles de aguas contaminadas. Su versatilidad y rendimiento posicionan a los LDH como una alternativa eficiente frente a adsorbentes tradicionales (Chen et al., 2014a).

El uso de adsorbentes basados en hierro ha demostrado ser altamente eficiente para la remoción de arsénico del agua, gracias a su bajo costo, su disponibilidad y su elevada capacidad de retención. Materiales como óxidos, hidróxidos y compuestos modificados de hierro alcanzan eficiencias superiores al 95 % para As(V) y al 80 % para As(III), y son aplicables en sistemas domésticos y comunitarios. La efectividad de estos materiales depende de factores como el pH, la competencia iónica y la estructura del adsorbente. Nguyen et al., (2023) resaltan la importancia de desarrollar tecnologías regenerables y sostenibles para su implementación en zonas afectadas por contaminación natural o inducida por actividades humanas

Existen diversos métodos para la remoción de arsénico del agua; entre ellos, la adsorción ha demostrado ser una de las técnicas más efectivas. Sharma et al. (2024) realizaron una revisión de los métodos de adsorción, destacando que los adsorbentes a base de hierro, aluminio y manganeso presentan eficiencias superiores al 90 % en condiciones controladas. Se reporta que materiales como la goethita, la magnetita y los óxidos de hierro modificados presentan una alta afinidad tanto por As(III) como por As(V). Además, se señala que la eficiencia de remoción está influida por factores como el pH, la dosis de adsorbente y la presencia de iones competitivos. Los autores subrayan la importancia de desarrollar tecnologías sostenibles y de bajo costo, especialmente para su aplicación en comunidades con recursos limitados. En la Tabla 3 se recogen, de forma esquemática, las principales referencias sobre las técnicas de eliminación del arsénico.

Tabla 3. Antecedentes de las técnicas de remoción de As.

Fuente: Elaboración propia.

Año	Referencia	Resumen
2006	Román-Ross et al.	Estudiaron la adsorción y la coprecipitación de As(III) con calcita, demostrando que esta puede retener arsénico tanto en la superficie como en la estructura cristalina. A pH 7.5, se forma una solución sólida del tipo $\text{CaCO}_3\text{-CaHAsO}_3$, lo que permite inmovilizar hasta 30 mM/kg y favorece su retención a largo plazo en medios naturales.
2018	Chen et al.	Los LDH modificados con metales como Zn, Al, Fe o Mg presentan una alta eficiencia (>90%) en la remoción de As(III) y As(V). Tienen una alta área superficial, capacidad de intercambio aniónico y permiten la regeneración, lo que los convierte en una opción sostenible frente a otros adsorbentes.
2023	Yong et al.	Los adsorbentes basados en hierro (óxidos, hidróxidos y compuestos modificados) alcanzan eficiencias >95% para As(V) y >80% para As(III). Son económicos, disponibles y aplicables a nivel doméstico. Se destacan su sostenibilidad y necesidad de desarrollo tecnológico.
2024	Sharma et al.	Revisión de métodos de adsorción para la remoción de arsénico. Los adsorbentes a base de hierro, aluminio y manganeso presentan eficiencias >90%. Factores como pH, dosis y iones competitivos afectan la eficiencia. Se promueve el desarrollo de tecnologías de bajo costo para comunidades vulnerables.

3.1.4 Síntesis de ZIF-8.

La síntesis de estructuras del tipo zeolita imidazolato (ZIF) ha demostrado ser efectiva para la adsorción de arsénico en sus formas As(III) y As(V). Una de estas estructuras fue caracterizada mediante técnicas como sorción de nitrógeno, difracción de rayos X en polvo, microscopía electrónica de barrido de emisión de campo (FE-SEM), microscopía electrónica de transmisión (TEM) y análisis de potencial zeta. Los resultados mostraron capacidades de adsorción de 49.49 mg/g para As(III) y 60.03 mg/g para As(V) a 25 °C y pH 7 (Jian et al., 2015).

Un sistema magnético de imidazolato zeolítico (ZIF-8) fue preparado mediante un método de un solo paso que combinó reacciones de coprecipitación con procesos de autoensamblaje. Las características estructurales revelaron que el ZIF-8 magnético presentaba una morfología poliédrica irregular, una alta superficie específica ($696.5 \text{ m}^2/\text{g}$) y una magnetización de saturación de 4.31 emu/g . En comparación con el Fe_3O_4 , este material mostró un rendimiento superior en la adsorción de As(III) y As(V) , alcanzando capacidades de 30.87 mg/g y 17.51 mg/g , respectivamente, y coeficientes de distribución (PC) de $2,664 \text{ L/g}$ para As(III) y $1,286 \text{ L/g}$ para As(V) . Se observó que el pH de la solución afectó negativamente la adsorción de As(V) , mientras que no tuvo un efecto significativo sobre la adsorción de As(III) . Asimismo, ni la fuerza iónica ni la presencia de iones coexistentes influyeron de manera notable en el proceso de adsorción de ambas especies. El mecanismo de adsorción fue analizado mediante técnicas espectroscópicas, y se concluyó que el adsorbente puede recuperarse magnéticamente tras su uso, lo que lo convierte en una alternativa prometedora para aplicaciones prácticas (Huo et al., 2021)

La síntesis de marcos de imidazolato zeolítico (ZIF) estables al agua, utilizando cationes de zinc (ZIF-8) y cobalto (ZIF-67), permitió evaluar el efecto de los iones metálicos en la adsorción de arsénico. A temperatura ambiente ($25 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$) y pH 7.8, las capacidades máximas de adsorción de As(V) fueron de 87.03 mg/g para ZIF-8 y 86.70 mg/g para ZIF-67, con tasas de reutilización de hasta 95 %. Los resultados indicaron que los principales mecanismos responsables de la alta eficiencia de remoción fueron la atracción electrostática y el intercambio iónico. Aunque se emplearon diferentes cationes metálicos, ambos materiales mostraron un comportamiento prácticamente idéntico en la adsorción de especies inorgánicas de arsénico, lo cual se atribuye a la similitud del enlazador orgánico (2-metilimidazol), que confiere una geometría y una porosidad similares. No obstante, se observó una ligera diferencia en la remoción de adamsita (un compuesto organoarsénico), atribuible a la influencia del tipo de metal sobre la estructura del MOF (Ahmad et al., 2022). En la Tabla 4 se presenta un resumen de los hitos más importantes relacionados con la síntesis del ZIF.

Tabla 4. Antecedentes de síntesis de ZIF-8.

Fuente: Elaboración propia.

Año	Referencia	Resumen
2014	Jian et al.	Estructuras tipo ZIF caracterizadas por XRD, FE-SEM, TEM y potencial zeta mostraron capacidades de adsorción de 49.49 mg/g para As(III) y 60.03 mg/g para As(V) a 25 °C y pH 7, confirmando su eficacia en el tratamiento de agua.
2021	Huo et al.	Se sintetizó un ZIF-8 magnético con una superficie de 696.5 m ² /g y una morfología poliédrica irregular. Mostró adsorción de 30.87 mg/g para As(III) y 17.51 mg/g para As(V), siendo estable frente a variaciones de pH e iones coexistentes, y recuperable magnéticamente.
2022	Ahmad et al.	ZIF-8 y ZIF-67 mostraron capacidades máximas de adsorción de 87.03 y 86.70 mg/g para As(V), respectivamente, y tasas de reutilización de 95 %. La eficiencia se debió a atracción electrostática e intercambio iónico, con comportamiento similar pese al distinto metal.

3.1.5 Técnicas de caracterización de zeolitas naturales.

La caracterización de zeolitas es un proceso fundamental para comprender su estructura, composición química y propiedades de adsorción, lo cual es primordial para ser aplicadas como adsorbentes. Debido a esta complejidad, es recomendable aplicar una combinación de técnicas analíticas que permitan obtener una descripción integral de sus propiedades. (Jentys & Lercher, 2001), describieron que la difracción de rayos X se utiliza para determinar la cristalinidad del material y la pureza de la fase; la microscopía electrónica de barrido (SEM) para observar la morfología y el tamaño de la estructura; y las isothermas de adsorción para evaluar el volumen y la distribución de poros.

Con el objetivo de evaluar el potencial de adsorción de zeolitas naturales, se seleccionaron dos yacimientos en el estado de Chihuahua y uno en el estado de Guanajuato. El material extraído fue caracterizado geológicamente, físicamente y químicamente mediante técnicas como petrografía, difracción de rayos X y microscopía electrónica de barrido. Posteriormente, se realizaron estudios de isothermas y cinética de adsorción, así como

pruebas en columnas empacadas para determinar la capacidad de retención del arsénico. Los resultados evidenciaron que la zeolita proveniente del centro de México presentó una mayor eficiencia en la retención del contaminante, atribuida principalmente a su capacidad de intercambio iónico (Colmenero Sujo y Villalba, 2023). En la Tabla 5 se muestra un resumen sobre las principales formas de caracterización de las zeolitas.

Tabla 5. Antecedentes de técnicas de caracterización.

Fuente: Elaboración propia.

Año	Autor(es)	Resumen
2001	Jentys y Lercher	Establecieron que la caracterización de zeolitas debe incluir difracción de rayos X para evaluar cristalinidad y pureza, SEM para observar morfología y tamaño, e isothermas de adsorción para analizar volumen y distribución de poros. Recomendaron el uso combinado de estas técnicas para una caracterización integral.
2023	Colmenero y Villalba	Evaluaron el potencial de adsorción de zeolitas naturales de yacimientos en Chihuahua y Guanajuato. Aplicaron técnicas como petrografía, DRX y SEM, así como estudios de isothermas y cinética de adsorción. Determinaron que la zeolita del centro de México tuvo mayor capacidad de retención de arsénico, atribuida a su mayor intercambio iónico.

4. HIPÓTESIS

El compósito Zeo/ZIF-8 podría incrementar la capacidad de adsorción de arsénico respecto a la zeolita natural, debido a la interacción entre su estructura porosa y la afinidad superficial del ZIF-8.

5. JUSTIFICACIÓN

Entre los contaminantes prioritarios en los cuerpos de agua se encuentran los elementos traza, entre los cuales el arsénico figura entre los cuatro más tóxicos. La presencia de arsénico en el agua ha sido catalogada por la Organización Mundial de la Salud (OMS) como uno de los problemas de salud pública más preocupantes a nivel global. Se estima que más de 200 millones de personas ingieren arsénico a través del agua potable en concentraciones que superan los estándares internacionales de 10 microgramos por litro (Stanton et al., 2015), lo que subraya la urgencia de desarrollar e implementar alternativas eficaces para su remoción, a fin de reducir dicha exposición.

En México se han reportado concentraciones de arsénico que superan los límites máximos permisibles establecidos por la normatividad nacional e internacional. En el estado de Michoacán, particularmente en la región oriente, se han detectado niveles elevados de arsénico en el agua destinada al uso y consumo humanos, lo que ha tenido un impacto directo en la salud de las comunidades que dependen de este recurso (Birkle & Merkel, 2000; Rodriguez-Cantu et al., 2022; Pardo Higareda, 2024).

En ese sentido, el uso de un material híbrido de zeolita natural impregnada con ZIF-8 para la remoción de arsénico del agua beneficiaría a diversas dependencias gubernamentales en México. La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) podría aplicarlo en sistemas de tratamiento en zonas afectadas; la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) lo impulsaría como una solución sustentable ante la contaminación hídrica; y la Secretaría de Salud, junto con la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), lo consideraría clave para reducir riesgos sanitarios.

Uno de los objetivos de la presente investigación es establecer las bases teóricas y experimentales que permitan, en estudios posteriores, evaluar la posible aplicación del compósito propuesto en condiciones de campo, especialmente en zonas donde la presencia de arsénico en el agua represente un riesgo significativo para la población.

6. MARCO TEÓRICO

El arsénico (As) es un metaloide ubicuo, es decir, ampliamente distribuido en el medio ambiente, y se clasifica como el 20º elemento más abundante en la corteza terrestre, el 14º en el agua y el 12º en el cuerpo humano. Se encuentra de forma natural como componente de más de 245 minerales, en su mayoría sulfuros, siendo la arsenopirita (FeAsS) el mineral arsenical más común. Las fuentes de As en el medio ambiente son tanto naturales como antropogénicas (Mandal & Suzuki, 2002).

En la corteza terrestre y en el suelo, la concentración promedio de As en rocas ígneas y sedimentarias es de aproximadamente 2 mg/kg. Debido a su movilidad, la meteorización transforma los sulfuros de arsénico en trióxido de arsénico (As_2O_3), el cual se incorpora al ciclo hidrológico por disolución en el agua o por transporte atmosférico en forma de polvo. En los suelos, los niveles varían entre 0.1 y 2 mg/kg, dependiendo del tipo de roca madre, de las condiciones climáticas, de las actividades humanas y del potencial redox del ambiente (Mandal & Suzuki, 2002).

Desde el punto de vista geoquímico, las formas químicas del arsénico dependen en gran medida de las condiciones redox. Bajo condiciones oxidantes y aeróbicas, los arseniatos (As(V)) son las especies estables predominantes, mientras que en condiciones reductoras, predominan los arsenitos (As(III)). Además, el arsénico inorgánico puede ser metilado por microorganismos, generando ácido monometilarsonico (MMA) y ácido dimetilarsonico (DMA) como productos intermedios o finales (Mandal & Suzuki, 2002).

En aguas dulces no contaminadas, las concentraciones típicas de As oscilan entre 1 y 10 $\mu\text{g/L}$. En ambientes acuáticos, el As (V) es termodinámicamente más estable, aunque el As

(III) puede estabilizarse en medios reductores. En aguas salinas, la especie predominante es igualmente el ión arseniato (As(V)), aunque la reducción biológica local puede provocar concentraciones inusualmente altas de As(III) (Smedley & Kinniburgh, 2002). En la Tabla 6 se muestra el porcentaje estimado de arsénico en cada una de las partes que componen el planeta. En la Tabla 6 se detallan los porcentajes estimados del arsénico en las diferentes partes o ciclos del planeta.

Tabla 6. Porcentaje de As en el ciclo.

Fuente: Elaboración propia.

Sitio	Descripción resumida	Porcentaje estimado del As total en el ciclo
Corteza terrestre y suelo	Principal reservorio natural; concentraciones de 0.1–2 mg/kg en suelos y ~2 mg/kg en rocas ígneas y sedimentarias.	≈90 %
Agua superficial y subterránea	Contiene As (III) y As (V); concentraciones de 1–10 µg/L en aguas dulces no contaminadas, hasta 260 µg/L en zonas impactadas.	≈ 8 %
Atmósfera	Presente en forma de polvo y aerosoles; emisiones naturales (volcánicas) y antropogénicas (combustión, pesticidas).	≈ 1 %
Biota (plantas, animales, humanos)	Acumulación en tejidos (cabello, uñas); ~3–4 mg por cuerpo humano; formas orgánicas predominantes.	≈ 0.5 %
Sedimentos y materia orgánica	Fijan As mediante adsorción y coprecipitación (Fe–Mn); sumidero de largo plazo.	≈ 0.5 %

El arsénico también puede bioacumularse en tejidos vivos. Aunque el pescado, las frutas y las verduras contienen principalmente arsénico en formas orgánicas (como la

arsenobetaína), otros alimentos, como la leche, los productos lácteos, la carne de res, cerdo y los cereales, suelen contener As inorgánico, la forma más tóxica. En humanos y animales, el arsénico tiende a acumularse en tejidos ectodérmicos, como el cabello y las uñas, con un contenido corporal total estimado entre 3 y 4 mg, que aumenta con la edad (Mandal & Suzuki, 2002). A nivel global, las emisiones de arsénico de origen antropogénico superan a las naturales en una proporción aproximada de 3:1. Este elemento se ha acumulado en suelos y aguas debido al uso histórico de pesticidas, herbicidas e insecticidas, así como a la quema de combustibles fósiles y al uso de desecantes agrícolas, como en el cultivo de algodón (Francisca & Carro Pérez, 2014).

El arsénico también ha sido empleado con fines medicinales durante más de 2500 años. Entre las preparaciones más comunes se encuentran la solución de Fowler (arsenito de potasio) y la solución de Donovan (yoduros de arsénico y mercurio), utilizadas en el siglo XIX para tratar enfermedades crónicas (Mandal & Suzuki, 2002)

El metabolismo y la toxicidad del arsénico dependen de su forma química, su estado de oxidación, su solubilidad y su tasa de eliminación. El As inorgánico ingerido se metila *in vivo* en el hígado: el As (V) se reduce rápidamente a As (III) y, posteriormente, se metila secuencialmente a MMA y DMA. La principal vía de excreción es la orina, donde aproximadamente el 20% corresponde a arsénico inorgánico, el 20% a MMA y el 60% a DMA, siendo este último el metabolito mayoritario excretado inalterado ((Mandal & Suzuki, 2002). Las formas orgánicas, como la arsenobetaína, presente en organismos marinos, se absorben y excretan sin transformación, por lo que la ingesta de mariscos puede sobreestimar la exposición al As inorgánico si solo se mide el As total en orina. En la Figura 1 se muestra una imagen relacionada con el metabolismo del arsénico en el cuerpo humano.

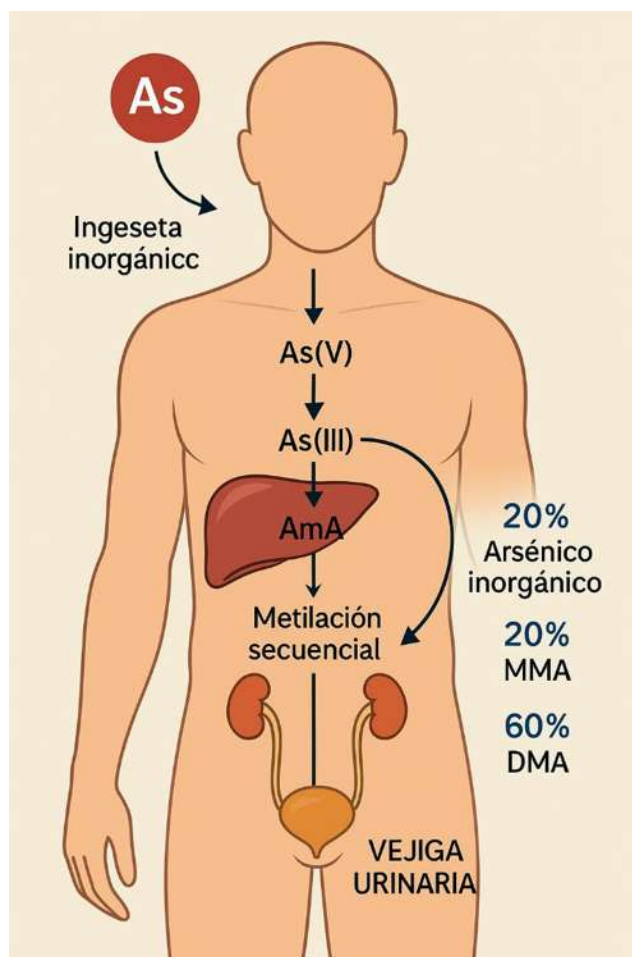


Figura 1. Metabolismo del As en el cuerpo humano (Mandal & Suzuki, 2002).

El agua, que cubre casi tres cuartas partes de la superficie del planeta, constituye un recurso indispensable para la vida y el desarrollo económico y social de las poblaciones. No obstante, la presión derivada del crecimiento poblacional, la industrialización y las actividades agrícolas ha provocado un deterioro de la calidad de los recursos hídricos a nivel mundial (Rodríguez, 2009; OECD, 2013). La OMS considera el arsénico uno de los contaminantes prioritarios del agua debido a su toxicidad y persistencia ambiental. Se estima que más de 140 millones de personas en el mundo están expuestas a concentraciones superiores al límite recomendado de 0.01 mg/L (Smith et al., 2000). Casos críticos se han documentado en Bangladesh, India, China, Argentina, Chile y Estados Unidos, donde el arsénico natural en acuíferos ha causado una de las intoxicaciones masivas más

graves registradas (Milton y Rahman, 2002; Chakraborti et al., 2002; Ferreccio & Sancha, 2006).

Históricamente, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha establecido límites para la concentración de arsénico (As) en el agua desde 1958, cuando fijó un estándar de 200 µg/L. En 1962, dicho valor se redujo a 50 µg/L, un nivel que aún se utiliza en varios países. Posteriormente, en 1993, la OMS reemplazó este límite por una directriz provisional de 10 µg/L, basada principalmente en la capacidad analítica disponible en ese momento y no en una evaluación de riesgo sanitario, ya que los datos de salud habrían justificado un valor aún más bajo. En 2011, la organización añadió una segunda cláusula a esta directriz, basada en el rendimiento del tratamiento, con el fin de reconocer las limitaciones tecnológicas existentes para alcanzar concentraciones más bajas.

Cabe señalar que el valor guía actual de la OMS no se deriva directamente de una evaluación de riesgo basada en la salud, sino que refleja una combinación de consideraciones analíticas y tecnológicas, en particular los límites de detección en los análisis rutinarios y la eficiencia de los sistemas de tratamiento. No obstante, las regulaciones sobre arsénico no son uniformes a nivel mundial: 136 países adoptan el valor guía de 10 µg/L recomendado por la OMS, mientras que 40 países permiten concentraciones superiores, entre ellos México, y al menos 19 países carecen de evidencia de regulación específica sobre arsénico (Frisbie y Mitchell, 2022).

En el ámbito de la salud pública, la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) ha clasificado el arsénico inorgánico como carcinógeno humano del Grupo 1, respaldada por evidencia concluyente que demuestra una relación causal entre el consumo prolongado de agua con arsénico y el desarrollo de cáncer en múltiples órganos, incluyendo piel, vejiga, pulmón, hígado y riñón. Por su parte, la Agencia de Protección Ambiental de California (CalEPA) estableció un límite de riesgo para la salud de 0.004 µg/L, basado en el riesgo incremental de mortalidad por cáncer. Según sus estimaciones, la exposición de por vida a 10 µg/L de As en el agua puede resultar en 2,500 muertes por cáncer por cada millón de personas, equivalente a una muerte por cada 400 individuos (Frisbie & Mitchell, 2022).

En la Tabla 7 se muestran los valores límite de arsénico permisibles según los países, las organizaciones y las agencias de protección oficiales.

Tabla 7. Valores de límites permisibles de As en agua.

Fuente: Elaboración propia.

Entidad / Norma	Límite máximo permisible (mg/L o µg/L)	Referencia / Observación
Organización Mundial de la Salud (OMS)	0.010 mg/L (10 µg/L)	Este valor refleja una combinación de consideraciones analíticas y tecnológicas, particularmente los límites de detección en análisis rutinarios y la eficiencia de los sistemas de tratamiento
California Environmental Protection Agency (CalEPA)	0.004 µg/L – <i>Public Health Goal (PHG)</i>	Meta sanitaria más estricta, basada en riesgo mínimo de cáncer por exposición prolongada (CalEPA, 2004).
Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021	0.025 mg/L (25 µg/L)	Límite máximo permisible para agua destinada al uso y consumo humano en México (Secretaría de Salud, 2021).

La exposición prolongada al arsénico se relaciona con lesiones cutáneas, cánceres de piel, pulmón, hígado y vejiga, así como con enfermedades cardiovasculares, renales y neurológicas (Smith et al., 2000; González et al., 2022). Además, afecta la seguridad alimentaria y la economía de comunidades que dependen de aguas subterráneas contaminadas para riego y consumo (Chakraborti et al., 2002).

A nivel mundial, la contaminación del agua por arsénico ha generado algunos de los casos más graves de intoxicación masiva registrados en la historia reciente. En Bangladesh, se reportó que entre 33 y 77 millones de personas estuvieron expuestas a concentraciones de arsénico superiores a 50 µg/L, con una exposición promedio de más de 20 años. Los efectos sobre la salud incluyeron lesiones cutáneas, cáncer de piel, vejiga, pulmón, hígado y riñón, además de alteraciones neurológicas (Smith et al., 2000; Rahman, 2002). En India, particularmente en el distrito de Bhojpur, Bihar, se documentó un envenenamiento masivo entre 1983 y 2002, afectando a más de seis millones de personas y generando lesiones cutáneas visibles en más de 300,000 individuos (Chakraborti et al., 2002).

En China, un accidente ocurrido en 2008 en la provincia de Yunnan contaminó una fuente de agua destinada a la agricultura, la pesca y el consumo humano. El arsénico afectó no solo al agua, sino también a los sedimentos, las plantas acuáticas y los peces, lo que obligó a cerrar el lago para evitar nuevas intoxicaciones (Wang et al., 2010). En América Latina, Chile y Argentina figuran entre los países más afectados: en el norte de Chile se han registrado concentraciones históricas entre 10 y 900 µg/L, asociadas principalmente a la minería del cobre (Ferreccio & Sancha, 2006), mientras que en Argentina se han detectado niveles 20 veces superiores al límite recomendado por la OMS, con un riesgo cancerígeno estimado de 500 casos por cada 57,000 habitantes expuestos (Revelli et al., 2016).

En México, la contaminación por arsénico afecta a millones de habitantes, especialmente en zonas rurales y semiáridas que dependen de acuíferos subterráneos. Las causas son tanto naturales, como la disolución reductiva de minerales arsenicales en formaciones volcánicas y geotérmicas, como antropogénicas, derivadas de la minería metálica, del uso de pesticidas y de la explotación geotérmica. Diversos estudios han reportado concentraciones que superan el límite recomendado por la Organización Mundial de la Salud, con valores entre 10 y 260 µg/L, lo que representa un riesgo significativo para la salud pública, asociado con enfermedades crónicas, daño hepático y cáncer (Ortega-Guerrero, 2009; Díaz-Caravantes et al., 2016; Mendoza-Cano et al., 2017; Rodríguez-Cantu et al., 2022).

A nivel del suelo, el arsénico (As) también constituye un importante problema de contaminación que afecta tanto la salud pública como el medio ambiente. Diversos estudios han evidenciado asociaciones entre las concentraciones de As en el suelo y efectos adversos en la salud humana. En Estados Unidos, se reportó una relación significativa entre niveles elevados de As en suelos residenciales ($\approx 3.47 \text{ mg kg}^{-1}$) y bajo peso al nacer. Asimismo, la exposición al polvo con contenido de As se asoció con neuropatía periférica en adultos que vivían cerca de una antigua planta de pesticidas. En México, niños residentes en zonas mineras presentaron concentraciones urinarias de As superiores a los valores guía, con daño genético comprobado mediante el ensayo cometa. Seis estudios ecológicos también identificaron posibles asociaciones entre el As del suelo y una mayor incidencia de cáncer, aunque con resultados variables entre regiones y tipos de cáncer (próstata, mama, melanoma, pulmón, colon y riñón). La ingestión directa o indirecta de suelo y polvo constituye la principal vía de exposición, especialmente en niños. No obstante, los estudios presentan limitaciones metodológicas, como la falta de mediciones directas y la dificultad para aislar otros factores de exposición (Singh et al., 2025).

En Papallacta, Ecuador, el arsénico se ha detectado en suelos y sedimentos debido principalmente a fuentes naturales asociadas a la erosión y lixiviación de formaciones volcánicas, a la actividad tectónica e hidrotermal, y, en menor medida, a aportes antropogénicos. La población rural depende de fuentes locales de agua y alimentos, siendo el riego con aguas geotérmicas ricas en As la principal vía de exposición. Las concentraciones de As ($20.4\text{--}43.0 \text{ mg kg}^{-1}$ en suelos y hasta 102.4 mg kg^{-1} en sedimentos) superan el límite legal ecuatoriano de 12 mg kg^{-1} . Los índices ecotoxicológicos (CF, EF e Igeo) evidencian una contaminación de origen geogénico, de moderada a severa. La acumulación de As en suelos agrícolas representa un riesgo potencial para la salud humana y la seguridad alimentaria (Jimenez et al., 2023).

En el contexto europeo, la presencia de arsénico también constituye un problema ambiental relevante, tanto por causas naturales como por actividades industriales y bélicas. Un estudio de mapeo de As en suelos europeos (Fendrich et al., 2024) identificó

concentraciones entre 1.1 y 64.6 mg kg⁻¹, influenciadas principalmente por la temperatura, el contenido de arcilla y de fósforo, la elevación y la proximidad a zonas de actividad humana, como minas y carreteras. Las concentraciones más bajas se registraron en Letonia, Estonia, Lituania, Finlandia y Polonia, mientras que las más altas correspondieron a Portugal, España, Austria, Francia y Bélgica, donde predominan suelos más antiguos y de textura fina.

Asimismo, Loukola-Ruskeeniemi et al en 2022 documentaron casos en Freiberg (Alemania) y Verdún (Francia). En Freiberg, el incremento de As en suelos es de origen geogénico, resultado de procesos geológicos antiguos agravados por más de ocho siglos de actividad minera, con concentraciones superiores a 50 mg kg⁻¹ y máximos de hasta 5 000 mg kg⁻¹. En Verdún, en cambio, la contaminación es de origen antropogénico, derivada de la destrucción de municiones químicas durante la Primera Guerra Mundial, alcanzando valores de hasta 12 000 mg kg⁻¹ en suelos y 125 µg L⁻¹ en aguas superficiales.

Las concentraciones de As en el sur de Europa son más de tres veces superiores a las del norte, con promedios de 10 mg kg⁻¹ frente a 3 mg kg⁻¹, respectivamente. Ante esta situación, las estrategias aplicadas en el continente se centran en la inmovilización del arsénico mediante enmiendas que reducen su biodisponibilidad en suelos agrícolas, así como en el uso de adsorbentes minerales sintetizados y de técnicas de ósmosis inversa para el tratamiento del agua.

En cuanto a las regulaciones ambientales, no existen normas internacionales unificadas que establezcan una concentración máxima de As en suelos; cada país define sus propios límites permisibles según el uso del suelo. Por ejemplo, en Canadá, la concentración máxima permitida es de 12 mg/kg DW (peso seco) para suelos agrícolas, comerciales e industriales. En el Reino Unido, los valores son de 32 mg kg⁻¹ DW para uso residencial, 43 mg kg⁻¹ DW para uso agrícola y 640 mg/kg DW para uso comercial. En México, los límites son de 22 mg/kg para suelos agrícolas y residenciales, y 640 mg/kg para industriales. En Ecuador, el valor para uso agrícola es de 12 mg/kg, mientras que en China es de 25 mg/kg. En la Tabla 3 se muestran los valores límite de arsénico en distintos tipos de suelo, según el país de origen.

Tabla 8. Valores de límites permisibles de As en suelos.

Fuente: Elaboración propia.

País	Uso agrícola (mg/kg DW)	Uso residencial (mg/kg DW)	Uso comercial / industrial (mg/kg DW)	Referencia o norma
Canadá	12	12	12	Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 1999)
Reino Unido	43	32	640	Environment Agency – Soil Guideline Values (SGV)
México	22	22	640	NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004
Ecuador	12	—	—	Ministerio del Ambiente del Ecuador (2015)
China	25	—	—	GB15618-2018 – Soil Environmental Quality Standard

Mantener las concentraciones de arsénico dentro de los límites establecidos por organismos internacionales continúa siendo un reto técnico y socioeconómico. Esta dificultad se debe a su especiación química, ya que el As (III) es más tóxico y móvil y requiere procesos previos de oxidación para su remoción efectiva (Smedley & Kinniburgh, 2002). A ello se suman factores como la competencia iónica (fosfatos, silicatos), los altos costos de operación y las limitaciones de infraestructura (Cortes M, 2007; Díaz-Caravantes et al., 2016).

La mitigación de la contaminación por arsénico requiere una visión integral que combine la comprensión hidrogeoquímica de los sistemas acuíferos, el desarrollo de tecnologías sostenibles y de bajo costo, y el fortalecimiento de políticas públicas orientadas a la prevención y monitoreo de la calidad del agua. Dada su magnitud e impacto global, el control del arsénico en agua constituye hoy una prioridad científica, sanitaria y ambiental a nivel internacional.

En respuesta a esta problemática, se han desarrollado diversas tecnologías para la remoción de As del agua, entre las cuales están:

Técnica de oxidación: Consiste en la conversión de arsenito (As(III)) soluble en arseniato (As(V)) (Figura 2); por sí sola, esta técnica no elimina el As. La mayoría de las tecnologías son intrínsecamente más eficientes para el tratamiento del arseniato (Nicomel et al., 2015).

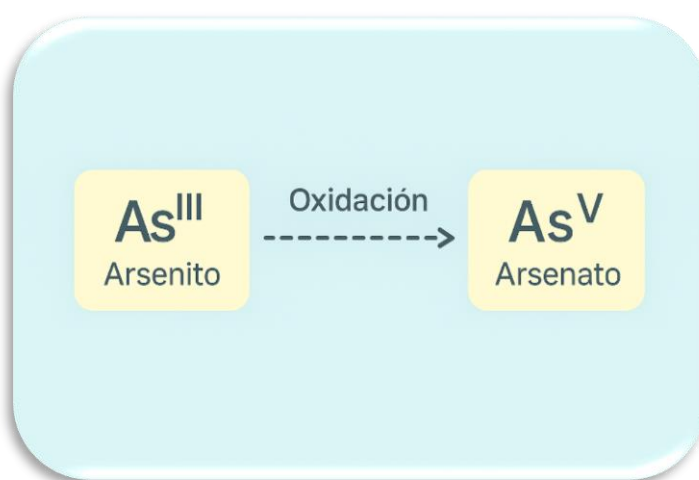


Figura 2 Oxidación de As(III) a As(V) .

En condiciones de pH cercano al neutro (7), el As(III) es predominante si carga (H_3 , AsO_3), a pH inferior a 9.2, lo que lo hace menos disponible para la precipitación, adsorción o intercambio iónico. En contraste, el As(V) está cargado negativamente (H_2AsO_4^- y HAsO_4^{2-}), lo que facilita su eliminación.

La oxidación es un paso fundamental en el agua subterránea anóxica, ya que el As(III) es la forma predominante en estas condiciones; por lo tanto, se considera que los tratamientos

más efectivos emplean un enfoque de dos pasos: una oxidación inicial de As(III) a As(V), seguida de una técnica de remoción, como adsorción, coagulación o intercambio iónico.

Se han empleado diversos agentes oxidantes, incluyendo el oxígeno atmosférico, productos químicos y bacterias, para oxidar directamente el As(III) presente en el agua. El oxígeno atmosférico resulta ser un agente oxidante muy lento (requiere desde horas hasta varios días); un estudio demostró que solo entre el 54 y el 57 % del As(III) se oxidó después de cinco días.

La ozonación (O_3) es una técnica de oxidación rápida y eficiente, capaz de lograr una conversión completa en menos de 20 minutos. El permanganato de potasio también es un oxidante químico común y muy eficaz que puede oxidar el As(III) en aproximadamente un minuto. De forma similar, el hipoclorito permite la oxidación completa de As(III) a As(V) a una concentración de 500 $\mu\text{g/L}$ (Nicomel et al., 2015).

Otra alternativa es la oxidación fotocatalítica, que combina peróxido de hidrógeno con radiación ultravioleta, alcanzando eficiencias de hasta el 85 % en la oxidación de As(III) con una dosis de 2000 mJ/cm^2 de radiación UV (Lescano et al., 2011).

La oxidación biológica emplea bacterias quimioautótrofas oxidantes de arsenito (CAOs), que utilizan hidrógeno o nitrato como aceptores de electrones. Finalmente, el uso de nanopartículas de TiO_2 nanocristalino como fotocatalizador ha permitido una conversión completa de arsenito a arseniato en tan solo 25 minutos, en presencia de luz solar y oxígeno.

Existen otros métodos de oxidación, como la oxidación heterogénea, en la cual, según Liu y Qu en 2021, el uso de oxidantes sólidos, como el dióxido de manganeso (MnO_2), permite oxidar As(III) y, al mismo tiempo, minimizar las desventajas asociadas a los oxidantes químicos convencionales. En este proceso, el manganeso actúa como agente oxidante y se reduce, mientras que, como resultado de la transferencia de electrones, el arsenito se oxida a arseniato. Posteriormente, el arseniato se adsorbe de manera inmediata y favorable sobre las superficies del óxido de manganeso, siendo esta adsorción termodinámicamente más

estable que la del As(III). La eficacia del proceso depende en gran medida del pH y de la estructura cristalina del MnO_2 ; valores de pH ácidos y un menor grado de cristalinidad favorecen una mayor capacidad oxidante.

La adsorción constituye una etapa complementaria al proceso de oxidación, ya que, una vez transformado el As(III) en As(V), la afinidad de este último por diversas superficies sólidas aumenta considerablemente. Por ello, la combinación de ambas etapas ha demostrado ser una de las estrategias más efectivas para la remoción integral del arsénico del agua.

La adsorción se ha consolidado como una técnica ampliamente reconocida y prometedora para la eliminación de arsénico en el agua, gracias a sus principales ventajas: alta eficiencia de remoción, bajo costo y simplicidad operativa. Este proceso consiste en la transferencia de iones metálicos desde la fase acuosa hacia la superficie de un material sólido (adsorbente), donde son retenidos mediante diferentes tipos de interacciones físicas o químicas (Mojiri et al., 2024).

Los mecanismos de adsorción más comunes incluyen la fisiosorción, la quimiosorción, la atracción electrostática, el intercambio iónico y la complejación superficial. La fisiosorción se basa en débiles fuerzas de van der Waals que permiten la adhesión reversible de los iones a la superficie del adsorbente. La quimiosorción implica la formación de enlaces químicos fuertes entre el adsorbato y los grupos activos del material. La atracción electrostática se debe a la interacción entre cargas opuestas presentes en la superficie del adsorbente y en las especies arsenicales. El intercambio iónico ocurre cuando los cationes metálicos o aniones del material son sustituidos por especies de arsénico en los sitios activos. Finalmente, la complejación superficial ocurre cuando se forman ensamblajes multiatómicos estables durante la reacción entre el arsénico y los grupos funcionales del adsorbente.

La eficiencia del proceso de adsorción depende en gran medida del tipo de materia utilizada como adsorbente. En los últimos años, se han desarrollado y evaluado diversos materiales,

tanto naturales como sintéticos, con el objetivo de mejorar la capacidad de remoción de arsénico y reducir los costos de tratamiento.

Un ejemplo destacado son los adsorbentes basados en hierro, que resultan especialmente atractivos por su alta eficiencia en la remediación, bajo costo, compatibilidad ambiental y amplia disponibilidad (J. Wang et al., 2018). Entre estos, los oxihidróxidos de hierro son los materiales más estudiados por su fácil obtención, ya que se sintetizan mediante la precipitación de sales de Fe(III) y Fe(II). Dentro de este grupo se incluyen la akaganéita (β -FeOOH), goethita (α -FeOOH), lepidocrocita (γ -FeOOH) y las ferrihidritas.

Asimismo, los hidróxidos dobles laminares basados en hierro son materiales que incorporan cationes divalentes como Mg, Ni, Zn, Mn o Co. Estos presentan capacidades de adsorción notables debido a un efecto sinérgico y a la posibilidad de que su espacio interlaminar aloje aniones de arsénico, lo que los convierte en excelentes intercambiadores aniónicos.

La adsorción de arsénico en materiales basados en hierro ocurre principalmente mediante la formación de complejos de esfera interna, un mecanismo de quimiosorción específico. En este proceso, el arsénico (adsorbato) se une directamente a los átomos de hierro o a los grupos hidroxilo presentes en la superficie del adsorbente mediante la formación de enlaces covalentes o iónicos fuertes, en lugar de interacciones electrostáticas débiles. La naturaleza de estos enlaces químicos determina la alta selectividad del proceso y constituye un factor clave para la eficacia de los adsorbentes de hierro (Boruah et al., 2023; Rahman et al., 2025)

La adsorción de arsénico sobre la superficie de los óxidos de hierro puede implicar distintas configuraciones de unión. Estas se clasifican según el número de puntos de enlace y de átomos de hierro implicados:

Monodentados: el ión de arsénico se une a un solo átomo de hierro en la superficie. Los complejos monodentados monocentrales presentan una distancia interatómica Fe–As de aproximadamente 3.36 Å.

Bidentados: el ión de arsénico se une simultáneamente a dos átomos de hierro adyacentes. En el caso del arseniato, la adsorción ocurre principalmente mediante la formación de complejos binucleares bidentados por compartición de esquina, con distancias interatómicas Fe–As entre 3.35 y 3.39 Å.

Tridentados: el ión de arsénico se enlaza a tres átomos de hierro. Para el arsenito, se ha propuesto que la adsorción en nanopartículas de magnetita ocurre mediante la formación de complejos tridentados hexanucleares por compartición de esquina, con distancias interatómicas Fe–As que oscilan entre 3.49 y 3.67 Å.

Además, los compuestos de hierro pueden catalizar la oxidación del arsénico trivalente (As(III)) hacia su forma menos tóxica, pentavalente (As(V)). Por ejemplo, el As (III) puede oxidarse a As (V) sobre la superficie de la ferrihidrita en presencia de luz.

Cabe mencionar que los iones fosfato y la materia orgánica compiten intensamente con el arsénico por los sitios activos de adsorción, lo que reduce significativamente la capacidad de adsorción.

Los humedales artificiales constituyen otra técnica de tratamiento empleada para la remoción de arsénico (As). Se consideran tratamientos “verdes”, al igual que la fitoremediación, y representan alternativas prometedoras por ser rentables, sostenibles y ecológicas (Wu et al., 2014; Morales Cuevas, 2019; Fan et al., 2021).

En los humedales construidos, la eliminación de contaminantes, incluido el As, ocurre mediante procesos físicos, químicos y biológicos que implican la interacción entre la vegetación, el sustrato y los conjuntos microbianos asociados. La adsorción y la retención en los sustratos son las principales vías de remoción en los humedales de flujo superficial, siendo el sustrato el principal sumidero de As a largo plazo. Es importante destacar que el funcionamiento de los humedales depende críticamente de la elección del material del sustrato, mientras que la vegetación desempeña un papel secundario pero beneficioso (Wu et al., 2014).

Entre los materiales más utilizados como sustrato se encuentran la piedra caliza y la zeolita (Morales Cuevas, 2019). Diversos estudios han reportado eficiencias de remoción de As entre 40 y 52 % para concentraciones iniciales de 50 a 500 µg/L (Fan et al., 2021), y valores cercanos al 97 % en la eliminación simultánea de As y Fe mediante humedales artificiales (Morales Cuevas, 2019).

Los humedales artificiales pueden funcionar como sistemas eficaces para la eliminación de As, debido a los diversos procesos fisicoquímicos y biogeoquímicos que se desarrollan en su interior. Como se mencionó previamente, la oxidación desempeña un papel importante en este proceso. Las plantas presentes en estos sistemas tienen la capacidad de transferir oxígeno a la rizosfera; las condiciones óxicas en esta zona, especialmente en el rizoplaneo (superficie de la raíz), favorecen la precipitación del hierro disuelto y la coprecipitación de otros elementos traza, como el As, formando con frecuencia una placa de hierro en las raíces. En los sistemas de flujo superficial se generan gradientes de potencial redox, de oxígeno y de pH, que constituyen un requisito fundamental para los complejos procesos bióticos y abióticos que ocurren en el sistema. Asimismo, el sustrato cumple una función crucial, ya que proporciona el marco físico y químico necesario para el desarrollo de procesos de coprecipitación de hierro, mecanismo dominante en la remoción de As en estos humedales (Stottmeister et al., 2006).

Además, los humedales pueden aplicarse también al tratamiento de los residuos concentrados generados por procesos de ósmosis inversa utilizados para la eliminación de As en el agua (Corroto et al., 2019).

Otra tecnología es la biorremediación, una técnica que emplea organismos vivos, principalmente microorganismos (bacterias, algas u hongos), así como plantas o enzimas derivadas de ellos, para degradar o transformar contaminantes en formas menos tóxicas o más estables.

La remediación microbiana se basa en la acción de bacterias capaces de oxidar o reducir el arsénico, transformándolo en especies químicas menos tóxicas o más fáciles de eliminar,

como el As(V). Los mecanismos involucrados incluyen bioadsorción, reducción, oxidación y metilación. Este proceso se considera ecológico, rentable y energéticamente eficiente, con un gran potencial para aplicaciones *in situ*. No obstante, presenta limitaciones, ya que su eficiencia suele ser moderada y sensible a las fluctuaciones ambientales de pH y temperatura (Rahman et al., 2025).

Los adsorbentes de biomasa, como las cáscaras de fruta y la celulosa, son materiales abundantes y biodegradables cuya eficacia se atribuye a la presencia de grupos funcionales (carboxilo e hidroxilo) capaces de unirse a iones de arsénico. La modificación con sales de hierro puede aumentar significativamente su afinidad de adsorción.

Las bacterias poseen mecanismos genéticos que les permiten adaptarse a la presencia de arsénico (As) en su entorno, principalmente a través del operón **ars**, que incluye los genes *arsR*, *arsB* y *arsC*. Este sistema codifica la enzima arsenato reductasa (ArsC), responsable de reducir el arseniato a arsenito. Posteriormente, el complejo de transporte ArsAB expulsa el As(III) fuera de la célula, contribuyendo a su desintoxicación. Además, algunas bacterias transforman el As(III) mediante procesos de metilación, generando compuestos organoarsénicos menos tóxicos, como el monometilarseniato (MMA) y el dimetilarseniato (DMA). Por otra parte, ciertos microorganismos quimiolitótrofos pueden utilizar el arsénico como fuente de energía, oxidando el As (III) a As (V) durante su metabolismo (Pandey et al., 2021).

Los hongos también poseen una destacada capacidad para transformar las especies acuosas de arsénico en formas volátiles, como la arsina de dimetilo y la arsina de monometilo. El arseniato puede ingresar a la célula fúngica a través del transportador de fosfato, donde se reduce a arsenito y posteriormente se conjuga con glutatión (GSH) o fitoquelatinas (PC), lo que facilita su acumulación en vacuolas o su expulsión mediante sistemas de eflujo. En particular, los hongos micorrízicos arbusculares (AM fungi) desempeñan un papel clave en la fitoremediación al promover el crecimiento vegetal y al mitigar el estrés inducido por el arsénico. Esto lo logran reduciendo la translocación de As desde la raíz hacia los tejidos aéreos y estimulando el sistema antioxidante de las plantas. Además, secretan glomalina,

una glicoproteína que contribuye a inmovilizar metales pesados en la rizosfera, lo que mejora la estabilidad del suelo y la retención de contaminantes (Pandey et al., 2021).

Otra técnica de biorremediación es el uso de biocarbón, un material poroso y de bajo costo, cuya efectividad aumenta considerablemente cuando se modifica con metales como hierro, manganeso o circonio, lo que permite eliminar As(III) y As(V) mediante la formación de complejos estables.

Finalmente, la fitoremediación es un enfoque que emplea plantas y microorganismos asociados para eliminar, inmovilizar o estabilizar contaminantes. Sus principales procesos son la fitoextracción, en la que las plantas absorben y almacenan arsénico en sus tejidos aéreos, y la rizofiltración, que consiste en la adsorción del contaminante en las raíces. Si bien es una técnica de bajo costo y contribuye a mejorar la salud del suelo, su principal limitación es la lenta tasa de remoción y la necesidad de gestionar adecuadamente la biomasa contaminada resultante.

También existen técnicas basadas en el uso de nanomateriales. Un estudio de Jain en el año 2022 explica que los nanomateriales magnéticos son excelentes para la purificación del agua debido a su alta magnetización, capacidad de adsorción, biodegradabilidad, bajo costo, fácil separación, regeneración y reutilización. Además, son químicamente y ecológicamente estables, presentan cinéticas más rápidas y una elevada eficiencia en la eliminación de contaminantes. Las nanopartículas poseen una alta capacidad de adsorción y reacción gracias a su gran relación superficie-volumen y a los efectos asociados al tamaño cuántico.

En la remoción de arsénico, los nanocompuestos de magnetita se incorporan al agua contaminada, lo que permite que el arsénico se adhiera a su superficie; posteriormente, estos pueden separarse fácilmente mediante un campo magnético, obteniéndose así un agua purificada. La eficiencia del proceso depende de variables como el pH, el tiempo de contacto, la dosis del adsorbente y la concentración del contaminante, y suele evaluarse mediante modelos de isotermas de Freundlich y Langmuir.

Para mejorar la estabilidad y evitar la oxidación o la agregación de las nanopartículas de magnetita, se emplean compuestos funcionalizados, como magnetita y sílice, magnetita y grafeno, o magnetita y quitosano, que incrementan la eficiencia y reducen la dosis requerida. Algunos de estos materiales han mostrado altas capacidades de adsorción, alcanzando hasta 227.6 mg/g en el caso de nanocompuestos magnetizados con lantano (Jain, 2022; Rahman et al., 2025).

El mecanismo de eliminación del arsénico ocurre principalmente por intercambio de ligando en la esfera interna, donde los oxianiones de As(III) y As(V) sustituyen los grupos hidroxilo (OH/OH_2) presentes en la superficie del hierro. El As(V) se une mediante complejos bidentados binucleares con Fe^{3+} , mientras que el As(III) puede formar complejos bidentados o monodentados, e incluso interacciones de esfera externa mediante enlaces de hidrógeno.

Los nanomateriales bimetálicos, o nanoaleaciones, combinan metales como hierro con cobre, manganeso, cerio, titanio o circonio, generando propiedades químicas y físicas sinérgicas que mejoran su desempeño en la eliminación de arsénico. En comparación con la magnetita simple, presentan mayor reactividad, estabilidad térmica, eficiencia de remoción y propiedades superficiales ajustables, además de ser materiales económicos y ambientalmente compatibles.

El mecanismo principal de estos nanocompuestos se basa en una oxidación-adsorción dual, especialmente eficaz frente al arsenito (As(III)), la forma más tóxica y móvil del arsénico. En los sistemas Fe–Mn, el óxido de manganeso (MnO_x) oxida As(III) a As(V), mientras que los grupos FeOOH facilitan la adsorción posterior de ambas especies. Este proceso implica la formación de complejos binucleares bidentados de esfera interna, que inmovilizan eficazmente el contaminante.

En estudios de laboratorio, los nanomateriales bimetálicos han mostrado altas capacidades de adsorción y una buena posibilidad de reutilización, lo que los posiciona como una alternativa eficiente y sostenible para el tratamiento de aguas contaminadas con arsénico. Un estudio de Boruah et al., 2023, reporta que los nanocubos porosos Fe–Mn destacan por

su alta eficiencia en la remoción de arsenito (As(III)), alcanzando una capacidad máxima de 460 mg/g, atribuida a la acción conjunta del hierro y el manganeso, en la que este último favorece la oxidación del As(III) a As(V).

Asimismo, los óxidos bimetálicos magnéticos mesoporosos Fe/Ce (OMICs) presentan un buen rendimiento (281.34 mg/g), lo que se debe a la elevada área superficial y estabilidad proporcionadas por el cerio. El compuesto binario Fe–Y (itrio-férrico) muestra una capacidad de adsorción de 288.7 mg/g para As(V), lo que evidencia un comportamiento eficaz en la retención de especies oxidadas de arsénico. Por su parte, los óxidos bimetálicos nanoestructurados Fe(III)–Cu(II) logran remover As(III) con una capacidad de 122.3 mg/g, indicando que el cobre contribuye a mejorar la actividad superficial del material y la formación de sitios activos de adsorción.

Los nanomateriales y los sistemas híbridos basados en óxido de hierro representan un avance significativo en la remediación del As, combinando propiedades de adsorción y oxidación para una eliminación más eficiente. Las nanopartículas desnudas a menudo presentan problemas de oxidación y agregación, para superar estos desafíos y mejorar la estabilidad, la selectividad y el rendimiento, se han desarrollado nanomateriales compuestos y sistemas híbridos que incorporan óxidos de hierro junto con otros componentes (Rahman et al., 2025).

Diversos materiales híbridos y bimetálicos, como MnFe_2O_4 -biochar (biocarbón), Biochar@Fe, Biochar@Cu y Fe_3O_4 @biochar, han mostrado una alta eficiencia en la remoción de arsénico, tanto orgánico como inorgánico, gracias a su gran área superficial, alta reactividad y estructura porosa. Entre ellos, el compuesto hierro-cero/biochar (BC-ZVI) ha alcanzado capacidades de adsorción de hasta 129.24 mg/g para As(III) y 127.15 mg/g para As(V) (Rahman et al., 2025).

Los sistemas híbridos magnéticos presentan, además, la ventaja de permitir una recuperación sencilla mediante separación magnética, lo que facilita su reutilización y reduce la generación de residuos. En conjunto, estos materiales amplían el rango de

especies de arsénico que pueden eliminarse, ofrecen cinéticas rápidas y una eficiencia elevada, lo que constituye una alternativa avanzada y sostenible para el tratamiento de agua contaminada. En la Tabla 9 se presenta un resumen de las técnicas utilizadas para la eliminación de arsénico, comentando sus principales ventajas e inconvenientes.

Tabla 9. Técnicas de remoción de contaminantes en agua.

Fuente: Elaboración propia.

Técnica	Principio de funcionamiento	Ventajas	Desventajas	Referencia
Oxidación química y biológica	Conversión del arsenito (As(III)) a arseniato (As(V)) mediante agentes oxidantes (O ₂ , O ₃ , KMnO ₄ , hipoclorito, H ₂ O ₂ /UV, bacterias oxidantes).	Convierte la especie más tóxica y móvil (As(III)) en una forma más fácil de remover (As(V)); alta eficiencia con ozono, permanganato o TiO ₂ ; aplicable a aguas subterráneas anóxicas.	No elimina el arsénico por sí sola; requiere un paso posterior (adsorción, coagulación o intercambio iónico); algunos oxidantes generan subproductos secundarios; sensibilidad al pH.	Ricci et al. (2015); Liu y Qu (2021).
Adsorción	Retención de As(III) o As(V) en materiales sólidos (óxidos, zeolitas, hidróxidos dobles, carbón activado, materiales férricos).	Alta eficiencia y selectividad; bajo costo; operación simple; regeneración posible; materiales ampliamente disponibles.	Pérdida de capacidad en presencia de fosfatos y materia orgánica; saturación rápida del adsorbente; manejo de residuos sólidos.	Mojiri et al. (2024); Hao et al. (2018).
Humedales artificiales	Procesos físicos, químicos y biológicos combinados en sistemas vegetados donde el sustrato (piedra caliza, zeolita) retiene As y Fe.	Tecnología verde, sostenible y de bajo costo; eficiencia alta (40–97%); posibilidad de tratar efluentes de ósmosis inversa; bajo mantenimiento.	Requiere gran superficie; eficiencia sensible a la temperatura y al pH; procesos lentos; riesgo de acumulación de biomasa.	Wu et al. (2014); Morales (2019); Fan et al. (2021).
Biorremediación	Empleo de microorganismos (bacterias, hongos, algas) o plantas para transformar As(III) en formas menos tóxicas o inmovilizarlo.	Método ecológico, económico y energéticamente eficiente; con potencial para aplicaciones in situ; genera menos residuos.	Eficiencia moderada y dependiente de condiciones ambientales (pH, temperatura); procesos lentos; difícil control microbiológico.	Rahman (2025); Pandey et al. (2021).
Nanotecnología (nanopartículas magnéticas)	Adsorción de As sobre nanocompuestos de magnetita (Fe ₃ O ₄) funcionalizados o dopados con otros metales (Si, grafeno, quitosano, lantano).	Alta capacidad de adsorción; cinética rápida; fácil separación magnética; reutilizables; bajo costo y estabilidad química.	Riesgo de agregación y oxidación de nanopartículas desnudas; necesidad de control del pH; posible toxicidad de nanomateriales.	Jain (2022); Rahman (2025).
Nanomateriales bimetálicos	Combinan hierro con otros metales (Cu, Mn, Ce, Ti, Zr); mecanismo dual de oxidación–adsorción que transforma y fija el arsénico.	Alta reactividad, estabilidad y capacidad de remoción; eficacia para As(III) y As(V); recuperación magnética; reutilizables y sostenibles.	Costo de síntesis moderado; requiere caracterización avanzada; sensibilidad a condiciones de operación.	Boruah (2023); Rahman (2025).

Las zeolitas modificadas han adquirido gran relevancia en diversas áreas debido a su capacidad aumentada para adsorber contaminantes, catalizar reacciones y regular ambientes biológicos. La modificación de su estructura interna y externa potencia sus propiedades para aplicaciones más específicas, consolidándolas como materiales clave en el tratamiento de aguas. Destacan por su eficiencia en la adsorción y degradación de contaminantes inorgánicos y orgánicos, incluidos metales pesados, amonio, colorantes, fármacos y microorganismos. Entre sus principales ventajas se encuentran el bajo costo, la alta reusabilidad, la mínima generación de residuos secundarios, la estabilidad térmica y química, y su aplicabilidad en zonas rurales o con recursos limitados.

No obstante, también presentan desafíos, como la posible desorción de surfactantes, la sensibilidad al pH y una menor velocidad de adsorción en comparación con algunos nanomateriales avanzados. Los métodos más comunes de modificación incluyen la incorporación de nanopartículas y grupos orgánicos, el uso de surfactantes y tratamientos térmicos o ácidos.

Samara et al en 2025 demostraron que la modificación de zeolitas con metales de transición o nanopartículas semiconductoras (ZnO, TiO₂ o Ag) amplía la capacidad de adsorción, reduce la energía de banda prohibida y genera sitios activos para la degradación de contaminantes. Se alcanzaron eficiencias superiores al 90% en la eliminación de fármacos como diclofenaco, ibuprofeno, eritromicina y sulfametoxazol, así como de pesticidas como atrazina y clorpirifos. Además, las zeolitas modificadas con surfactantes o metales, como las intercambiadas con plata, mostraron incrementos de hasta 184 veces en la fotodegradación de carbofurano respecto a procesos no catalizados.

Por su parte, Meiramkulova et al (2024) evaluaron la combinación de filtración con zeolita natural modificada por calcinación y desinfección mediante radiación ultravioleta para reducir la contaminación microbiana y eliminar diversos contaminantes del agua subterránea. La zeolita modificada mostró una eficiencia de remoción significativamente mayor que la natural: para cadmio (de 55.75% a 82.75%), zinc (de 30.25% a 67.5%) y manganeso (de 64.04% a 69.52%). Asimismo, el sistema alcanzó una eliminación del 100%

de turbidez y berilio, y mejoró la remoción de compuestos orgánicos como fenol (de 59.99% a 73.26%) y cianuros (de 59.33% a 65.05%).

Asimismo, las zeolitas modificadas se han empleado para eliminar el fluoruro del agua potable. Boteju et al (2025) evaluaron una zeolita recubierta con hidroxiapatita sintetizada mediante precipitación simple, obteniendo una eficiencia máxima del 92.23% a pH 3 y 30 °C ($[F^-] = 6$ ppm). El material mostró alta selectividad por el fluoruro, con mínima interferencia del cloruro, y una capacidad máxima de adsorción de 39.38 mg/g.

Asimismo, Mayta-Armas et al en 2023 sintetizaron una zeolita 5A por método hidrotérmico a partir de caolín, empleándola para la remoción de As (V) y Pb(II) en aguas reales de Junín, Perú. Las muestras 11Z5A y 18PZ5A presentaron una estructura cúbica, confirmada por XRD, tamaños de nanocristalitas entre 68 y 99 nm y morfologías regulares observadas por SEM. Tras la adsorción, la 11Z5A mantuvo su estabilidad estructural, mientras que la 18PZ5A presentó ligeras alteraciones. La 11Z5A alcanzó una remoción del 95.6% de As(V) (pH 5.5) con una capacidad de 36.35 mg/g (modelo de Langmuir), y la 18PZ5A eliminó el 94% de Pb(II) con 46.67 mg/g (modelo de Freundlich). En ambos casos, los mecanismos dominantes fueron la quimisorción y el intercambio catiónico, lo que confirma que la zeolita 5A es un adsorbente eficiente, económico y sostenible para la purificación de aguas contaminadas con metales pesados.

Las zeolitas también pueden emplearse como soporte en procesos biocatalíticos. Eberle et al en 2022 utilizaron zeolita granular como soporte de biomasa para bacterias Anammox (Amx), cuya función principal es la eliminación de amonio (NH_4^+) mediante intercambio iónico, donde los cationes adsorbidos (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) son reemplazados selectivamente por NH_4^+ . Además, la zeolita actúa como un reservorio que amortigua las variaciones en la concentración de amonio en el influente. Este sistema logró eficiencias de remoción del 86% para NH_4^+ y del 76% para NO_2^- .

La síntesis de zeolitas tipo LTA con bajo contenido de sílice a partir de materiales naturales y residuos sólidos se ha consolidado como una alternativa económica y sostenible, ya que

elimina el uso de agentes orgánicos directores de estructura (OSDAs), reduciendo costos e impacto ambiental. En general, su obtención comprende dos etapas: la activación de la materia prima mediante tostado, tratamiento ácido o fusión alcalina para liberar silicio y aluminio activos, seguida de la cristalización hidrotérmica del material. Entre las materias primas utilizadas destacan cenizas volantes de carbón, caolín, escoria de carbón, cenizas de cáscara de arroz, residuos de vidrio y catalizadores agotados. Este tipo de zeolita ha mostrado alta eficiencia en la adsorción de metales, con capacidades de hasta 880 mg/g para Pb^{2+} , 230 mg/g para Cu^{2+} y 294 mg/g para Sr^{2+} , así como eficiencias superiores al 90 % en la eliminación de Cs^+ , Sr^{2+} y Co^{2+} (Pan et al., 2025).

Por último, las zeolitas cargadas con hierro se han utilizado en la purificación de agua potable, destacando en la eliminación de arsénico y coliformes fecales. Ikhlaiq et al., (2021) emplearon un proceso de ozonificación catalítica heterogénea con zeolita A modificada con hierro, logrando un contenido de Fe-ZA del 10% mediante impregnación y calcinación a 550 °C. Este material mostró una eficiencia superior frente a la ozonación simple y a la adsorción por sí sola. Para coliformes fecales, la remoción fue del 100% en 10 min, mientras que para arsénico alcanzó un 92.6% en 30 min, superando significativamente la ozonación simple (67.7%) y la adsorción individual (51.4%).

El proceso $\text{O}_3/\text{Fe-ZA}$ destaca por su alta eficiencia debido a la generación de radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$), promovida por el hierro que actúa como sitio activo en la descomposición del ozono. Estos radicales oxidan el As(III) a As(V) y desactivan a los microorganismos, lo que permite una purificación simultánea del agua. El mecanismo de remoción se da en dos etapas: primero, la precipitación inducida por los radicales y, luego, la adsorción del As(V) en la zeolita dopada con hierro. La adición de NaHCO_3 , un captador de radicales, reduce la remoción de arsénico y coliformes, lo que confirma la importancia de los $\bullet\text{OH}$. Este proceso catalítico es eficiente y sostenible, logrando una remoción de arsénico del 92 % y la inactivación completa de coliformes fecales. La Tabla 10 presenta diferentes tipos de zeolitas modificadas y su uso en la eliminación de contaminantes.

Tabla 10. Zeolitas modificadas y sus principales aplicaciones en el tratamiento de aguas contaminadas.

Fuente: Elaboración propia.

	Método o tipo de modificación	Aplicación principal	Eficiencia de remoción	Ventajas principales	Desventajas o limitaciones	Referencia
ZnO/TiO₂/Ag-Zeolita	Incorporación de metales de transición o nanopartículas semiconductoras	Fármacos (diclofenaco, ibuprofeno, eritromicina, sulfametoxazol); pesticidas (atrazina, clorpirifos)	>90% de eliminación; incremento hasta 184 veces en fotodegradación de carbofurano	Alta actividad fotocatalítica; generación de sitios activos; degradación avanzada de EOPs	Sensibilidad al pH; posible aglomeración de nanopartículas; regeneración limitada	Samara et al., 2025
Zeolita natural calcinada + radiación UV	Modificación térmica (calcinación) combinada con desinfección UV	Metales pesados (Cd, Zn, Mn); compuestos orgánicos (fenol, cianuro); microorganismos	Cd: 82.75%, Zn: 67.5%, Mn: 69.52%; turbidez y Be: 100%	Bajo costo; mejora la eficiencia frente a la zeolita natural; sin aditivos químicos	Requiere radiación UV; menor eficiencia ante aguas muy turbias	Meiramk ulova et al., 2024
Zeolita Hidroxiapatita	Precipitación simple de hidroxiapatita sobre zeolita sintética	Fluoruro (F ⁻) en agua potable	92.23% (pH 3, 30 °C, [F ⁻]=6 ppm); 39.38 mg/g	Alta selectividad por F ⁻ ; interferencia mínima del Cl ⁻ ; regenerable	pH ácido óptimo; limitada estabilidad a largo plazo	Boteju et al., 2025
Zeolita 5A (11Z5A y 18PZ5A)	Síntesis hidrotérmica a partir de caolín; intercambio iónico	As(V) y Pb(II) en agua real	As(V): 95.6% (36.35 mg/g); Pb(II): 94% (46.67 mg/g)	Alta estabilidad estructural; buena adsorción en aguas reales; bajo costo	Tiempo de equilibrio prolongado (9–12 h); posible disociación parcial en Pb(II)	Mayta-Armas et al., 2023
Zeolita granular soporte de biomasa (Amx)	Uso como soporte para bacterias Anammox (biozeolita)	NH ₄ ⁺ y NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺ : 86%; NO ₂ ⁻ : 76%	Sistema biológico–adsorbente; ecológico y económico; buena estabilidad	Limitada a condiciones anóxicas; requiere control del pH y HRT	Eberle et al., 2022
Zeolita tipo LTA	Síntesis a partir de residuos industriales sin OSDAs	Metales pesados (Pb ²⁺ , Cu ²⁺ , Sr ²⁺ , Co ²⁺ , Cs ⁺); NH ₄ ⁺ ; ablandamiento del agua	Pb ²⁺ : 880 mg/g; Cu ²⁺ : 230 mg/g; Sr ²⁺ : 294 mg/g; >90% Cs ⁺ , Sr ²⁺ , Co ²⁺	Bajo costo; materiales reciclados; elevada capacidad de intercambio; sostenible	Baja adsorción de aniones; requiere modificación para orgánicos	Pan et al., 2025
Fe-Zeolita A (Fe-ZA)	Impregnación con Fe ²⁺ y calcinación a 550 °C; ozonación catalítica	As(III), coliformes fecales	As: 92.6%; coliformes: 100% en 10 min	Desinfección y oxidación simultáneas; genera radicales •OH; sostenible	Requiere ozono; costos operativos moderados	Ikhlaq et al., 2021

Por otro lado, existe otra clase de materiales emergentes utilizados en la remediación del agua. Las estructuras metal-orgánicas, conocidas como MOFs (por sus siglas en inglés), son redes de coordinación formadas por materiales híbridos orgánico-inorgánicos. Estos sistemas están constituidos por ligandos orgánicos unidos a iones metálicos o cúmulos inorgánicos mediante enlaces de coordinación. Su uso se ha expandido gracias a sus propiedades estructurales y químicas versátiles, como la porosidad bien ordenada, la elevada área superficial específica, la diversidad estructural, la presencia de sitios activos sintonizables y su capacidad de modificación química (Lal et al., 2024).

Una revisión exhaustiva realizada por Lal et al en 2024 destaca que la creciente aplicación de los MOFs en la descontaminación del agua se debe, principalmente, a su capacidad de sintonización y a la posibilidad de realizar modificaciones in situ o postsintéticas, además de su estabilidad frente al agua. Esta estabilidad es esencial en sistemas de tratamiento, ya que describe la capacidad del material para mantener su estructura ordenada y su porosidad al exponerse a agua, ácidos, álcalis o soluciones salinas. La pérdida de estabilidad suele ocurrir cuando se rompe el enlace metal-ligando.

Los factores que influyen en la estabilidad de los MOFs en medios acuosos se dividen en internos y externos. Entre los internos, de naturaleza termodinámica y cinética, se encuentran la cristalinidad, la hidrofobicidad de los poros, el grado de porosidad, la fuerza del enlace metal-ligando y la geometría de coordinación. Los factores externos incluyen la temperatura, el pH y la humedad.

Para obtener MOFs estables, es necesario formar enlaces de coordinación fuertes. Los materiales basados en metales de alta valencia, como Zr^{4+} , Ti^{4+} , Cr^{3+} y Al^{3+} , presentan una estabilidad sobresaliente en medios acuosos. De igual manera, los MOFs basados en azolatos, como ZIF-8, que emplean metales divalentes, muestran alta estabilidad química y superan incluso a muchos MOFs de carboxilato de zinc.

Las estrategias para mejorar la estabilidad en el agua se agrupan en dos categorías principales: internas y externas. La modificación interna consiste en ajustar la composición

del material para incrementar su estabilidad termodinámica; entre las familias más estables destacan las series MIL, ZIF y UiO. La modificación externa comprende tratamientos destinados a mejorar la estabilidad cinética, como recubrimientos hidrofóbicos o la incorporación de grupos funcionales de naturaleza similar.

En cuanto a sus aplicaciones, los MOFs se concentran principalmente en tres campos: adsorción, degradación fotocatalítica y detección de contaminantes. En adsorción, muestran alta eficiencia para eliminar tintes, metales pesados, pesticidas y fármacos, mediante interacciones como fuerzas electrostáticas, enlaces de hidrógeno e intercambio iónico. Además, es posible diseñarlos para ser selectivos según el tamaño o la carga del contaminante.

En la degradación fotocatalítica, distintos MOFs basados en Zn, Co, Ni, Cd o Ti aprovechan la luz visible para generar radicales capaces de descomponer compuestos orgánicos persistentes, con rendimientos comparables o incluso superiores a los de los fotocatalizadores tradicionales. En detección, sus propiedades ópticas y su estructura porosa han permitido desarrollar sensores luminiscentes, electroquímicos y colorimétricos capaces de identificar con alta sensibilidad metales pesados, antibióticos, pesticidas y otros contaminantes.

Diversos estudios han documentado los tipos de contaminantes que los MOFs pueden eliminar. Y. Liu et al (2025) señalan que, en el caso de compuestos orgánicos, varios MOFs permiten detectar y adsorber antibióticos como las tetraciclinas, con límites de detección muy bajos y capacidades de adsorción elevadas. Su aplicación también se ha extendido a tintes, pesticidas y explosivos, combinando la detección fluorescente con una remoción eficiente.

Respecto a contaminantes inorgánicos, se han desarrollado MOFs capaces de identificar y capturar metales pesados como mercurio, plomo, cromo o vanadio, algunos con detección colorimétrica visible y capacidades de adsorción particularmente altas. También existen materiales diseñados para detectar y eliminar aniones como fosfatos, fluoruro o yoduro.

Otra línea de investigación combina detección y degradación, especialmente en el caso de antibióticos y fármacos. En estos sistemas, los MOFs actúan como catalizadores mediante procesos tipo Fenton o fotocátalisis, alcanzando degradaciones cercanas al 90–95 %. Algunos materiales funcionan incluso como nanoenzimas, capaces de detectar y oxidar simultáneamente compuestos fenólicos.

Finalmente, ha cobrado relevancia el desarrollo de MOFs capaces de actuar frente a múltiples contaminantes, ya sea mediante funciones específicas para cada especie o mediante una sola función aplicada a varias. Esto incluye materiales que detectan simultáneamente compuestos orgánicos y metales, o que adsorben tanto iones metálicos como antibióticos.

Entre los MOFs se encuentran las estructuras zeolíticas de imidazolato, conocidas como ZIF por sus siglas en inglés. Estas están formadas por enlazadores de imidazolato y iones metálicos, cuyas estructuras recuerdan a las zeolitas convencionales de aluminosilicato. Constituyen una subfamilia de los MOFs, compuesta por unidades M–Im–M (donde M es un catión de Zn o Co e Im es un enlazador de imidazolato), ensambladas mediante procesos de autoensamblaje. Los ZIFs se distinguen por la presencia de poros intrínsecos, la diversidad funcional y una alta estabilidad térmica y química, combinando ventajas propias de las zeolitas y de los MOFs. Entre sus propiedades más relevantes se incluyen áreas superficiales elevadas, microporosidad unimodal, alta cristalinidad y estabilidad térmica de hasta 500 °C.

Chen et al en 2014 describen diversas técnicas de síntesis de los ZIFs, señalando que tradicionalmente se han obtenido en forma de polvo mediante métodos solvotermales e hidrotérmales, empleando disolventes orgánicos y aditivos que permiten controlar la nucleación. En su variante hidrotérmal se han promovido alternativas más ecológicas basadas en agua, que emplean aditivos como trietilamina o hidróxido de amonio, lo que ha permitido modular el tamaño y la morfología de los cristales. Asimismo, reportan otros enfoques, como la síntesis ionotérmica mediante líquidos iónicos, el uso de la sonicación para acelerar la nucleación y una tendencia creciente hacia métodos sin disolvente, entre

los que destacan la conversión asistida por vapor, el calentamiento directo de mezclas sólidas, el envejecimiento acelerado y la mecanoquímica por molienda de bolas. El envejecimiento acelerado se describe como un método simple y ambientalmente amigable que consiste en moler el óxido de zinc con el ligando en presencia de una sal catalítica y someter la mezcla a condiciones de alta humedad y baja temperatura (Cliffe et al., 2012).

La síntesis de películas delgadas y membranas de ZIFs suele realizarse mediante crecimiento secundario, que requiere la siembra previa del soporte con microcristales, o bien mediante cristalización in situ, en la que la capa policristalina se forma directamente sobre el sustrato. Estrategias como la modificación química del soporte, la difusión controlada o la evaporación del disolvente han permitido obtener membranas más homogéneas y con mayor control sobre su orientación cristalográfica.

El ZIF-8 se considera un miembro prototípico de los ZIF. Está compuesto por clústeres de zinc (Zn^{2+}) y el ligando imidazolato (2-metilimidazol), con fórmula química $\text{Zn}(\text{2-Hmim})_2$. Presenta propiedades destacadas, como alta estabilidad térmica y química, elevada porosidad y una composición superficial ajustable. Estructuralmente, comparte la tipología de las zeolitas del tipo sodalita. Posee poros delimitados por anillos de seis miembros con un tamaño de apertura aproximado de 3.4 Å, que confieren flexibilidad estructural. Sus cristales pueden presentar morfologías como dodecaedro rómbico o cúbico, así como otras formas poliédricas, y son altamente porosos (Van Vreeswijk y Weckhuysen, 2022).

Van Tran et al en 2025 realizaron una revisión exhaustiva de los métodos de síntesis del ZIF-8, abordando el uso de precursores, disolventes y aditivos. Los precursores más empleados son fuentes de Zn^{2+} y 2-metilimidazol. Los métodos de síntesis se clasifican en convencionales y no convencionales. Entre los convencionales, el empleo de metanol como disolvente es el más frecuente debido a su elevada capacidad de disolución, lo que permite realizar la síntesis a temperatura ambiente y obtener materiales con áreas superficiales elevadas. El uso de agua como medio de reacción constituye una opción más económica y ambientalmente favorable, aunque puede afectar la porosidad y el rendimiento del producto final. Por otra parte, los métodos solvotérmicos e hidrotermales se desarrollan a

temperaturas y presiones elevadas, y con frecuencia se utiliza dimetilformamida para favorecer una cristalización controlada.

Los métodos no convencionales buscan optimizar los tiempos de reacción y reducir el consumo de energía. La síntesis asistida por ultrasonido emplea la cavitación acústica para acelerar la formación de núcleos cristalinos. El método asistido por microondas permite un calentamiento rápido y uniforme, lo que reduce significativamente los tiempos de síntesis. Finalmente, la mecanosíntesis minimiza o elimina el uso de disolventes, por lo que se considera una alternativa más sustentable desde el punto de vista ambiental.

Por último, Soltani et al en 2024 reportaron la síntesis de ZIF-8 mediante un método verde y sencillo en condiciones ambientales. Utilizaron nitrato de zinc ($\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$) y 2-metilimidazol como precursores, empleando agua desionizada como disolvente, lo que demuestra la viabilidad de rutas sostenibles para la obtención del material. En la Tabla 11 se muestran las líneas temáticas punteras en investigación sobre los MOFs y ZIFs aplicados al tratamiento de aguas.

Tabla 11. Principales líneas de investigación y características de los MOFs y ZIFs aplicados al tratamiento de contaminantes en agua.

Fuente: Elaboración propia.

Línea temática	Descripción	Referencias
MOFs para detección y degradación de contaminantes	Algunos MOFs se emplean simultáneamente para la detección y degradación de contaminantes emergentes, como antibióticos y fármacos. Actúan como catalizadores en procesos tipo Fenton o fotocátalisis, alcanzando eficiencias de degradación del 90–95 %. En ciertos casos, estos materiales actúan como nanoenzimas, capaces de detectar y oxidar simultáneamente compuestos fenólicos.	—
MOFs multifuncionales para múltiples contaminantes	Se han desarrollado MOFs capaces de actuar frente a distintos tipos de contaminantes mediante funciones específicas o una sola función aplicada a varias especies. Estos materiales pueden detectar de forma simultánea compuestos orgánicos y metales, o bien adsorber tanto iones metálicos como antibióticos, ampliando su aplicabilidad en el tratamiento de agua.	—
Estructuras de imidazolato zeolíticas (ZIFs)	Los ZIFs constituyen una subfamilia de los MOFs formados por unidades M–Im–M (M = Zn o Co; Im = imidazolato), con estructuras análogas a las zeolitas de aluminosilicato. Se caracterizan por su alta estabilidad térmica y química, elevada área superficial, microporosidad unimodal y alta cristalinidad, soportando temperaturas de hasta 500 °C.	Yang et al. (2014)
Métodos de síntesis de ZIFs	Tradicionalmente, los ZIFs se sintetizan como polvos mediante métodos solvotermales e hidrotérmales, utilizando disolventes orgánicos. Alternativas más ecológicas incluyen síntesis hidrotermal en agua con aditivos, métodos ionotérmales, sonicación y técnicas sin disolvente como conversión asistida por vapor, envejecimiento acelerado y mecano-síntesis. El envejecimiento acelerado destaca por su simplicidad y bajo impacto ambiental.	Yang et al. (2014); Cliffe et al. (2012)
Síntesis de películas delgadas y membranas de ZIFs	La obtención de películas y membranas de ZIFs se realiza principalmente mediante crecimiento secundario o cristalización in situ. Estrategias como la modificación del soporte y el control de la difusión o la evaporación del disolvente permiten mejorar la homogeneidad y la orientación cristalográfica de las membranas.	Yang et al. (2014)
Propiedades estructurales del ZIF-8	El ZIF-8 es un ZIF prototípico compuesto por Zn^{2+} y 2-metilimidazol, con estructura tipo sodalita. Presenta alta estabilidad térmica y química, elevada porosidad y química superficial ajustable. Sus poros tienen aperturas cercanas a 3.4 Å y sus cristales pueden presentar morfologías dodecaédricas, cúbicas u otras formas poliédricas.	Van et al. (2025)
Métodos de síntesis del ZIF-8	Los métodos de síntesis del ZIF-8 se dividen en convencionales y no convencionales. Entre los convencionales destacan el uso de metanol, agua y métodos solvotermales o hidrotérmales. Los no convencionales incluyen síntesis asistida por ultrasonido, microondas y mecano-síntesis, orientados a reducir tiempos de reacción y consumo energético.	Van et al. (2025)
Síntesis verde de ZIF-8	Se han propuesto rutas sostenibles para la síntesis de ZIF-8 bajo condiciones ambientales, empleando nitrato de zinc y 2-metilimidazol en agua desionizada como disolvente, demostrando la viabilidad de métodos verdes y de bajo impacto ambiental.	Soltani et al. (2024)

Para comprender y optimizar las zeolitas, los MOFs y los materiales híbridos, es importante conocer su estructura cristalina, morfología, porosidad, estabilidad química, defectos y composición elemental. Esto se logra combinando distintas técnicas de caracterización, y la elección de estas determina qué propiedades pueden correlacionarse con su desempeño en catálisis y adsorción, y, en el caso de materiales híbridos, observar cómo se impregnan los componentes.

Para la caracterización de materiales porosos, se han utilizado diversas técnicas. Para conocer su composición y fases minerales, se emplean difracción de rayos X (XDR) y microscopía electrónica de transmisión, entre otras (Van Vreeswijk & Weckhuysen, 2022; Juneau et al., 2020; Ruíz-Baltazar et al., 2015).

La XRD, es utilizada para el mapeo espacial de concentraciones mediante su cristalinidad, ejemplo, la zeolita mexicana tiene tres fases principales: clinoptilolita (la fase predominante con morfología hexagonal), modernita (con forma de agujas) y feldespato (agregados granulares sin forma definida) (Van Vreeswijk & Weckhuysen, 2022; Juneau et al., 2020). La técnica de XRD se considera la herramienta principal para la identificación estructural y la determinación de la pureza de los materiales cristalinos; actúa como una “huella dactilar” que permite confirmar si la síntesis fue exitosa al comparar los resultados con estructuras ya reportadas (Abid et al., 2024).

La microscopía electrónica de transmisión combina alta sensibilidad térmica con resolución nanométrica para estudiar la distribución de los elementos. Esta técnica, al combinarse con otras, revela la química interna del material (Van Vreeswijk & Weckhuysen, 2022).

La microscopía electrónica de barrido (SEM) es una herramienta analítica de alta resolución que utiliza un haz de electrones para obtener imágenes de las superficies de los materiales a escala nanométrica y micrométrica. Esta técnica es fundamental para medir diversas propiedades estructurales de los materiales, como los MOFs, incluyendo su tipología, morfología y tamaño de cristal, y permite la creación de mapas de distribución elemental mediante la espectroscopía de energía dispersiva (EDS). Las limitaciones del SEM, son que

requiere un entorno de vacío, puede causar daño por el haz de electrones en muestras sensibles y presenta riesgos de contaminación de la muestra, además, en el análisis EDS se debe tener precaución para que los picos del material de recubrimiento no se solapen con los metales de los materiales (Payam et al., 2024).

La microtomografía computarizada (Micro-CT) es una técnica avanzada de imagenología que permite obtener detalles estructurales en tres dimensiones de la microestructura de materiales porosos y proporciona datos volumétricos y una resolución espacial directa. Se utiliza para cuantificar la porosidad total, mapear su distribución espacial y analizar descriptores microestructurales fundamentales como la conectividad y la distribución del tamaño de los poros. Los datos obtenidos con esta técnica sirven como entrada esencial para modelos computacionales de flujo de fluidos, de transporte de masa, de filtración y de aplicaciones energéticas. Las limitaciones de esta técnica son el alto costo del equipo y el

hecho de que, en el procesamiento de los datos, las imágenes crudas suelen presentar ruido, lo que requiere técnicas de procesamiento digital de imágenes (Cardoso et al., 2025). En la Tabla 12 se muestran las principales técnicas de caracterización de materiales, así como su posible aplicación y sus limitaciones.

Tabla 12. Técnicas de caracterización de materiales, aplicación y materiales.

Fuente: Elaboración propia.

Técnica	Descripción	Aplicación	Limitaciones	Referencias
Difracción de Rayos X (XRD)	Utiliza la cristalinidad del material para mapear las concentraciones, identificando las fases minerales de los materiales.	Identificación estructural y determinación de la pureza de materiales cristalinos.	Requiere comparación con estructuras ya reportadas, no es útil para materiales amorfos.	Van Vreeswijk y Weckhuysen (2022); Juneau et al. (2019)
Microscopía Electrónica de Transmisión (TEM)	Combinación de alta sensibilidad térmica con resolución nanométrica para estudiar la distribución de elementos y la química interna del material.	Estudio detallado de la microestructura y distribución de elementos en materiales porosos.	Requiere preparación específica de muestras, no siempre accesible en todos los laboratorios.	van Vreeswijk y Weckhuysen (2022)
Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)	Utiliza electrones para obtener imágenes de superficies de materiales a escala nanométrica y micrométrica. Permite medir propiedades estructurales como morfología, tamaño de cristal y distribución elemental.	Medición de morfología y tamaño de cristal de MOFs, creación de mapas de distribución elemental mediante EDS.	Requiere un entorno de vacío, posible daño a las muestras sensibles, riesgos de contaminación y solapamiento en análisis EDS.	Farokh et al. (2024)
Microtomografía Computarizada (Micro-CT)	Técnica avanzada de imagenología para obtener detalles estructurales en 3D de la microestructura de materiales porosos, proporcionando datos volumétricos y de resolución espacial.	Cuantificación de la porosidad total, distribución espacial de poros, análisis de microestructuras como conectividad y tamaño de los poros.	Alto costo de equipo, ruido en imágenes crudas que requiere procesamiento adicional.	Firmino et al. (2025)

7. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad del compósito Zeo/ZIF-8 para la remoción de arsénico en agua de uso y consumo humano, comparándola con la eficiencia de la Zeo-Nat y del ZIF-8 por separado.

8. OBJETIVOS PARTICULARES

- Caracterizar la zeolita natural y el ZIF-8 de forma individual antes del proceso de impregnación.
- Sintetizar un compósito híbrido a partir de zeolita natural y ZIF-8 (Zeo/ZIF-8) mediante la técnica de nucleación directa.
- Caracterizar estructural y morfológicamente el compósito Zeo/ZIF-8 antes y después de su contacto con agua contaminada con arsénico.
- Realizar ensayos de adsorción tipo batch para determinar la capacidad de remoción de arsénico del compósito sintetizado.
- Evaluar el desempeño del compósito en la remoción de arsénico de agua contaminada mediante columnas de adsorción de lecho fijo.

9. METODOLOGÍA

9.1 Obtención y pretratamiento de la zeolita natural (Zeo-Nat).

La zeolita utilizada en este estudio fue obtenida de un yacimiento natural localizado en el estado de Michoacán. Con el fin de mejorar sus propiedades de intercambio iónico y limpieza superficial, la Zeo-Nat fue sometida a un pretratamiento químico y térmico controlado. Para ello, se pesaron 20 gramos del material y se sumergieron en 500 ml de una solución de cloruro de sodio (NaCl) 0.5 M previamente preparada, manteniéndose en reposo durante 24 horas a temperatura ambiente. Transcurrido este tiempo, la mezcla fue colocada en un termobañó (Thermo Electron Corporation, modelo 2870) y se mantuvo durante 48 horas a 40 °C para favorecer la estabilización de los iones incorporados. Posteriormente, el material fue enjuagado con agua desionizada al menos cinco veces para eliminar los residuos de NaCl y otras sales liberadas. Finalmente, el sólido fue secado en un

horno de convección (Shel Lab) a 40 °C durante 24 horas, obteniéndose la Zeo-Nat pretratada.

9.2 Síntesis del ZIF-8.

Para la síntesis del material ZIF-8, se utilizaron como precursores metálicos el acetato de zinc y el sulfato ferroso, y como ligando orgánico el 2-metilimidazol. Se prepararon tres soluciones precursoras disolviendo por separado 1.5 g de acetato de zinc ($\text{Zn}(\text{CH}_3\text{COO})_2$), 1.5 g de sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot x\text{H}_2\text{O}$) y 5.6 g de 2-metilimidazol ($\text{C}_4\text{H}_6\text{N}_2$) en 25 mL de agua desionizada, agitando hasta obtener mezclas completamente homogéneas. La solución metálica se obtuvo combinando el acetato de zinc con el sulfato ferroso, mientras que el ligando se mantuvo por separado.

Posteriormente, se añadieron lentamente 25 mL de la solución metálica a la solución del ligando y la mezcla resultante se dejó reposar sin perturbaciones durante al menos 24 horas a temperatura ambiente, lo que permitió la formación del marco metal-orgánico. Una vez transcurrido este periodo, se realizó una centrifugación a 3000 rpm durante 10 minutos, recuperándose el precipitado, el cual fue lavado con agua desionizada en cinco ciclos consecutivos bajo las mismas condiciones de centrifugado. Finalmente, el material se secó en un horno a 60 °C durante 24 horas, obteniéndose el ZIF-8 en forma de polvo seco.

9.3 Obtención del compuesto de zeolita y ZIF-8.

La impregnación del ZIF-8 en la zeolita natural pretratada se realizó simultáneamente con la síntesis del material. Para ello, se añadió 1 gramo de zeolita pretratada a la mezcla reactiva del ZIF-8, la cual se dejó en reposo, sin perturbaciones, durante 72 horas a temperatura ambiente, lo que permitió la nucleación y el crecimiento del marco metal-orgánico sobre la superficie y la porosidad de la zeolita. Al finalizar el periodo de reposo, el sólido fue separado de la fase líquida y lavado con agua desionizada al menos cinco veces, seguido de una centrifugación a 3000 rpm durante 10 minutos. Posteriormente, el material compuesto se secó en un horno de convección (Shel Lab) a 40 °C durante 24 horas,

obteniéndose un compuesto Zeo/ZIF-8 en forma de polvo seco, adecuado para los ensayos posteriores de caracterización y pruebas de adsorción.

9.4 Caracterización.

La caracterización individual de los materiales obtenidos (Zeo-Nat, ZIF-8 y compuesto Zeo/ZIF-8) se realizó mediante tres técnicas analíticas principales. La microtomografía computarizada (micro-CT) se utilizó como técnica no destructiva para obtener reconstrucciones tridimensionales de la estructura interna y evaluar aspectos como la distribución de poros y las fases del material. La microscopía electrónica de barrido (SEM) permitió analizar la morfología superficial y el tamaño de partícula de las muestras, obteniendo micrografías útiles para identificar la textura de la zeolita, la formación de cristales de ZIF-8 y su distribución en la superficie del compuesto. Finalmente, la difracción de rayos X (DRX) se empleó para determinar la estructura cristalina, comparando los difractogramas de los materiales individuales y del híbrido para verificar la formación del compuesto final.

9.5 Pruebas de adsorción.

Para las pruebas de adsorción se empleó agua de manantial con presencia natural de arsénico, con una concentración inicial de 90 µg/L. Para cada ensayo, se tomaron directamente 10 mL de agua de manantial, los cuales se pusieron en contacto con el material adsorbente en condiciones controladas de temperatura mediante un termobañero.

Con el fin de evaluar la cinética de adsorción, se realizaron muestreos en los siguientes tiempos: 10 minutos, 30 minutos, 1 hora, 2 horas, 3 horas, 5 horas, 7 horas, 8 horas, 10 horas y 12 horas. La concentración de arsénico en cada muestra se determinó mediante espectroscopía de absorción atómica (AAS). A partir de estos datos, se analizó la velocidad del proceso de adsorción y el tiempo necesario para alcanzar el equilibrio, lo que permitió describir el comportamiento cinético del sistema.

Por otra parte, para el estudio de isotermas de adsorción, los experimentos se realizaron bajo condiciones de equilibrio durante 36 horas de contacto, a una temperatura de 25 °C y un pH inicial de 7.6. En estos ensayos se emplearon diferentes masas de adsorbente, variando desde 0.1 g y aumentando progresivamente hasta 1 g, con el fin de analizar la relación entre la cantidad de adsorbente utilizada y la cantidad de arsénico removido del sistema. La concentración de arsénico en equilibrio también se determinó mediante espectroscopía de absorción atómica (AAS).

La capacidad de adsorción del material se calculó mediante un balance de masas, considerando la diferencia entre las concentraciones inicial y final de arsénico, el volumen de la solución y la masa del adsorbente utilizado. La Figura 3 representa la medición de As en las pruebas de adsorción mediante espectroscopía de absorción atómica (AAS).



Figura 3. Medición de As mediante espectroscopía de absorción atómica (AAS).

10. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

10.1 Caracterización.

10.1.1 Microtomografía computarizada.

La Figura 4 muestra las imágenes de microtomografía computarizada (micro-CT) de la zeolita natural. En estas imágenes se distinguen las diferentes fases presentes en la zeolita analizada. El color gris oscuro representa la matriz del material (Figura 4a), correspondiente a la estructura silicatada de la zeolita; mientras que el color azul indica la porosidad interna y evidencia una red de canales bien definida (Figura 4b). Por su parte, las zonas en rojo corresponden a incrustaciones de hierro (Fe) tanto en la superficie como en el interior del material (Figuras 4c y 4d). Estas inclusiones no presentan una distribución homogénea, lo que sugiere una impregnación parcial o una incorporación selectiva del hierro en determinadas regiones de la matriz zeolítica.

La porosidad de la zeolita natural constituye una de sus propiedades más relevantes, ya que determina en gran medida su capacidad de interactuar con distintas especies químicas. La presencia de una red de poros y canales internos genera una elevada área superficial, lo que favorece la adsorción de iones metálicos en soluciones acuosas, en particular de los metales pesados presentes en el agua. Además, dentro de estos poros se encuentran cationes intercambiables como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , que compensan la carga negativa de la estructura de los aluminosilicatos y facilitan los procesos de intercambio iónico, un mecanismo clave en la remoción de contaminantes disueltos (Salih et al., 2025a).

Cabe señalar que la caracterización estructural de zeolitas naturales mediante microtomografía computarizada (micro-CT) ha sido poco explorada en la literatura. La mayoría de los estudios se han centrado en técnicas convencionales como la difracción de rayos X, la microscopía electrónica o el análisis de área superficial (BET), que proporcionan información mineralógica y textural, pero no permiten visualizar tridimensionalmente la distribución interna de poros y fases dentro de la partícula. En este sentido, las imágenes obtenidas mediante micro-CT aportan una perspectiva complementaria al permitir observar la arquitectura interna del material sin alterar su estructura, lo que contribuye a

una mejor comprensión de la relación entre la porosidad, la distribución de fases y el comportamiento adsorbente de la zeolita natural.

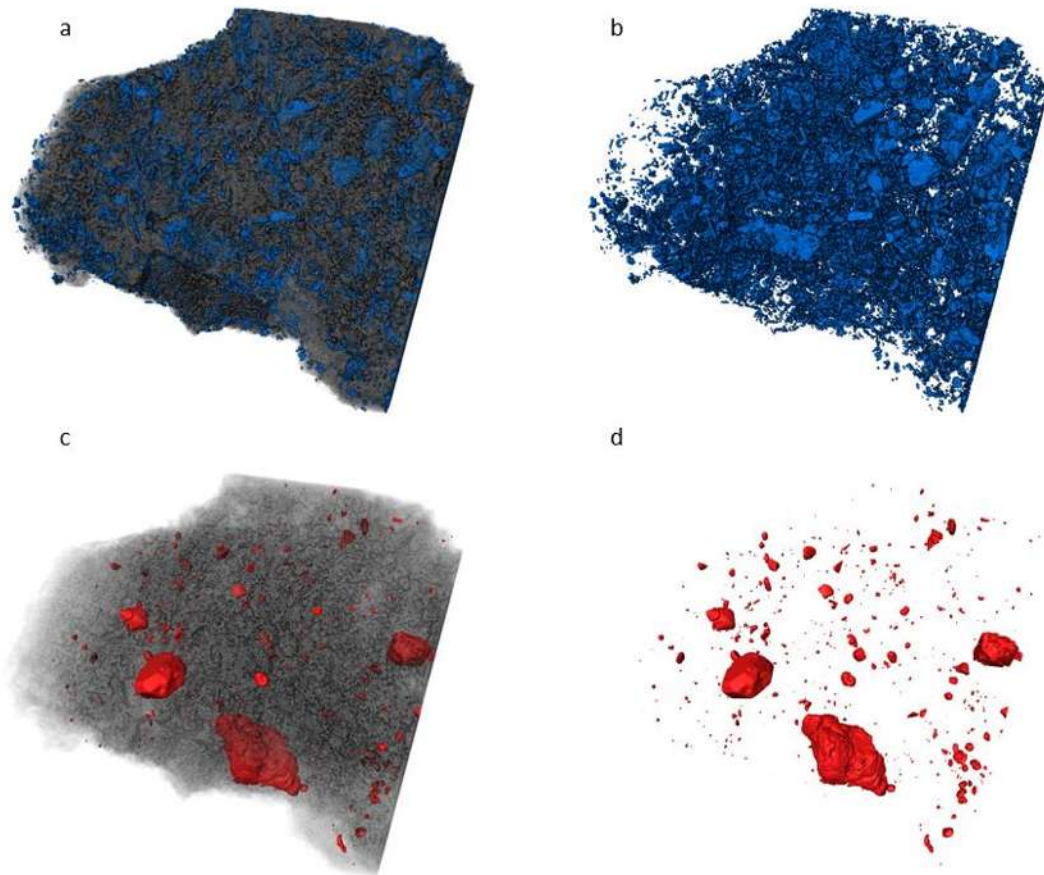


Figura 4. Imágenes micro-CT de la zeolita natural: (a) Matriz y porosidad; (b) Porosidad; (c) Matriz zeolítica e incrustaciones de Fe; (d) Incrustaciones de Fe.

Por otra parte, la Figura 5 muestra las imágenes obtenidas mediante micro-CT, en las que el análisis se centra principalmente en la porosidad del material. En las reconstrucciones tridimensionales de la zeolita natural se observa una porosidad altamente interconectada y distribuida a lo largo del material (Figura 5a), lo que evidencia una red interna continua

de canales y cavidades. Esta configuración sugiere la presencia de múltiples trayectorias de flujo dentro de la estructura, lo que favorece el transporte de fluidos hacia el interior del material. En la ampliación del modelo (Figura 5b), se distingue con mayor detalle la complejidad del sistema poroso, donde los poros presentan diámetros variables y una disposición ramificada que recuerda a una red vascular. Además, la zeolita presenta porosidad primaria o microporosidad, asociada a su estructura cristalina de aluminosilicatos, formada por un sistema tridimensional de canales o “nanotubos”. Además, existe porosidad secundaria, que incluye mesoporos y macroporos (Figuras 5b y 5c). La mesoporosidad se origina principalmente por procesos de exfoliación o clivaje de los

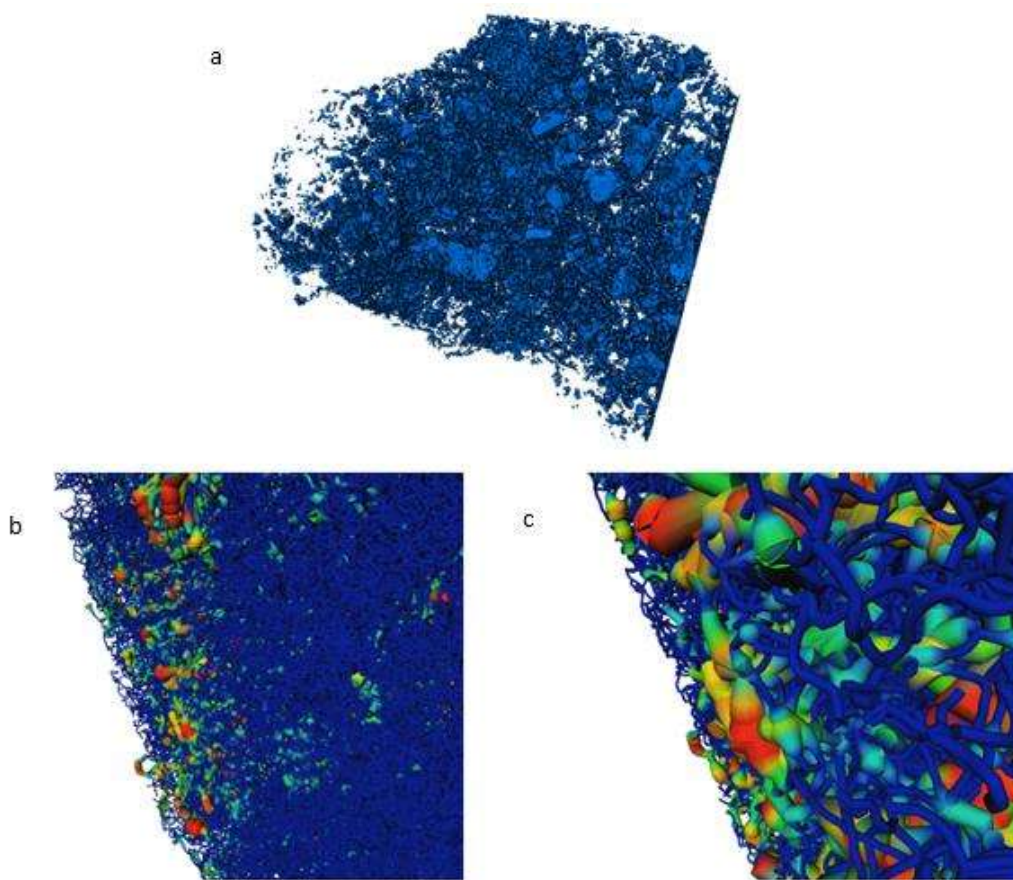


Figura 5. Imágenes micro-CT de la porosidad de la zeolita natural: (a) porosidad; (b y c) red tridimensional de porosidad y sus distintos diámetros.

crystalitos de zeolita, lo que genera poros en forma de ranura. Por su parte, la macroporosidad corresponde a los espacios vacíos entre los bloques de cristalitos y otros

En las reconstrucciones tridimensionales del ZIF-8 obtenidas mediante microtomografía computarizada, se distinguen claramente tres tonalidades de gris, asociadas a diferencias en la densidad de los materiales presentes. Estas variaciones de contraste podrían estar relacionadas con zonas diferenciadas en la composición química, particularmente con regiones enriquecidas en zinc y otras en hierro, lo cual es coherente con la coexistencia de ambas fases en la estructura del material. La distribución no homogénea de las densidades sugiere una impregnación diferencial o una incorporación selectiva de los elementos metálicos en la red cristalina del ZIF-8 (figura 6). En la figura 6 se muestran las imágenes de micro-CT del ZIF-8.

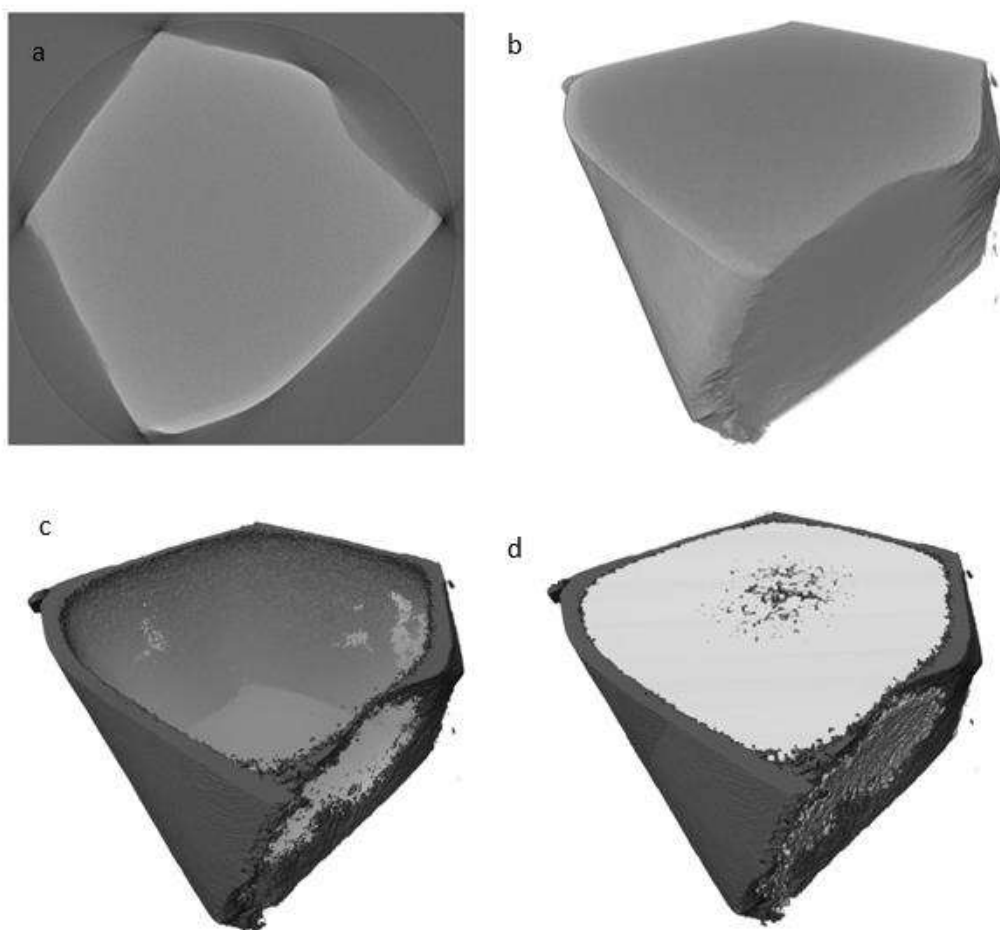


Figura 6. Imagen micro-CT de ZIF-8; (a y b) reconstrucción tridimensional de una partícula de ZIF-8; (c) fases de ZIF-8; (d) fases y porosidad de ZIF-8.

Asimismo, en la reconstrucción tridimensional de la porosidad del material sintético ZIF-8 (Figura 7), los poros se visualizan en color azul y se concentran principalmente en la zona superior central del volumen analizado. A diferencia de la zeolita natural, cuya estructura presenta una red porosa interconectada, la porosidad observada en el ZIF-8 se presenta mayormente aislada y distribuida en regiones específicas del material, lo que sugiere una menor conectividad interna a la escala analizada.

Este comportamiento está asociado con la naturaleza estructural del ZIF-8, un marco metal-orgánico cuya porosidad se origina en su organización cristalina interna. Debido a que gran parte de esta porosidad se encuentra a escalas muy pequeñas, muchas de sus cavidades no pueden resolverse completamente mediante microtomografía computarizada (micro-CT), lo que puede dar la apariencia de poros aislados en las reconstrucciones tridimensionales. No obstante, esta estructura interna confiere al material una elevada área superficial, una característica que explica su interés en aplicaciones de adsorción (Lombardo et al., 2025).

En conjunto, estas propiedades estructurales permiten comprender el potencial del ZIF-8 como material adsorbente, ya que su elevada área superficial favorece la interacción con diversas especies químicas. Asimismo, su incorporación en matrices minerales, como la zeolita natural, puede contribuir a mejorar la conectividad del sistema poroso y facilitar la difusión hacia los sitios activos del material. La Figura 7 muestra las imágenes obtenidas mediante microtomografía computarizada (micro-CT) de la porosidad del ZIF-8.

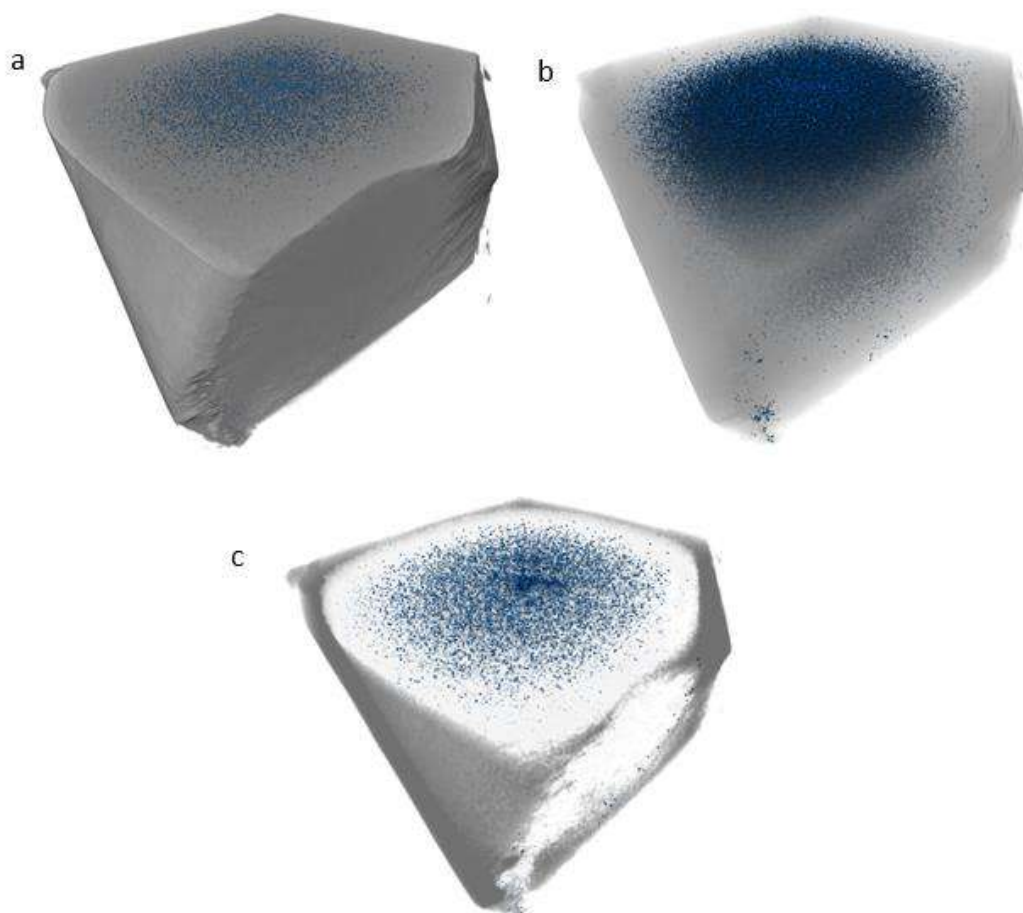


Figura 7. Imagen de micro-CT de la porosidad del ZIF-8.

La Figura 8 muestra las imágenes comparativas obtenidas mediante micro-CT, permitiendo observar la distribución espacial del ZIF-8 y de las incrustaciones metálicas dentro de la estructura del compuesto. En la reconstrucción tridimensional del compuesto de zeolita natural y ZIF-8, la matriz de zeolita se representa en azul (Figura 8a), mientras que el recubrimiento de ZIF-8 impregnado se observa en gris (Figura 8c), formando una estructura envolvente que se adhiere de manera continua a la superficie del material natural (Figura 8b). Las incrustaciones de hierro se visualizan en rojo, distribuidas de forma heterogénea y con tamaños variables a lo largo del compuesto (Figura 8d).

Durante el proceso de impregnación, se produce una alteración estructural del material, en la que las nanopartículas de ZIF-8 pueden quedar parcialmente encapsuladas, formando una corteza porosa sobre la matriz de zeolita. Esta configuración favorece la estabilidad del material al proteger el núcleo activo, disminuir la aglomeración de partículas y generar sitios de adsorción más accesibles mediante una red de poros más controlada (Behera et al., 2025).

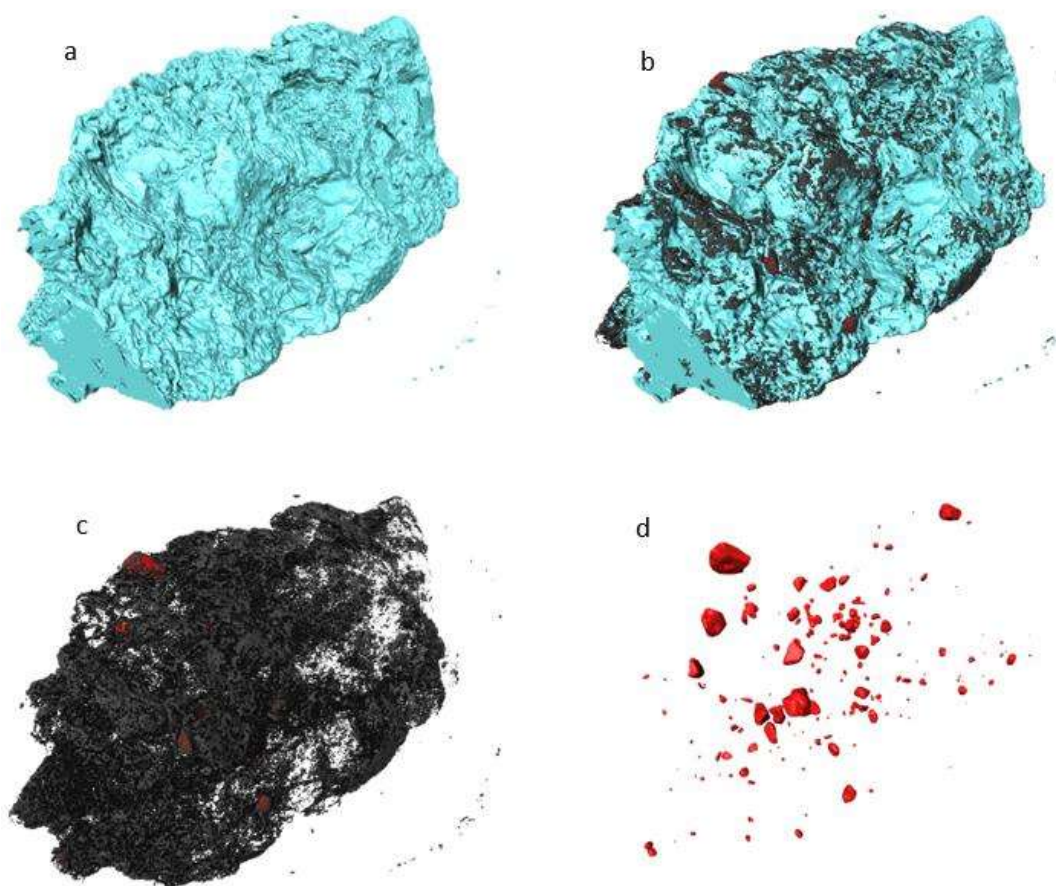


Figura 8. Imágenes micro-CT de compuesto de zeolita y ZIF-8; (a) Matriz zeolítica; (b) Matriz zeolítica con incrustaciones de Fe y ZIF-8 impregnado; (c) ZIF-8 e incrustaciones de Fe; (d) Partículas de Fe.

La Figura 9 presenta las imágenes comparativas obtenidas mediante micro-CT, que permiten visualizar la distribución espacial de la porosidad en el compuesto zeolita-ZIF-8.

En la representación tridimensional de la porosidad del compuesto de zeolita natural y ZIF-8 (Figura 9), se observa que la combinación de ambos materiales da lugar a una distribución porosa más compleja y menos uniforme que la de los materiales individuales, caracterizada por la presencia de micro-, meso- y macroporos. Asimismo, se identifican tanto poros interconectados como poros aislados, predominando estos últimos en la estructura del compuesto (Figura 9b). La formación del compuesto favorece la generación de una arquitectura porosa jerárquica, en la que se integran los microporos característicos del ZIF-8 con poros de mayor tamaño asociados a la matriz de zeolita (Figura 9c). Esta combinación de escalas de porosidad contribuye a reducir el impedimento estérico durante la interacción con moléculas contaminantes, lo que facilita su difusión hacia los sitios activos del material (Behera et al., 2025).

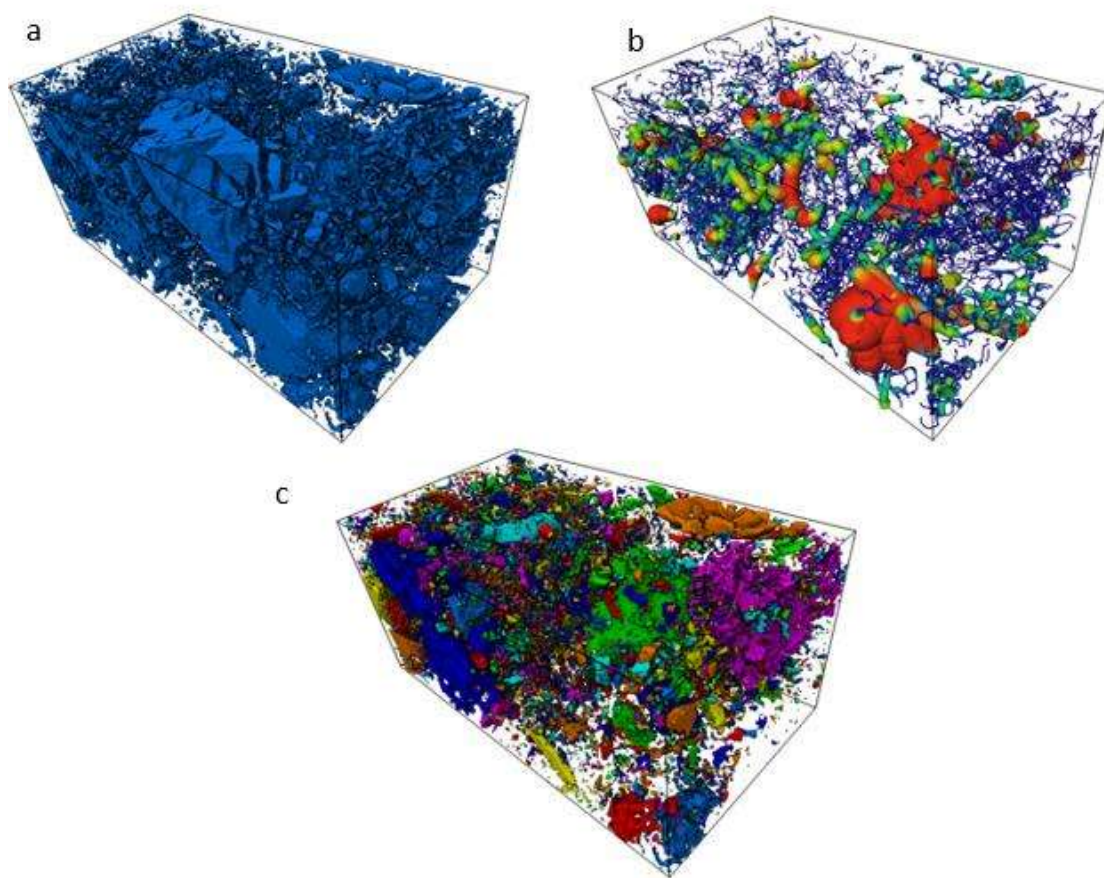


Figura 9. Imagen de micro-CT de la porosidad del compuesto de zeolita y ZIF-8.

10.1.1 Microscopía electrónica de barrido (MEB).

Las imágenes obtenidas mediante microscopía electrónica de barrido (MEB) del grano de zeolita natural (Figura 10) evidencian una morfología irregular y un tamaño aproximado de 1.88 mm en su eje mayor (Figura 10a). La superficie presenta una textura rugosa con cavidades y poros visibles, lo que evidencia una alta porosidad tanto interna como externa. En este sentido, la zeolita presenta una superficie rugosa y una estructura porosa con abundantes macroporos, además de una cristalinidad bien definida, características morfológicas que favorecen los procesos de adsorción de metales, ya que la rugosidad y la presencia de espacios porosos incrementan el área disponible para la interacción con especies disueltas (Munawar et al., 2021). Resultados similares han sido reportados por Velarde et al (2024), quienes observaron, mediante MEB, que la clinoptilolita natural presenta una morfología compuesta por estructuras laminares o escamas apiladas, asociadas a la naturaleza cristalina del mineral. A un aumento de 500× (Figura 10b) se aprecia con mayor detalle una superficie con estructuras fragmentadas y heterogéneas, donde coexisten zonas relativamente compactas con otras más porosas. Esta variabilidad textural sugiere la presencia de distintas fases minerales en la matriz zeolítica. De manera comparable, Velarde et al en 2024 reportaron que las micrografías de zeolita natural muestran una textura heterogénea formada por agregados cristalinos y superficies irregulares, lo cual es característico de materiales zeolíticos del tipo clinoptilolita.

Por su parte, la micrografía a 250× (Figura 10c) permite observar con mayor claridad la distribución irregular de partículas y de fracturas superficiales, asociadas a la naturaleza cristalina del material y a los procesos de formación y alteración de la zeolita natural. Este tipo de morfología ha sido ampliamente documentado en zeolitas naturales, donde los procesos geológicos de cristalización y diagénesis generan estructuras cristalinas irregulares y fracturadas (Velarde et al., 2024).

Finalmente, a un aumento de 2500× (Figura 10d) se distingue una estructura altamente porosa, de morfología tipo esponja o red tridimensional, conformada por poros interconectados, lo cual concuerda con el análisis de Micro-CT. En esta matriz se observan

pequeñas partículas cristalinas de mayor densidad, que pueden asociarse con la presencia de fases minerales ricas en hierro (Fe). Esta arquitectura porosa favorece un mayor área superficial disponible para procesos de adsorción. En este sentido, Velarde et al (2024) señalan que la estructura porosa de la clinoptilolita, observada mediante MEB y corroborada mediante análisis texturales, se asocia con materiales mesoporosos que presentan una distribución de poros favorable para la adsorción de metales pesados en soluciones acuosas. En la Figura 10 se muestran las imágenes de MEB de la zeolita natural.

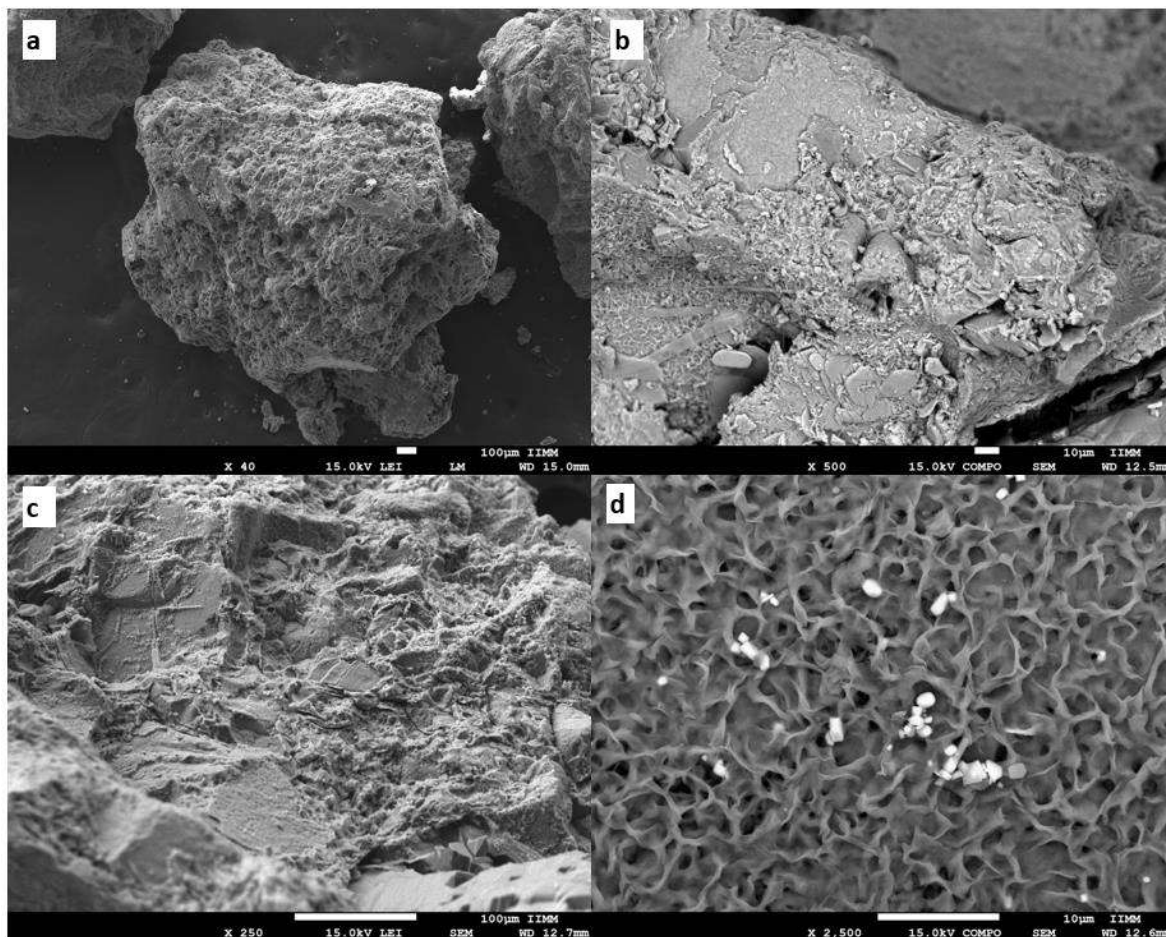


Figura 10. Micrografías MEB de zeolita natural: (a) Partícula de zeolita natural; (b) Ampliación x500; (c) Ampliación x250; (d) Ampliación x2500.

La Figura 11 muestra la caracterización elemental mediante espectroscopía de dispersión de energía (EDS), que permitió identificar la presencia y la distribución de los principales elementos constituyentes de la zeolita natural. El aluminio presenta una distribución homogénea en toda la superficie, lo cual es característico de la estructura aluminosilicatada del material. El silicio también se encuentra en abundancia y bien distribuido, lo que confirma la composición típica de las zeolitas naturales. Resultados similares han sido reportados por Salih et al (2025), quienes, mediante análisis EDS, identificaron que los elementos predominantes en la estructura de las zeolitas naturales son silicio (Si) y aluminio (Al), que constituyen el armazón estructural del aluminosilicato. El hierro aparece en zonas localizadas y dispersas, probablemente asociado a impurezas naturales o inclusiones minerales propias del yacimiento de origen. La presencia de este elemento ha sido reportada en diversas zeolitas naturales, donde suele encontrarse como fase secundaria o como sustitución parcial dentro de la matriz mineral (Figura 11d). Asimismo, se observaron otros elementos, como sodio (Na), calcio (Ca), potasio (K) y magnesio (Mg), en cantidades variables y distribuidos de forma heterogénea, lo que podría atribuirse a la naturaleza geológica del material y a su estado de formación. De acuerdo con Salih et al. (2025), estos elementos corresponden a cationes intercambiables presentes en los canales de la estructura zeolítica, cuya presencia es característica de las zeolitas naturales y desempeña un papel fundamental en los procesos de intercambio iónico y de adsorción de especies químicas en soluciones acuosas Salih et al (2025). En la Figura 11 se muestran los mapeos EDS de la zeolita natural.

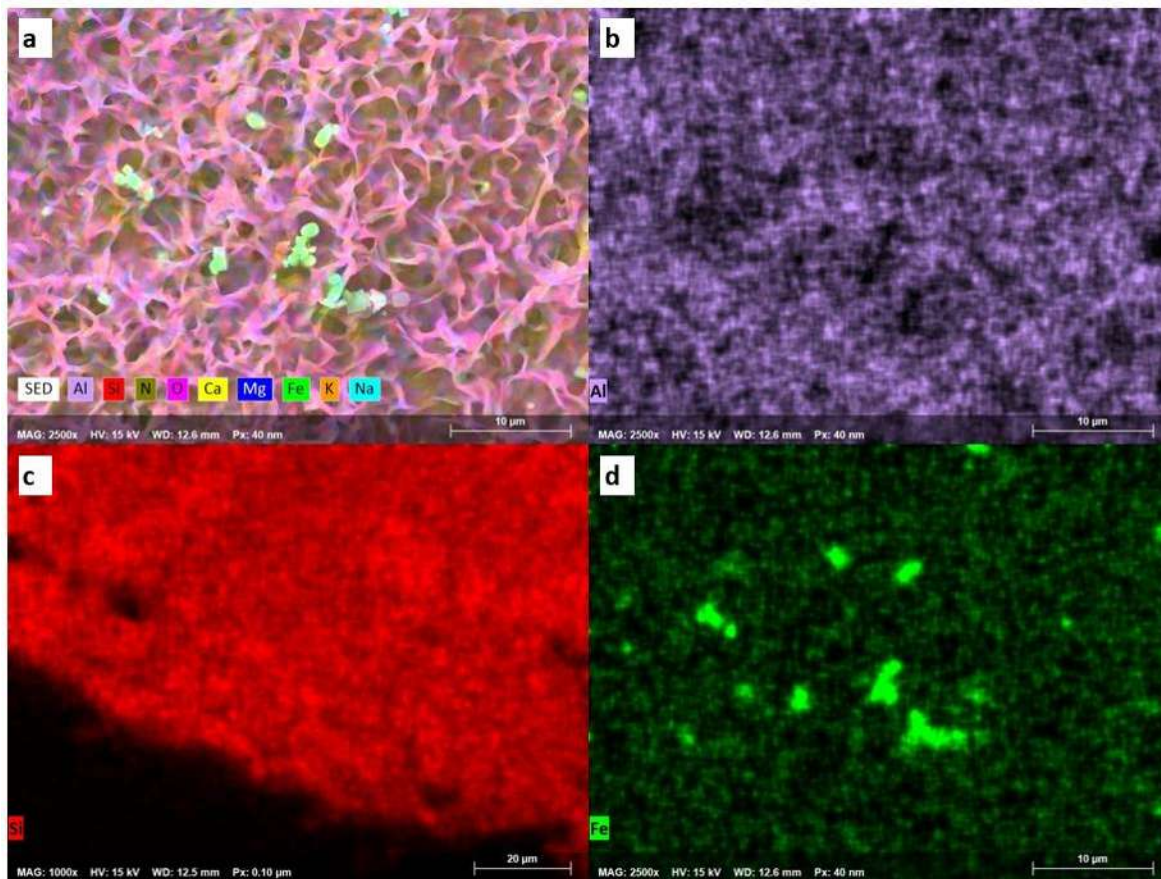


Figura 11. Análisis EDS de la zeolita natural: (a) Mapa de dispersión energética (SED); (b) Distribución de Al en la zeolita natural; (c) Distribución de S en la zeolita natural; (d) Distribución de Fe en la zeolita natural.

En la Figura 12 se observan micrografías MEB del material sintético ZIF-8 a distintos aumentos. A un aumento de 300× (Figura 12a), se observa una partícula de ZIF-8 con morfología irregular, rugosa y aspecto poroso, lo que sugiere la formación de estructuras policristalinas unidas. La forma general del material es compacta, con indicios de aglomeración de partículas más pequeñas (Figura 12b). Además, a un aumento de 10000× se aprecian partículas individuales con morfología poliédrica bien definida, características del ZIF-8. Este tipo de morfología es consistente con lo reportado en la literatura sobre este material, donde los cristales suelen presentar formas poliédricas cercanas al dodecaedro rómbico, consideradas la morfología típica del ZIF-8 (Abdulla et al., 2023). Estas partículas

presentan una distribución relativamente uniforme de tamaño y algunas de sus superficies muestran cierta rugosidad, lo cual podría estar relacionado con la presencia de hierro en los estados de oxidación Fe^{2+} o Fe^{3+} .

Finalmente, a un aumento de 20000× se identifican estructuras secundarias adheridas a la superficie, posiblemente correspondientes a núcleos secundarios o clústeres submicrométricos. Los cristales conservan una morfología bien definida, con facetas visibles y bordes afilados, lo que indica un crecimiento cristalino controlado y bien desarrollado. Resultados similares han sido reportados, en los que se observó que los cristales de ZIF-8 obtenidos mediante diferentes métodos de síntesis, tanto asistidos por microondas como a temperatura ambiente, presentan morfologías de dodecaedro rómbico bien definidas, consideradas características de este MOF (Abdulla et al., 2023). En la Figura 12 se muestran las imágenes MEB del ZIF-8.

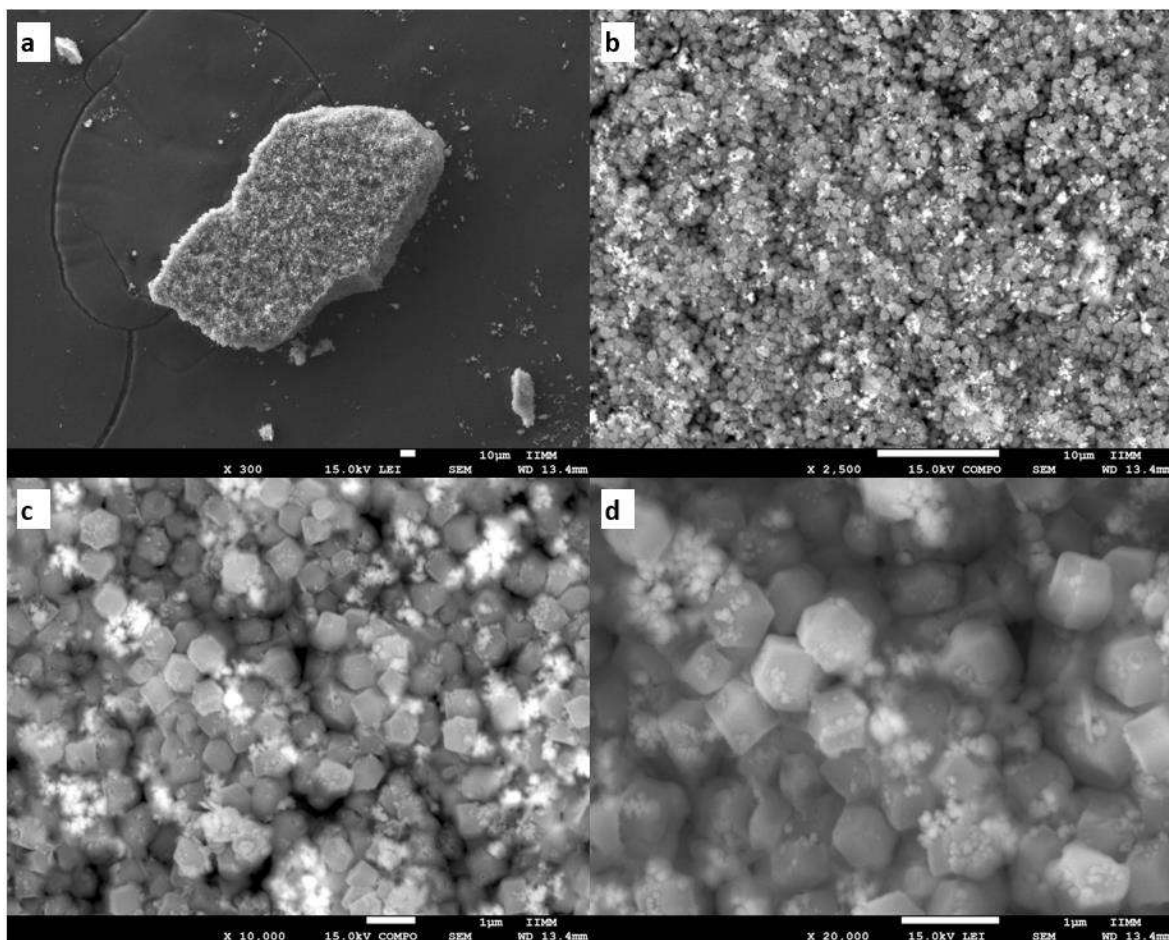


Figura 12. Micrográficas MEB del ZIF-8: (a) Partícula de ZIF-8 a 300x; (b) ZIF-8 a 2500x; (c) Ampliación a 10,000x de ZIF-8; (d) Ampliación a 20,000x.

El análisis elemental del material sintetizado ZIF-8 (Figura 13), realizado mediante EDS a un aumento de 10000x (Figura 13a), evidenció la presencia de zinc (Zn), oxígeno (O), hierro (Fe), azufre (S) y nitrógeno (N). El zinc, representado en azul, se distribuye de manera uniforme en toda la superficie (Figura 13b), lo cual es característico de los marcos MOFs sintetizados con este metal, como el ZIF-8. Esta distribución homogénea se confirma mediante el mapeo elemental, en el que no se observan zonas de acumulación preferencial, lo que indica una adecuada formación del entramado estructural del material, en concordancia con lo reportado previamente (Abdulla et al., 2023; Khosravi et al., 2024), donde se demostró una distribución uniforme de zinc, carbono y nitrógeno en la superficie de estos materiales.

El hierro, visualizado en color verde, se observa en zonas ligeramente más concentradas, lo que podría deberse a trazas introducidas durante el proceso de síntesis (Figura 13c). El oxígeno, de color rojo, presenta una distribución homogénea, al igual que el nitrógeno y el azufre, cuya presencia confirma la incorporación de la parte orgánica en la estructura del material (Figura 13a). En este sentido, la presencia de oxígeno también ha sido reportada en la literatura y se asocia comúnmente con residuos del precursor metálico, como el nitrato de zinc hexahidratado, o con el material conductor utilizado en el análisis EDS (Abdulla et al., 2023). En conjunto, los mapas elementales evidencian una dispersión uniforme de los elementos principales en la superficie, lo que respalda la formación de una estructura homogénea y bien definida del ZIF-8, consistente con lo reportado en la literatura (Abdulla et al., 2023; Khosravi et al., 2024). La combinación de estos elementos sugiere una síntesis exitosa del ZIF-8, con una estructura bien definida y homogénea. En la Figura 13 se muestran los mapeos EDS del ZIF-8.

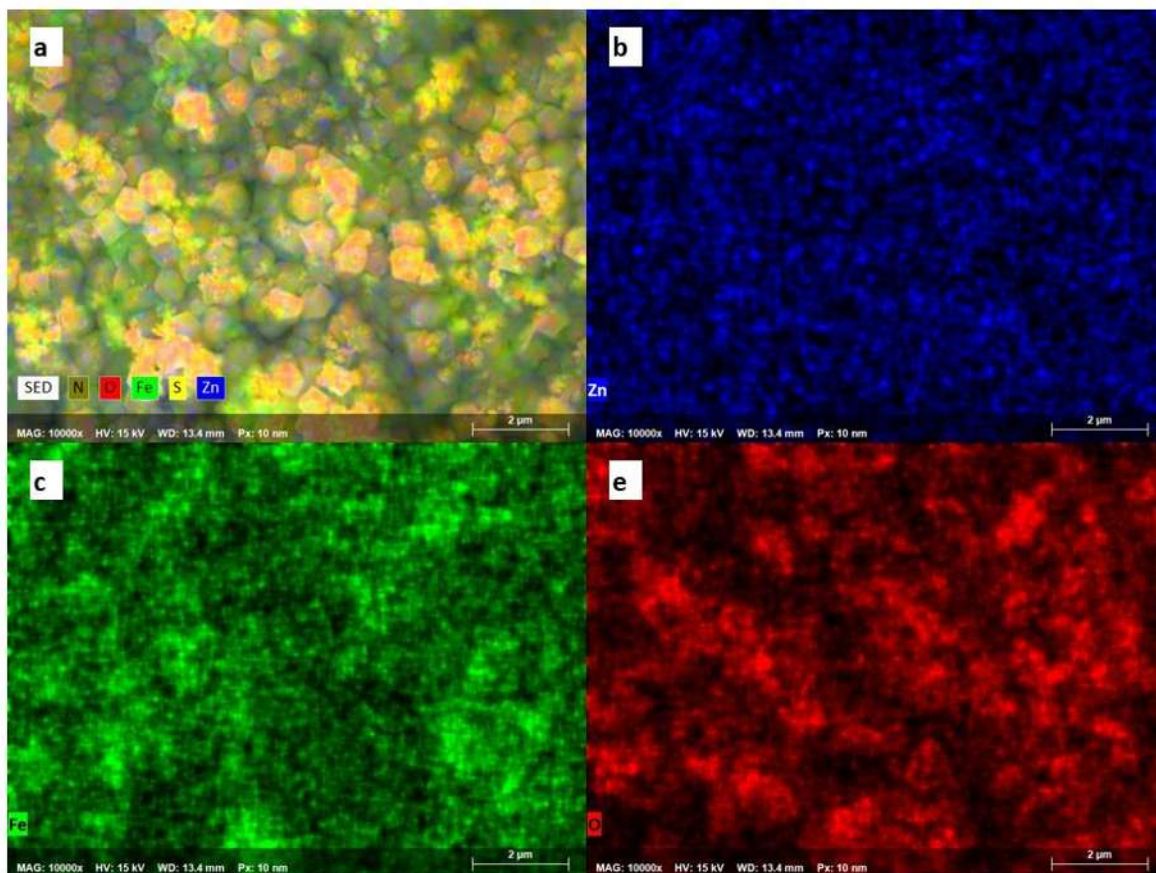


Figura 13. Análisis EDS del ZIF-8: (a) Mapa de dispersión energética (SED) que muestra la distribución de elementos en la muestra; (b) Distribución de N en el ZIF-8; (c) Distribución de Fe en el ZIF-8; (d) Distribución de Zn en el ZIF-8. Las escalas de barras en cada imagen corresponden a 2 μm.

La Figura 14 muestra las micrografías MEB del compuesto Zeo/ZIF-8, donde, a un aumento de 5000x (Figura 14b), se observa la estructura laminar característica de la zeolita natural, con superficies rugosas e irregulares. En esta matriz se identifica un recubrimiento superficial homogéneo y continuo del material ZIF-8, con una textura reticulada que evidencia una impregnación efectiva y uniforme sobre la superficie de la zeolita. Este comportamiento es consistente con lo reportado por Wei et al (2025), quienes señalan que el crecimiento *in situ* de ZIF-8 sobre sustratos porosos favorece la formación de recubrimientos continuos y bien distribuidos. En contraste, estudios desarrollados sobre

matrices orgánicas como la celulosa reportan la formación de cristales bien definidos con morfología de dodecaedro rómbico y tamaños micrométricos, distribuidos de manera uniforme sobre las fibras, debido a la interacción de los iones Zn^{2+} con los grupos hidroxilo del soporte (Di Matteo et al., 2023). Asimismo, en sistemas híbridos como el (ZIF-8/CNC) obtenidos mediante ultrafiltración, se ha observado que los nanocristales de celulosa actúan como agentes dispersantes y ligantes, generando estructuras estratificadas o de tipo esponja en las que los cristales del MOF se mantienen individualizados pero interconectados dentro de la matriz (Metilli et al., 2023).

A un aumento de 20000x (Figura 14e), se aprecia con mayor detalle la capa superficial del compuesto, que presenta una morfología tipo red o malla fina, con estructuras dendríticas o ramificadas distribuidas de manera continua. Este tipo de morfología ha sido asociado en la literatura con procesos de nucleación acelerada y crecimiento controlado del ZIF-8 sobre superficies de soporte, lo que da lugar a estructuras interconectadas en lugar de cristales aislados bien definidos (Wei et al., 2025). Esta diferencia con respecto a sistemas basados en celulosa sugiere que la naturaleza mineral de la zeolita favorece un crecimiento más integrado del ZIF-8, en contraste con la formación de partículas discretas observadas en matrices orgánicas (Di Matteo et al., 2023), donde la interacción química con los grupos funcionales del soporte promueve la estabilización de cristales individuales.

En este nivel de aumento no se observan los cristales bien definidos típicos del ZIF-8 puro, lo que sugiere una integración morfológica distinta de la del MOF en estado individual. Este comportamiento coincide con lo observado por Wei et al (2025), en el que el crecimiento del ZIF-8 sobre diferentes sustratos genera estructuras más compactas y continuas, modificando su morfología cristalina original, a diferencia de lo reportado por Di Matteo et al (2023) y Metilli et al (2023), en el que se preserva en mayor medida la morfología cristalina del ZIF-8 dentro de matrices orgánicas o híbridas.

Finalmente, a un aumento de 40000x (Figura 14f), se revela con claridad la morfología superficial tipo red, compuesta por fibras interconectadas con diámetros del orden de decenas de nanómetros; las mediciones incorporadas indican valores entre 11.7 y 45.1 nm,

lo cual es característico de ciertos materiales metal-orgánicos. Esta escala nanométrica, junto con la alta interconectividad de la red, ha sido reportada como un factor clave que incrementa el área superficial y favorece los procesos de adsorción, lo que confirma la formación de una estructura compleja y bien adherida sobre la superficie de la zeolita natural (Wei et al., 2025). En este sentido, la arquitectura obtenida en este estudio sugiere un potencial de desempeño superior en comparación con sistemas en los que predominan cristales micrométricos aislados o estructuras soportadas en matrices orgánicas, como las reportadas por Di Matteo et al (2023) y Metilli et al (2023), debido a una mayor accesibilidad a los sitios activos y a una integración más eficiente entre el soporte y el

material adsorbente. En la Figura 14 se muestran las imágenes obtenidas con MEB del compósito de zeolita y ZIF-8.

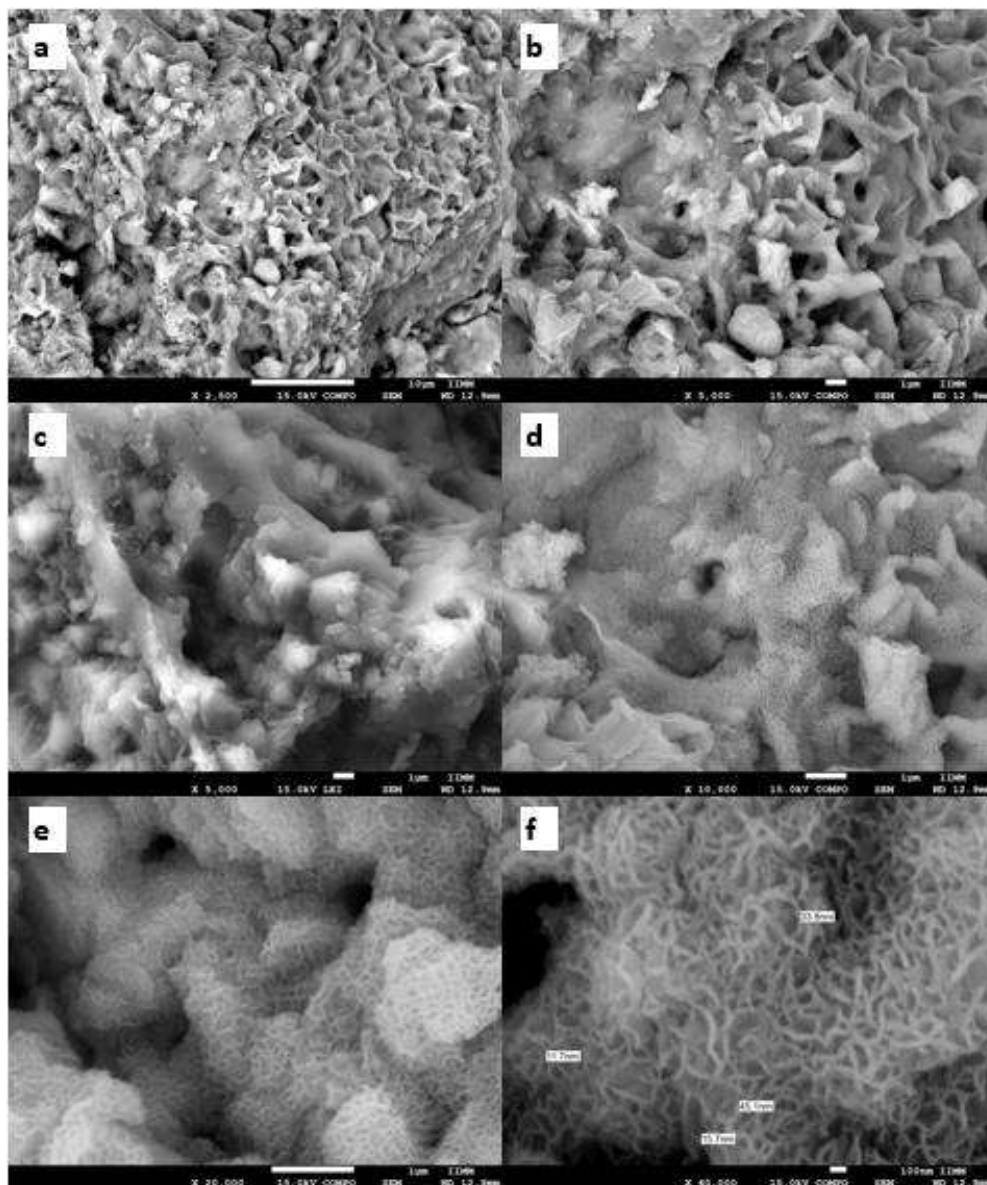


Figura 14. (a) Estructura superficial del compuesto a 2500x; (b) Detalle de la superficie del compuesto a 5000x; (c) Vista a 500x de la zeolita y ZIF-8; (d) Ampliación a 10000x, (e) Detalle a 20000x; (f) Ampliación a 40000x de las estructuras híbridas del compuestas.

La Figura 15 presenta el análisis elemental mediante espectroscopía de dispersión de energía (EDS) del compuesto Zeo/ZIF-8, lo que permitió evaluar la distribución superficial de los elementos presentes en el material. El mapeo elemental evidenció la presencia de nitrógeno (N), oxígeno (O), hierro (Fe), zinc (Zn), aluminio (Al), silicio (Si), calcio (Ca), potasio (K) y magnesio (Mg), lo que confirma la naturaleza híbrida del compuesto.

El zinc, característico del ZIF-8, se distribuye de forma homogénea a lo largo de la superficie analizada, lo que indica una adecuada dispersión del MOF sobre la matriz mineral. Esta distribución, junto con la presencia simultánea de nitrógeno proveniente del ligando 2-metilimidazol, constituye evidencia clara de la incorporación del ZIF-8 en el material, en concordancia con lo reportado por Khosravi et al (2024), quienes señalan que la colocación de Zn y N es un indicador clave de la formación exitosa del MOF.

Por su parte, los elementos estructurales de la zeolita, principalmente aluminio (Al) y silicio (Si), presentan una distribución continua y homogénea, lo que indica que la matriz inorgánica se mantiene estructuralmente íntegra tras el proceso de síntesis. Este comportamiento sugiere que la incorporación del ZIF-8 ocurre principalmente a nivel superficial, sin provocar alteraciones significativas en la estructura base del material, lo cual coincide con lo observado en las imágenes MEB (Figura 14), donde se identifica un recubrimiento continuo sobre la superficie de la zeolita. Este tipo de crecimiento ha sido ampliamente reportado en la literatura para sistemas en los que el ZIF-8 se forma in situ sobre sustratos sólidos, lo que favorece la formación de capas homogéneas (Wei et al., 2025). El hierro (Fe) presenta una distribución relativamente homogénea, lo que sugiere su presencia como parte de la composición natural de la zeolita o como trazas derivadas del proceso de síntesis. En contraste, elementos como calcio (Ca), potasio (K) y magnesio (Mg) presentan una distribución más heterogénea, lo que puede deberse a impurezas propias del material natural o a residuos asociados a los reactivos utilizados en la síntesis del compuesto.

En conjunto, los resultados obtenidos mediante EDS evidencian una adecuada integración entre la fase inorgánica, correspondiente a la zeolita, y la fase orgánica metálica

representada por el ZIF-8, caracterizada por una distribución homogénea de los elementos clave y la preservación de la estructura base del soporte. Esta configuración es consistente con sistemas híbridos en los que el MOF se deposita sobre superficies sólidas, generando materiales con alta estabilidad estructural y un potencial funcional mejorado, particularmente en procesos de adsorción, debido a la combinación de la porosidad del ZIF-8 y la estabilidad de la zeolita (Tran et al., 2020; Yuan et al., 2023). La Figura 15 muestra los mapeos EDS del compuesto de zeolita y de ZIF-8.

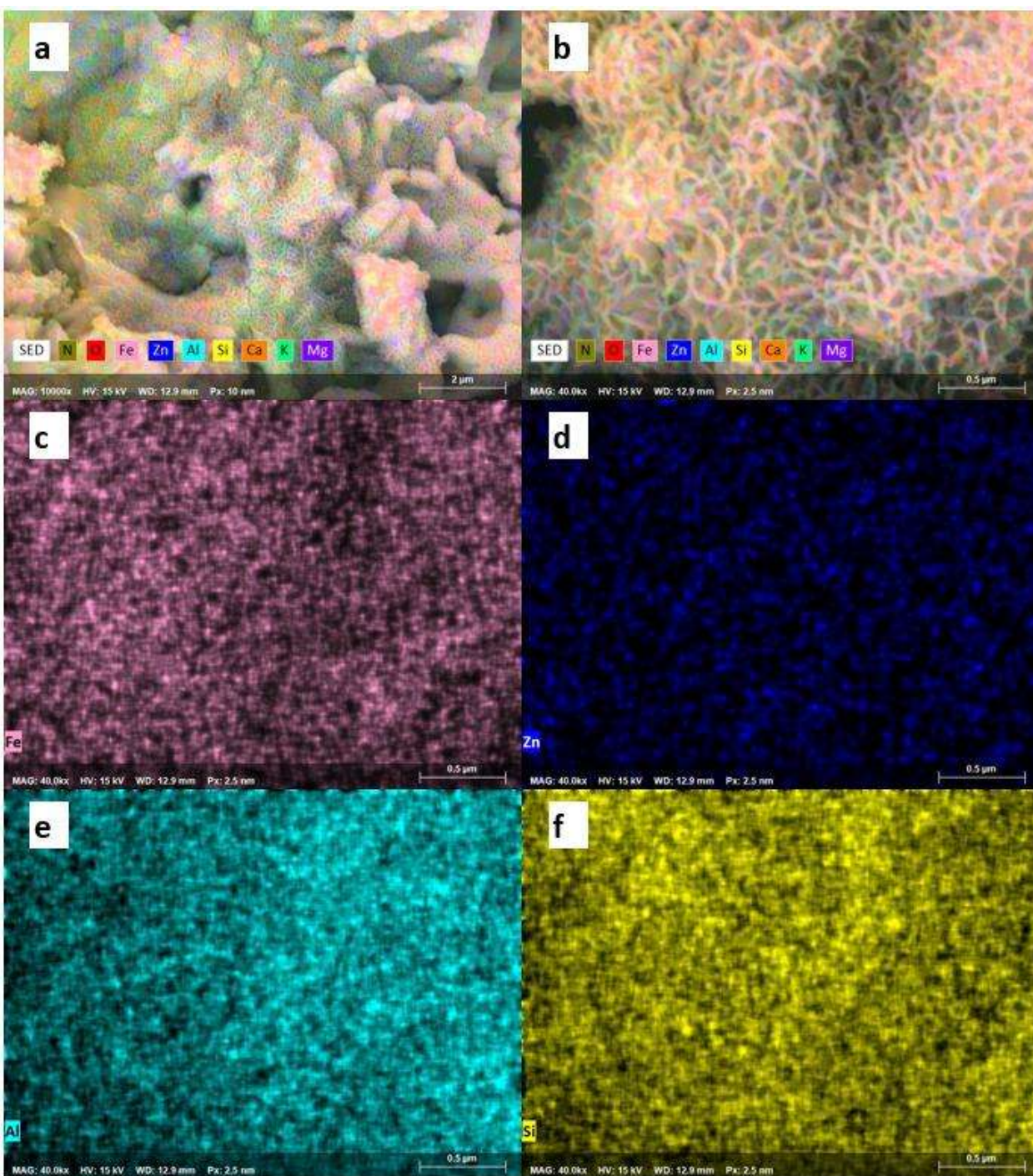


Figura 15. Análisis EDS del compuesto Zeo/ZIF-8: (a) Mapa de dispersión energética (SED); (b) Detalle de la superficie del compuesto a 40,000x; (c) Distribución de Fe en el compuesto; (d) Distribución de Zn en el compuesto; (e) Distribución de Al en el compuesto; (f) Distribución de Si en el compuesto.

10.1.2 Difracción de Rayos X (DRX)

La siguiente figura 16 muestra los patrones de difracción de la zeolita, del ZIF-8 y del compuesto formado por ambos. En el caso de la zeolita, se encontró que su composición es principalmente SiO₂ polimórfico del tipo β , basándonos en los picos principales observados a 22.38° y 30.12°, que coinciden con los reportados por Treacy y Higgins en 2007. Además, se logró indexar la mayoría de los picos con el óxido de silicio, el componente principal de la zeolita. Esto confirma los resultados obtenidos en las imágenes de los mapeos por EDS mostradas anteriormente, en las que la mayor proporción fue de silicio.

Por otro lado, el patrón de difracción del ZIF-8 muestra dos picos a 30.17° y 35.55°, los cuales son similares a los reportados para el Fe₃O₄-ZIF-8 sintetizado por Lee et al (2015). Esto confirma la presencia de hierro en los mapeos EDS del ZIF-8 presentados anteriormente.

Con respecto al compuesto Zeo/ZIF-8, encontramos que los picos de la zeolita se mantienen presentes, sin embargo, para el caso de los picos de difracción del ZIF-8 ya no se encontraron. Esto sugiere que, durante el proceso de fabricación, el ZIF-8 reacciona con la superficie de la zeolita para formar un compuesto distinto. En este momento no se ha logrado identificar el nuevo compuesto, pero se asume que es el mismo ZIF-8 con una estructura cristalina diferente, como se observó en microscopía electrónica de barrido. Estos resultados corroboran el cambio de cristales hexagonales observados en el ZIF-8 a una red de fibras de tamaño nanométrico, como se mostró en las imágenes de MEB. Adicionalmente, cabe mencionar que en los mapeos de EDS se identificaron los mismos elementos que forman la zeolita y el ZIF-8.

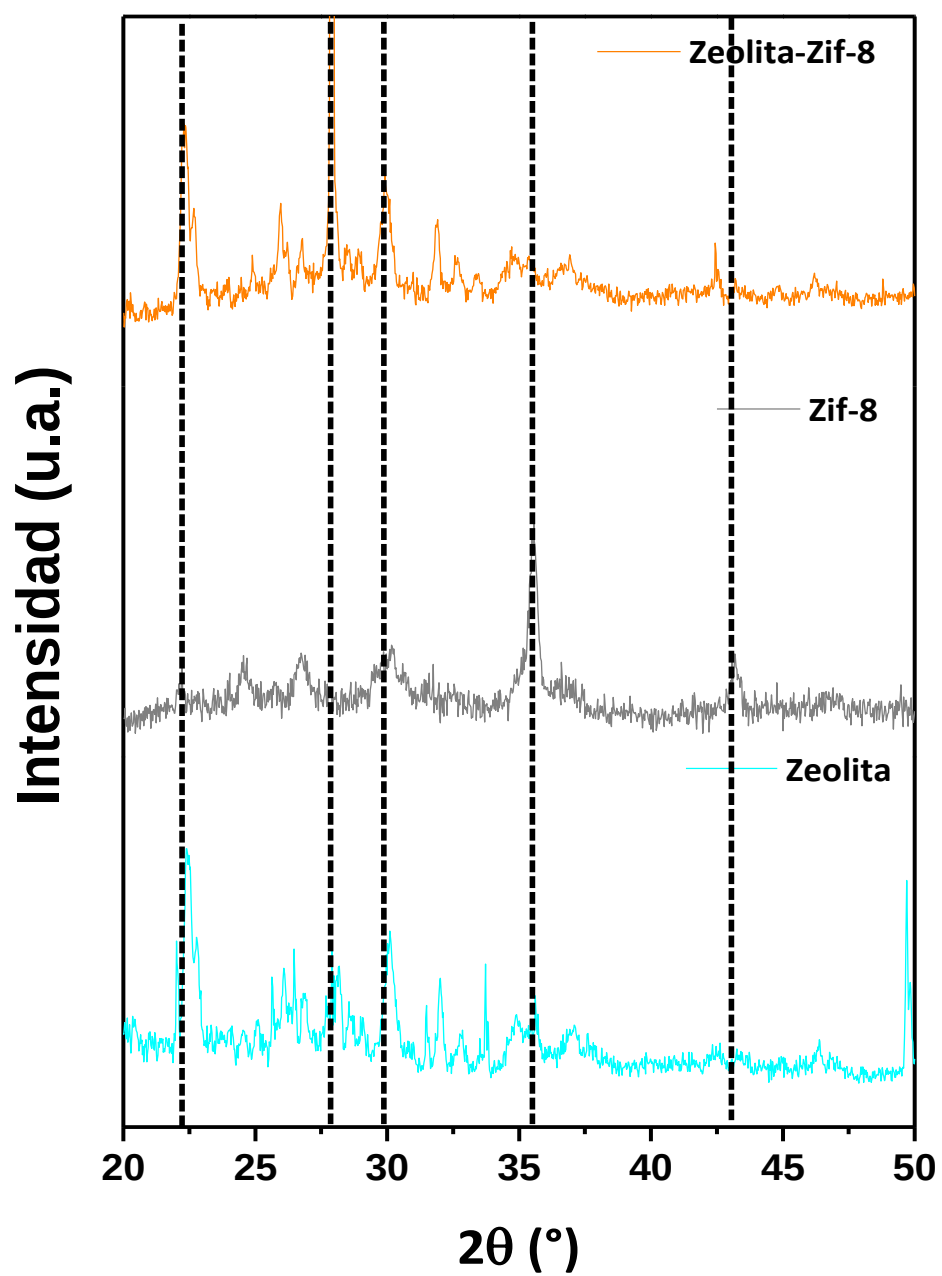


Figura 16. Difractogramas de zeolita natura, ZIF-8 y compuesto Zeo/ZIF-8.

En la Figura 17 se presentan los difractogramas de las muestras de ZIF-8 y del compuesto Zeo/ZIF-8 en el estado inicial y después de haber llevado a cabo la eliminación del arsénico de las aguas contaminadas. Se observan cambios significativos en los picos de difracción de las muestras, lo que podría sugerir que la remoción del arsénico se realizó satisfactoriamente.

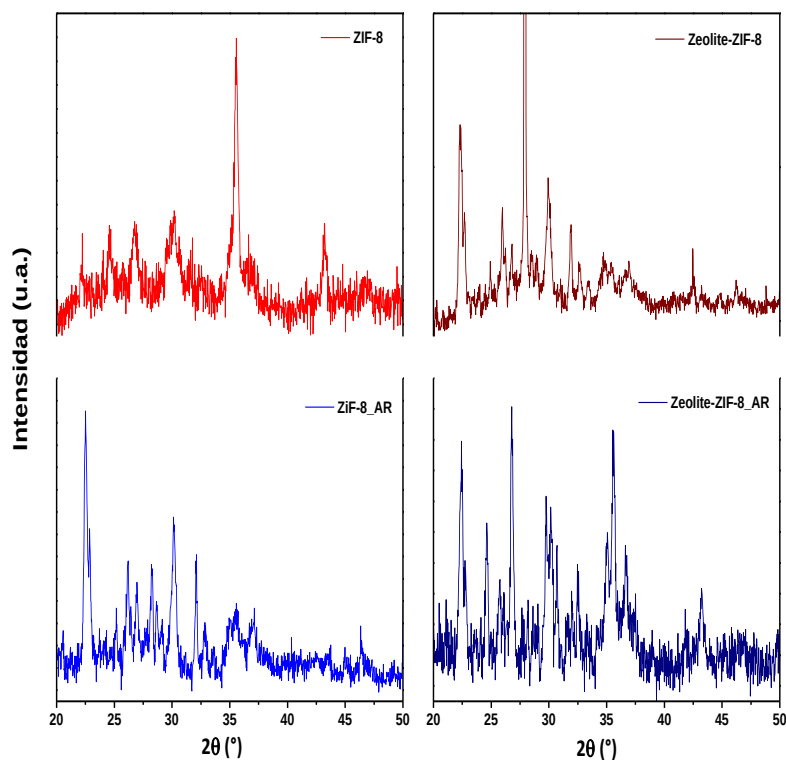


Figura 17. Patrones de difracción del ZIF-8 y del compuesto zeolita-ZIF-8 antes y después del proceso de remoción de arsénico (terminación AR).

10.2 Cinética de adsorción

En este estudio, se observó que la adsorción de arsénico en zeolitas naturales se caracterizó por una rápida remoción en las primeras horas de contacto, pero con una disminución de la eficiencia a medida que aumentaba el tiempo de contacto. Este comportamiento es consistente con lo reportado en estudios previos, como es el caso de Rodríguez Valdivia (2022), quien también describió una adsorción rápida, pero con una eficiencia que tendía a estabilizarse después de 8 horas de contacto.

La rapidez de adsorción también se comparó con distintos tipos de zeolitas en estudios previos. En el caso de la erionita (ZAPS), Hernández Huesca et al en 2016 reportaron que alcanzó el 90% de su capacidad total de adsorción en solo 100 segundos, lo que indica una alta velocidad de adsorción inicial. Este hallazgo es consistente con los resultados de nuestro estudio, donde también observamos una rápida adsorción durante las primeras horas, aunque en este caso la zeolita natural mostró un comportamiento más moderado en comparación con las zeolitas sintéticas

Por otro lado, el ZIF-8 presenta una alta capacidad de adsorción (Figura 17) debido a su estructura porosa y a la presencia de centros activos que permiten interacciones químicas fuertes con adsorbatos como el arsénico. La cinética de adsorción del ZIF-8 se caracteriza por una remoción inicial rápida, alcanzando hasta el 70% de adsorción en las primeras 10 horas. Este comportamiento sugiere una alta afinidad química del material por el arsénico, con predominio de interacciones químicas fuertes y electrostáticas.

Los resultados obtenidos por Hassan et al (2020) coinciden con estos hallazgos, ya que también observaron un proceso de adsorción rápido inicialmente, con un equilibrio alcanzado en aproximadamente 90-100 minutos. Este comportamiento es típico de la quimisorción, en la cual el paso limitante de la velocidad está determinado por las interacciones electrostáticas y el intercambio de electrones entre el adsorbente y el adsorbato, como ocurre con el arsénico en el caso del ZIF-8.

En concordancia con estos resultados, Khosravi et al (2024) también observaron que la eficiencia de eliminación aumentó rápidamente con el tiempo de contacto inicial. Para el adsorbente ZIF-8, el tiempo de equilibrio para la adsorción de iones de cadmio se estableció en 60 minutos, momento tras el cual no se observó una absorción adicional significativa debido a la saturación de los sitios activos accesibles. Este comportamiento también es consistente con lo observado en la adsorción de arsénico, lo que sugiere que el ZIF-8 presenta una alta eficiencia en la adsorción en tiempos relativamente cortos.

Finalmente, el proceso alcanza un equilibrio en el que la remoción de arsénico se estabiliza, con una eficiencia final de hasta 60% para As(V), lo que evidencia la alta capacidad de adsorción del ZIF-8 debido a su estructura porosa y a la afinidad superficial del material, tal como también lo sugirieron los estudios previos de Hassan et al (2020) y Khosravi et al (2024).

En el caso del compósito Zeo/ZIF-8, se observa una adsorción rápida del arsénico en las primeras 10 horas, debido a la alta capacidad de adsorción del ZIF-8. Este material, con su gran área superficial y sus sitios activos disponibles, captura eficazmente el arsénico mediante interacciones químicas. De manera similar al ZIF-8, a medida que avanza el proceso, la velocidad de adsorción disminuye progresivamente, lo que indica que la difusión intraporosa se convierte en un factor determinante. Asimismo, se sugiere que el proceso de adsorción está controlado principalmente por la quimisorción. Al final, el sistema llega a un equilibrio en el que la remoción de arsénico se estabiliza y alcanza una eficiencia notable.

Con base en lo anterior, se puede establecer que la zeolita desempeña un papel fundamental como base estructural del compósito, proporcionando estabilidad al ZIF-8. Aunque el ZIF-8 presenta una alta capacidad de adsorción, se desintegra en un medio acuoso debido a su alta porosidad y estructura inestable. La zeolita, al ofrecer una estructura sólida, previene esta descomposición y asegura la durabilidad del ZIF-8 durante el proceso de adsorción. Además, sin la zeolita, probablemente el ZIF-8 perdería su capacidad de adsorción con el tiempo, lo que afectaría negativamente al rendimiento del proceso. Por lo tanto, el compósito Zeo/ZIF-8 es clave, ya que combina las propiedades

estructurales de la zeolita con las características de adsorción activa del ZIF-8, lo que mejora la eficiencia y la estabilidad en la remoción de arsénico.

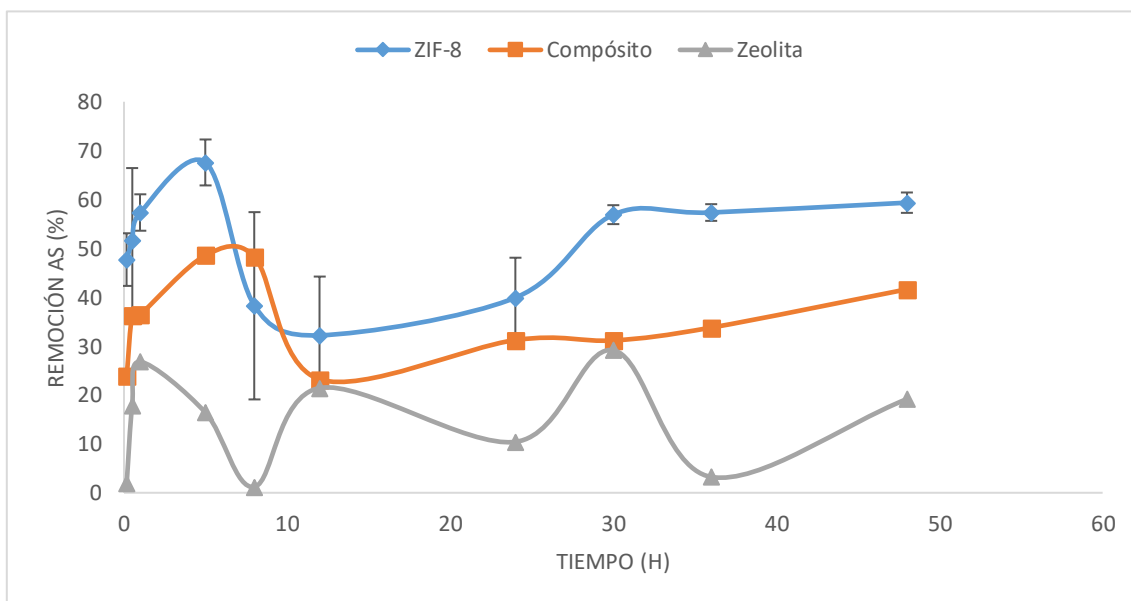


Figura 18. Cinética de adsorción de Zeo-Nat (Δ), ZIF-8 ($\bullet$) y Zeo/ZIF-8 ($\square$).

10.3 Isotermas de adsorción de arsénico

La isoterma correspondiente a la Zeo-Nat (Figura 19) no presenta una tendencia monotónica clara, mostrando variaciones en la capacidad de adsorción a lo largo del rango de concentraciones evaluado. Este comportamiento no permite asociar la isoterma de manera confiable con ninguno de los tipos clásicos de la clasificación de Giles et al. (1974), ya que no exhibe una relación lineal, una tendencia de saturación, una afinidad inicial elevada ni una forma sigmoideal definida. En este sentido, la ausencia de una forma característica puede atribuirse a la naturaleza heterogénea de la zeolita natural, que presenta una amplia distribución de sitios activos con energías de adsorción distintas. Este resultado coincide con lo discutido por Terzyk et al. (2008), quienes señalan que la clasificación de Giles puede presentar limitaciones cuando se aplica a sistemas complejos o materiales heterogéneos.

Adicionalmente, las condiciones experimentales empleadas en este estudio influyen en el comportamiento observado. La isoterma se obtuvo a 25 °C, mientras que el pH del agua presentó un valor inicial de 7.6, que aumentó a 8.3 tras el contacto con la zeolita. Este aumento de pH puede asociarse a procesos de intercambio iónico y a la liberación de cationes estructurales, lo que modifica las condiciones del medio y, en consecuencia, las interacciones adsorbato–adsorbente.

Asimismo, es importante considerar que el agua utilizada proviene de manantiales, por lo que no contiene únicamente arsénico, sino también otros iones disueltos que pueden competir por los sitios activos disponibles en la zeolita. La presencia de especies como cationes y aniones comunes en aguas naturales puede interferir en el proceso de adsorción, afectando la afinidad y la capacidad del material para retener arsénico.

De manera consistente, Tekín y Acikel (2022) reportan que la adsorción en zeolitas naturales depende significativamente de variables como el pH, la temperatura y la composición del sistema, observando que, en condiciones controladas, el proceso puede ajustarse a modelos del tipo Langmuir, pero que, en sistemas más complejos, pueden presentarse desviaciones del comportamiento ideal. En este contexto, aunque en condiciones ideales la zeolita puede presentar un comportamiento definido, la variabilidad observada en la presente isoterma puede explicarse por la combinación de heterogeneidad estructural, cambios en el pH del sistema y la presencia de múltiples especies iónicas en el agua de manantial, lo que genera competencia por los sitios activos y conduce a una respuesta experimental más compleja, que no se ajusta a una forma clásica de la clasificación de Giles.

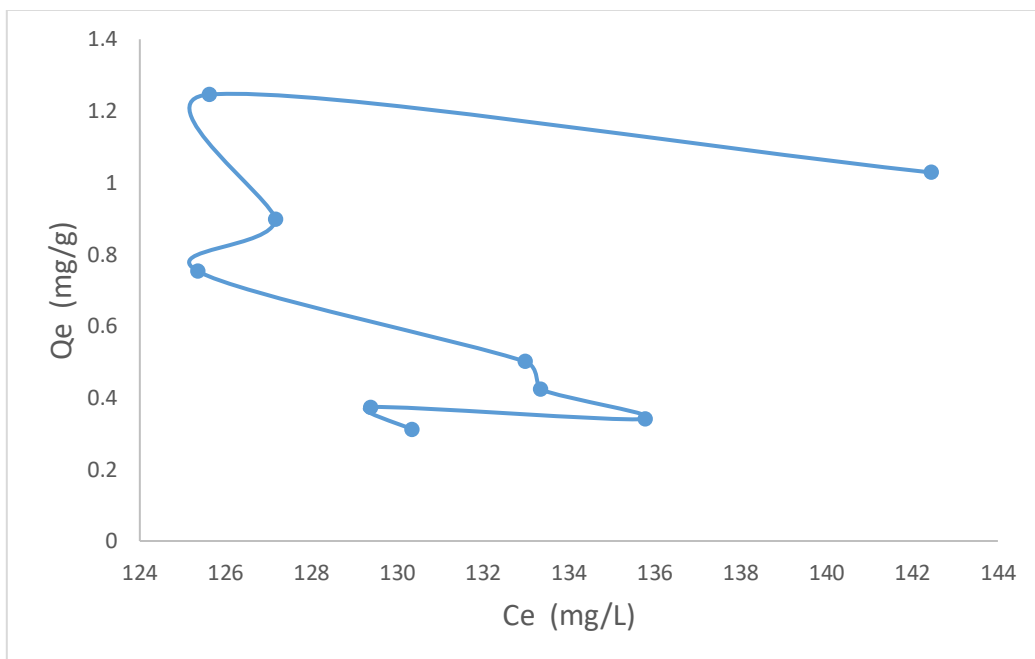


Figura 19. Isotherma de adsorción de arsénico en Zeo-Nat.

Por otro lado, la isoterma de adsorción obtenida utilizando ZIF-8 como adsorbente (Figura 20) presenta una forma sigmoideal, caracterizada por un incremento moderado de la adsorción a bajas concentraciones y un aumento más pronunciado en concentraciones intermedias. De acuerdo con la clasificación propuesta por Giles et al. (1974), este comportamiento puede asociarse con una isoterma tipo S, que se relaciona con mecanismos de adsorción cooperativa, en los que la presencia de moléculas previamente adsorbidas favorece la incorporación de nuevas especies. No obstante, debido a la ausencia de una meseta claramente definida en el rango de concentraciones evaluado, esta clasificación debe considerarse una aproximación basada en la forma experimental de la curva. Este tipo de interpretación es consistente con lo señalado por Terzyk et al. (2008), quienes indican que la clasificación de Giles es de carácter fenomenológico y depende directamente de la morfología de la isoterma.

En contraste, estudios recientes, como el de Zang et al. (2024), han reportado que materiales basados en ZIF-8 presentan isotermas que se ajustan preferentemente al

modelo de Langmuir, lo que sugiere un proceso de adsorción en monocapa sobre sitios relativamente homogéneos. Asimismo, estos autores destacan que el comportamiento del sistema depende en gran medida de variables como el pH, la concentración inicial y la temperatura. En este sentido, las condiciones experimentales empleadas en este estudio permiten explicar las diferencias observadas. La isoterma se obtuvo a una temperatura controlada de 25 °C, mientras que el pH del agua presentó un valor inicial de 7.5, que aumentó hasta 8.1 tras el contacto con el material. Este cambio de pH puede asociarse a procesos de interacción superficial e intercambio iónico, lo que modifica la especiación del arsénico y la afinidad del adsorbente. Adicionalmente, el agua utilizada provino de manantiales, por lo que no contiene únicamente arsénico, sino también una diversidad de iones disueltos que pueden competir por los sitios activos del ZIF-8. La presencia de estas especies puede generar efectos de competencia iónica y alterar la disponibilidad de sitios de adsorción, lo que favorece comportamientos no ideales.

Por otra parte, Velazquez-Garcia et al. (2025) reportan que el ZIF-8 presenta una estructura altamente microporosa con fenómenos característicos como el “gate-opening” o “apertura de poros”, asociados a la reorientación de los enlazadores durante el proceso de adsorción. Sin embargo, también señalan que en medios acuosos pueden presentarse limitaciones importantes relacionadas con la difusión y el tamaño de las especies adsorbidas, así como con problemas de estabilidad estructural. En particular, observaron que la adsorción de moléculas de mayor tamaño se restringe principalmente a la superficie externa del material y que el contacto con el agua puede inducir una degradación parcial del adsorbente, lo que modifica su comportamiento.

En este contexto, la forma sigmoideal observada en la presente isoterma puede interpretarse como el resultado de un sistema complejo, donde no solo intervienen interacciones cooperativas, sino también efectos asociados a la accesibilidad de los poros, a la competencia entre especies iónicas y a posibles cambios estructurales del material en medio acuoso. Esto conduce a un comportamiento alejado de modelos ideales como Langmuir y refleja condiciones más cercanas a sistemas reales de adsorción

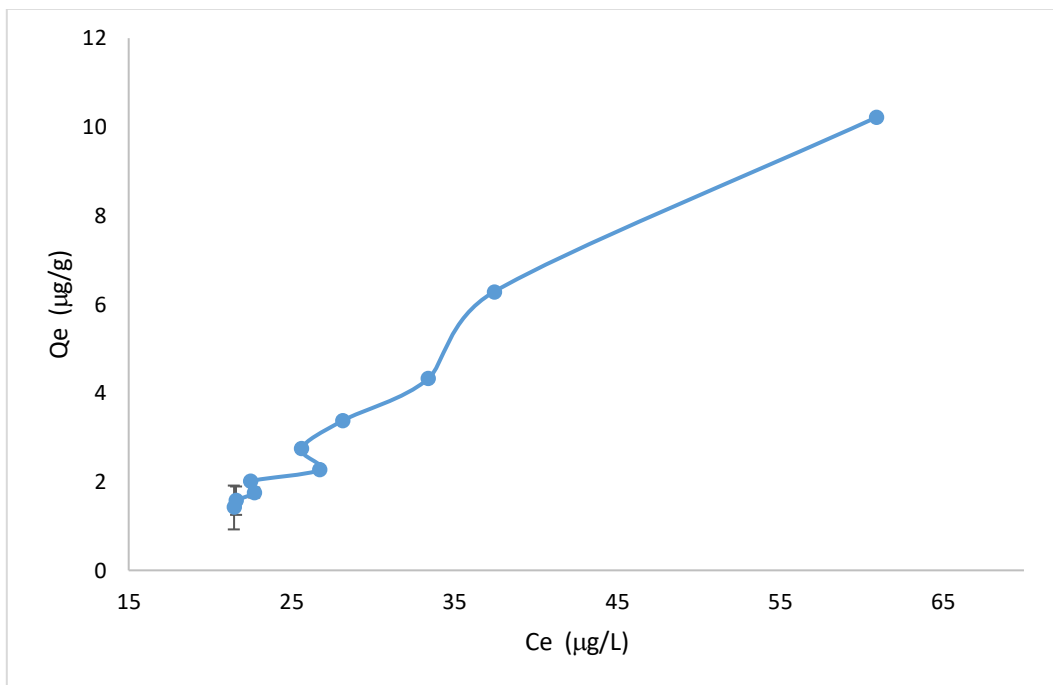


Figura 20. Isoterma de adsorción de arsénico en ZIF-8.

La isoterma obtenida para el compósito zeolita–ZIF-8 (Figura 21) muestra un comportamiento irregular y no monotónico, con incrementos y disminuciones en la capacidad de adsorción a medida que aumenta la concentración de equilibrio. Esta respuesta no corresponde a ninguna de las formas típicas establecidas en la clasificación de Giles et al. (1974), por lo que no es posible asignarle una categoría específica dentro de los tipos C, L, H o S.

La complejidad observada puede atribuirse a la naturaleza híbrida del material, en la que coexisten diferentes tipos de sitios activos derivados tanto de la zeolita como del ZIF-8, lo que genera múltiples mecanismos de interacción adsorbato–adsorbente. De acuerdo con Terzyk et al. (2008), este tipo de comportamiento refleja las limitaciones de las clasificaciones empíricas al aplicarlas a sistemas multicomponentes, en los que la forma de la isoterma puede no ajustarse a los modelos idealizados.

En este sentido, estudios recientes sobre materiales híbridos basados en ZIF-8, como los sistemas ZIF-8@fibras celulósicas reportados por Emam et al. (2023), han mostrado que, bajo condiciones controladas, las isothermas pueden ajustarse adecuadamente al modelo de Langmuir, lo que indica una adsorción en monocapa sobre sitios relativamente homogéneos y una alta capacidad de adsorción. Estos resultados se asocian a la buena dispersión del MOF sobre la matriz de soporte, así como a la accesibilidad de los sitios activos y a interacciones específicas, como enlaces de coordinación, interacciones π - π y fuerzas electrostáticas.

Otros resultados, reportados por Dardir y Ahmed (2025) en materiales compuestos basados en MOFs soportados sobre matrices minerales, evidencian que la combinación de fases de naturalezas estructurales y energéticas diferentes genera superficies altamente heterogéneas, donde coexisten sitios activos con distintas afinidades y accesibilidad. Estos autores señalan que en tales sistemas las isothermas pueden presentar desviaciones importantes respecto a los modelos clásicos debido a la presencia de múltiples mecanismos simultáneos, incluyendo adsorción en monocapa, interacciones electrostáticas, limitaciones de difusión y efectos de competencia entre especies.

Sin embargo, a diferencia de estos sistemas más controlados, el compósito zeolita-ZIF-8 evaluado en este estudio presenta una mayor complejidad estructural y química. La incorporación del MOF sobre una matriz mineral natural, junto con la posible distribución no uniforme del ZIF-8, genera una superficie más heterogénea y con accesibilidad variable de los sitios activos. Adicionalmente, las condiciones experimentales empleadas en este estudio contribuyen a explicar el comportamiento observado. La isoterma se obtuvo a una temperatura controlada de 25 °C, mientras que el pH del agua presentó un valor inicial de 7.5, que aumentó hasta 8.2 tras el contacto con el material. Este cambio de pH puede estar asociado a procesos de intercambio iónico y reacciones superficiales que modifican la especiación del arsénico y la afinidad del adsorbente.

Asimismo, el agua utilizada provino de manantiales, por lo que no contiene únicamente arsénico, sino también una diversidad de iones disueltos que pueden competir por los sitios

activos disponibles en el compósito. La presencia de estas especies introduce efectos de competencia iónica y variaciones en la accesibilidad de los poros, lo que contribuye a la heterogeneidad efectiva del sistema.

En consecuencia, aunque en sistemas híbridos bien definidos puede observarse un comportamiento cercano al modelo de Langmuir, como lo reportado por Enan et al. (2023), el comportamiento irregular observado en el presente estudio puede interpretarse como el resultado de la interacción entre la fase mineral y la fase sintética, junto con la complejidad del medio acuoso, lo que conduce a una respuesta experimental no ideal y no clasificable dentro de la tipología de Giles.

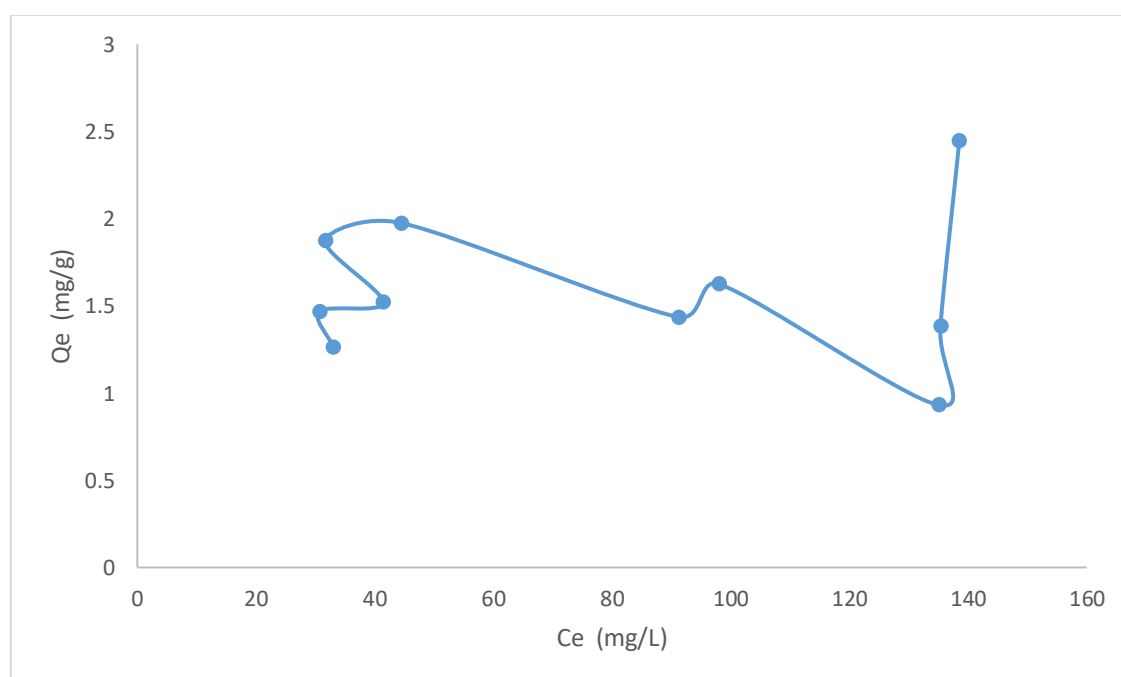


Figura 21. Isotherma de adsorción de arsénico en el compósito Zeo/ZIF-8.

Al comparar el comportamiento de las isotermas de los tres materiales evaluados, se observan diferencias claras en su capacidad de adsorción y en la naturaleza del proceso. El ZIF-8 presentó la mayor capacidad de adsorción, con un Q_{max} de $10.20 \mu\text{g/g}$, lo que refleja su alta área superficial y la disponibilidad de sitios activos relativamente más accesibles, favoreciendo un comportamiento más definido y cercano a modelos ideales. Por su parte,

la zeolita natural mostró la menor capacidad de adsorción, con un Q_{max} de $1.24 \mu\text{g/g}$, lo cual puede atribuirse a su estructura heterogénea y a la menor disponibilidad de sitios activos efectivos para la retención de arsénico.

En el caso del compuesto zeolita–ZIF-8, se obtuvo un Q_{max} intermedio de $2.4 \mu\text{g/g}$, lo que evidencia que la incorporación del ZIF-8 mejora la capacidad adsorbente respecto a la zeolita natural, aunque no alcanza los valores del ZIF-8 puro. Este comportamiento puede explicarse por la distribución no uniforme del MOF sobre la matriz mineral, así como por posibles limitaciones en la accesibilidad de los poros y efectos de interacción entre ambas fases.

Adicionalmente, las diferencias observadas no solo responden a las propiedades intrínsecas de los materiales, sino también a las condiciones experimentales empleadas, particularmente el uso de agua de manantial, que contiene diversas especies iónicas capaces de competir por los sitios activos. En este contexto, el ZIF-8 muestra una mayor eficiencia en condiciones cercanas a sistemas ideales, mientras que la zeolita y el compuesto reflejan con mayor claridad la complejidad de los sistemas reales, donde la heterogeneidad, la competencia iónica y las limitaciones de difusión influyen significativamente en el proceso de adsorción

10.4 Implicaciones sociales y potencial de aplicación del compuesto

Desde una perspectiva aplicada, los resultados obtenidos en esta investigación adquieren una relevancia que trasciende el ámbito experimental. La eficiencia del compuesto zeolita–ZIF-8 en la remoción de arsénico sugiere su potencial como una alternativa viable para el tratamiento de agua en contextos donde la contaminación por este metaloide representa un riesgo significativo para la salud pública. En este sentido, diversos estudios han documentado que la presencia de metales pesados en el agua, como el arsénico, se asocia con efectos adversos severos, incluyendo daño orgánico, cáncer y alteraciones en el sistema nervioso, con impactos más críticos en grupos vulnerables (Zhang et al., 2023).

En regiones como México, y particularmente en zonas con condiciones geológicas que favorecen la presencia de arsénico en aguas subterráneas, la disponibilidad de materiales adsorbentes de bajo costo y fácil implementación resulta fundamental. A diferencia de otras tecnologías de tratamiento que requieren infraestructura compleja o altos costos de operación, el uso de zeolitas naturales modificadas permite plantear soluciones más accesibles para comunidades rurales o con recursos limitados. Esto cobra mayor relevancia si se considera que el acceso a tecnologías convencionales de tratamiento de agua suele ser desigual, lo que limita la capacidad de muchas comunidades para enfrentar problemas de contaminación hídrica (Zhang et al., 2023).

En este sentido, el desarrollo de materiales híbridos como el propuesto no solo aporta al avance del conocimiento en ciencia de materiales, sino que también abre la posibilidad de generar estrategias de tratamiento de agua más sostenibles, descentralizadas y adaptables a condiciones locales. Además, la creciente presencia de contaminantes emergentes, como los compuestos farmacéuticos, ha evidenciado que los métodos convencionales de tratamiento no siempre son eficaces, lo que incrementa la necesidad de tecnologías innovadoras, eficientes y económicamente viables (Fanourakis et al., 2020). Esto resulta especialmente relevante en escenarios donde la exposición crónica al arsénico y otros contaminantes continúa siendo un problema vigente y subatendido, con implicaciones no solo en la salud pública, sino también en la seguridad hídrica y el desarrollo de las comunidades.

11. CONCLUSIONES

El presente estudio permitió evaluar de manera integral el potencial del compuesto Zeo/ZIF-8 para la remoción de arsénico en agua de uso y consumo humano, abordando desde su síntesis y caracterización hasta el análisis de su comportamiento cinético y de equilibrio.

En términos de caracterización, se comprobó que la incorporación de ZIF-8 a la zeolita natural generó un material híbrido con propiedades estructurales y superficiales mejoradas. La presencia de fases cristalinas correspondientes tanto a la zeolita como al ZIF-8, junto con

la modificación de la morfología y el desarrollo de una estructura más porosa, evidencia una adecuada impregnación del MOF en la matriz mineral. Estas características favorecen la generación de sitios activos disponibles y contribuyen a mejorar el desempeño del material en procesos de adsorción.

Los resultados obtenidos permiten aceptar la hipótesis planteada, ya que la impregnación del ZIF-8 en la zeolita natural incrementa la capacidad de adsorción del sistema en comparación con la zeolita sin modificar. Este comportamiento puede atribuirse al efecto combinado de la estructura microporosa del ZIF-8 y de la capacidad de sorción de la zeolita, lo que da lugar a un material con propiedades complementarias y una mayor eficiencia en la remoción de arsénico.

Respecto al comportamiento cinético, el proceso de adsorción ocurre rápidamente en las etapas iniciales, lo que indica una alta afinidad entre el adsorbente y las especies de arsénico presentes en solución. Lo anterior sugiere que el mecanismo dominante se asocia a interacciones químicas entre el adsorbato y los sitios activos del material, lo cual es consistente con la naturaleza del sistema híbrido.

En cuanto al análisis de isotermas, los resultados evidencian que el sistema no presenta un comportamiento homogéneo ni un ajuste claro a los modelos clásicos de adsorción en monocapa. Por el contrario, las isotermas obtenidas reflejan un comportamiento complejo y no monotónico, particularmente en el compósito, lo que indica la presencia de una distribución heterogénea de sitios activos con diferentes energías de adsorción. La capacidad máxima obtenida sugiere una mejora respecto a la zeolita natural; sin embargo, no evidencia un efecto sinérgico completo, ya que el desempeño del compósito no alcanza el del ZIF-8 puro.

Adicionalmente, se identificó un aspecto relevante en términos de su aplicación práctica. El ZIF-8 en forma aislada puede presentar limitaciones asociadas a la liberación de partículas finas o residuos en el agua tratada; sin embargo, al ser impregnado con zeolita, el material adquiere mayor estabilidad estructural, lo que evita la dispersión de partículas y facilita su

manejo. Este resultado resalta la importancia del compósito no solo desde el punto de vista de la eficiencia, sino también de la viabilidad para su uso en sistemas reales de tratamiento de agua.

No obstante, se identificaron algunas limitaciones del sistema, como la posible competencia iónica en soluciones complejas, la influencia del pH en el proceso de adsorción y la necesidad de evaluar la estabilidad del material a largo plazo. Estos factores deben considerarse en futuras investigaciones orientadas a su aplicación a escala real.

En conjunto, el compósito Zeo/ZIF-8 se presenta como un material prometedor para la remoción de arsénico en agua, al combinar alta capacidad de adsorción, rapidez de respuesta y mayor estabilidad en comparación con sus componentes individuales. Esta investigación aporta bases sólidas para el desarrollo de tecnologías más eficientes, económicas y aplicables en contextos en los que la contaminación por arsénico representa un riesgo para la salud pública.

12. RECOMENDACIONES

Con base en los resultados obtenidos en la presente investigación, se plantean algunas recomendaciones orientadas a fortalecer el desempeño del compósito y ampliar su potencial de aplicación en futuras etapas de estudio.

En primer lugar, se sugiere optimizar el pretratamiento de la zeolita natural mediante el uso de soluciones de NaCl a una concentración de 2 M, así como someter el material a un tratamiento térmico a 105 °C. Este procedimiento podría favorecer la eliminación de impurezas, la activación de los sitios de intercambio iónico y el incremento del área superficial y del volumen de los poros. Como resultado, se espera una mejora en la capacidad de adsorción de la zeolita y una mayor eficiencia en la impregnación del ZIF-8, lo que promoverá una distribución más homogénea del material activo sobre la matriz mineral.

Asimismo, se recomienda profundizar en la optimización del proceso de síntesis del compósito, incrementando la cantidad de zeolita empleada en relación con el ZIF-8. Esta estrategia permitiría obtener un material más económico sin comprometer su eficiencia, lo que favorecería su posible aplicación a escala mayor en sistemas de tratamiento de agua.

Por otra parte, es importante considerar la realización de ensayos de adsorción–desorción, con el objetivo de evaluar la capacidad de regeneración y reutilización del material. Este tipo de estudios permitirá determinar la estabilidad del compósito a lo largo de múltiples ciclos de uso, así como su viabilidad técnica y económica en condiciones más cercanas a la aplicación real.

Finalmente, se sugiere incorporar técnicas adicionales de caracterización antes y después del contacto con el contaminante, a fin de analizar los cambios estructurales, morfológicos y químicos del material. Asimismo, la aplicación de técnicas complementarias durante la etapa de síntesis del compósito permitiría comprender con mayor detalle la distribución y la interacción entre sus fases. De igual manera, el uso de herramientas avanzadas para el estudio del proceso de adsorción contribuiría a esclarecer los mecanismos involucrados y el comportamiento del material en condiciones reales, lo que a su vez permitiría definir con mayor precisión su alcance y potencial de aplicación. Este enfoque permitirá comprender con mayor profundidad los mecanismos de adsorción involucrados y la posible modificación del compósito durante el proceso, aportando información clave para su mejora y optimización.

En conjunto, estas líneas de trabajo constituyen una base importante para el desarrollo futuro del compósito zeolita–Fe-ZIF-8, orientado a su aplicación eficiente, estable y económicamente viable en la remoción de arsénico del agua.

13. REFERENCIAS

- Abdulla, S. A., Sabouni, R., Ghommam, M., & Alami, A. H. (2023). Synthesis and performance analysis of zeolitic imidazolate frameworks for CO₂ sensing applications. *Heliyon*, 9(11). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e21349>
- Abid, H. R., Azhar, M. R., Iglauer, S., Rada, Z. H., Al-Yaseri, A., & Keshavarz, A. (2024). Physicochemical characterization of metal organic framework materials: A mini review. *Heliyon*, 10(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e23840>
- Ahmad, R., Iqbal, N., Noor, T., Ali, G., Ali, M., Shahzad, N., & Raza, M. A. (2022). Zeolitic imidazolate frameworks derived Co-Zn-nanoporous carbon-sulfide material for supercapacitors. *Electrochimica Acta*, 404, 139739. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2021.139739>
- Armienta, M. A., & Segovia, N. (2008). Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(4), 345-353. <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9167-8>
- Behera, D., Priyadarshini, P., & Parida, K. (2025). ZIF-8 metal-organic frameworks and their hybrid materials: Emerging photocatalysts for energy and environmental applications. *Dalton Transactions*, 54(7), 2681-2708. <https://doi.org/10.1039/D4DT02662D>
- Birkle, P., & Merkel, B. (2000). Environmental Impact by Spill of Geothermal Fluids at the Geothermal Field of Los Azufres, Michoacán, Mexico. *Water Air and Soil Pollution*, 124, 371-410. <https://doi.org/10.1023/A:1005242824628>
- Boruah, H., Tyagi, N., Gupta, S. K., Chabukdhara, M., & Malik, T. (2023). Understanding the adsorption of iron oxide nanomaterials in magnetite and bimetallic form for the removal of arsenic from water. *Frontiers in Environmental Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1104320>
- Boteju, R., Zheng, L., Wasana, H. M. S., Wu, Q., Wei, Y., Zhong, H., Wang, Y., & de Alwis, A. (2025). Hydroxyapatite-Modified Zeolite for Fluoride Removal from Drinking Water: Adsorption Mechanism Investigation and Column Study. <https://www.mdpi.com/2073-4441/17/6/908>
- Cardoso, J. F., Amorim Neto, P. P. D., Pereira Junior, S. D. N., Silva, D. F. D. N., Rodríguez, A. G., Proenza, Y. G., & Pérez, D. M. (2025). Integrated image analysis and statistical modeling for the morphological characterization of porous microstructures. *Caderno Pedagógico*, 22(9), e18110. <https://doi.org/10.54033/cadpedv22n9-169>
- Chakraborti, D., Rahman, M. M., Paul, K., Chowdhury, U. K., Sengupta, M. K., Lodh, D., Chanda, C. R., Saha, K. C., & Mukherjee, S. C. (2002). Arsenic calamity in the Indian subcontinent: What lessons have been learned? *Talanta*, 58(1), 3-22. [https://doi.org/10.1016/S0039-9140\(02\)00270-9](https://doi.org/10.1016/S0039-9140(02)00270-9)
- Chen, B., Yang, Z., Zhu, Y., & Xia, Y. (2014a). Zeolitic imidazolate framework materials: Recent progress in synthesis and applications. *Journal of Materials Chemistry A*, 2(40), 16811-16831. <https://doi.org/10.1039/C4TA02984D>

- Chen, B., Yang, Z., Zhu, Y., & Xia, Y. (2014b). Zeolitic imidazolate framework materials: Recent progress in synthesis and applications. *Journal of Materials Chemistry A*, 2(40), 16811-16831. <https://doi.org/10.1039/C4TA02984D>
- Cliffe, M. J., Mottillo, C., Stein, R. S., Bučar, D.-K., & Friščić, T. (2012). Accelerated aging: A low energy, solvent-free alternative to solvothermal and mechanochemical synthesis of metal–organic materials. *Chemical Science*, 3(8), 2495-2500. <https://doi.org/10.1039/C2SC20344H>
- Colmenero Sujo, L. H., & Villalba, M. D. L. (2023). Remoción de arsénico en agua con zeolitas naturales provenientes del norte y centro de México: Arsenic removal in water with natural zeolites from northern and central Mexico. *TECNOCENCIA Chihuahua*, 17(3), e1261. <https://doi.org/10.54167/tch.v17i3.1261>
- Corroto, C., Iriel, A., Cirelli, A. F., & Carrera, A. L. P. (2019). Constructed wetlands as an alternative for arsenic removal from reverse osmosis effluent. *Science of The Total Environment*, 691, 1242-1250. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.234>
- Cortes M, R. (2007). *Effect of the modification of a natural mexican zeolite in the sorption of cadmium and 4-chloro phenol* (INIS-MX--2520). UAEM, Facultad de Ingenieria, Centro Interamericano de Recursos del Agua, 50130 Toluca (Mexico). <https://inis.iaea.org/records/n47vh-a0c86>
- Dardir, F. M., & Ahmed, E. A. (2025). Sustainable synthesis of nano-crystalline and heterostructural Zr MOF@Bentonite composite, as a novel adsorbent for methylene blue adsorption. *Scientific Reports*, 15(1), 17186. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-01787-5>
- Di Matteo, V., Di Filippo, M. F., Ballarin, B., Gentilomi, G. A., Bonvicini, F., Panzavolta, S., & Cassani, M. C. (2023). Cellulose/Zeolitic Imidazolate Framework (ZIF-8) Composites with Antibacterial Properties for the Management of Wound Infections. *Journal of Functional Biomaterials*, 14(9), 472. <https://doi.org/10.3390/jfb14090472>
- Díaz-Caravantes, R. E., Duarte-Tagles, H., & Durazo-Gálvez, F. M. (2016). *Amenazas para la salud en el Río Sonora: Análisis exploratorio de la calidad del agua reportada en la base de datos oficial de México*. http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0121-08072016000100012&script=sci_arttext&tlng=es
- Eberle, S., Börnick, H., & Stolte, S. (2022). A Sequential Anammox Zeolite-Biofilter for the Removal of Nitrogen Compounds from Drinking Water. *Water*, 14(21), 3512. <https://doi.org/10.3390/w14213512>
- Emam, H. E., Ahmed, H. B., El-Shahat, M., Abdel-Gawad, H., & Abdelhameed, R. M. (2023). Selective separation of chlorophyll-a using recyclable hybrids based on Zn-MOF@cellulosic fibers. *Scientific Reports*, 13(1), 15208. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-42151-9>
- Falcon, A. C., Jimenez, J. M. M., Dieguez, E. T., & Sanchez, E. H. N. (2017). Distribución de sales y arsénico en el acuífero de La Paz B.C.S., México. *Recursos Naturales y Sociedad*. <http://dspace.cibnor.mx:8080/handle/123456789/602>

- Fan, Y., Li, T., Cun, D., & Tang, H. (2021). Removal of arsenic by pilot-scale vertical flow constructed wetland | Request PDF. *ResearchGate*. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1435-1>
- Fanourakis, S. K., Peña-Bahamonde, J., Bandara, P. C., & Rodrigues, D. F. (2020). Nano-based adsorbent and photocatalyst use for pharmaceutical contaminant removal during indirect potable water reuse. *Npj Clean Water*, 3(1), 1. <https://doi.org/10.1038/s41545-019-0048-8>
- Fendrich, A. N., Van Eynde, E., Stasinopoulos, D. M., Rigby, R. A., Mezquita, F. Y., & Panagos, P. (2024). Modeling arsenic in European topsoils with a coupled semiparametric (GAMLSS-RF) model for censored data. *Environment International*, 185, 108544. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108544>
- Ferreccio, C., & Sancha, A. M. (2006). Arsenic Exposure and Its Impact on Health in Chile. *Journal of Health, Population and Nutrition*, 24(2), 164-175.
- Francisca, F. M., & Carro Pérez, M. E. (2014). Remoción de arsénico en agua mediante procesos de coagulación-floculación. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(2), 177-190.
- Frisbie, S. H., & Mitchell, E. J. (2022). *Arsenic in drinking water: An analysis of global drinking water regulations and recommendations for updates to protect public health* | PLOS One. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0263505>
- Giles, H. G., Smith, D., & Huitson, A. (1974). *A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. Theoretical—ScienceDirect*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0021979774902525>
- González Torres, J. C., Castañeda Ramírez, A. A., García Cruz, R., Olvera Neria, Ó., Maubert Franco, A. M., Gonzalez Torres, J. C., #0000-0003-4193-4400, Castañeda Ramirez, A. A., #0000-0002-9596-419X, Garcia Cruz, R., 487279, Olvera Neria, O., 94312, Maubert Franco, A. M., & 111925. (2022). *Adsorción de especies de arsénico en estructuras de imidazolato zeolíticas modificadas. Un estudio químico cuántico computacional*. <https://hdl.handle.net/11191/9617>
- Haldar, D., Duarah, P., & Purkait, M. K. (2020). MOFs for the treatment of arsenic, fluoride and iron contaminated drinking water: A review. *Chemosphere*, 251, 126388. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126388>
- Hassan, N., Shahat, A., El-Didamony, A., El-Desouky, M., & El-Bindary, A. A. (2020). Equilibrium, Kinetic and Thermodynamic studies of adsorption of cationic dyes from aqueous solution using ZIF-8. *Moroccan Journal of Chemistry*, 8(3), J. Chem. 8 N°3 (2020) 627-637. <https://doi.org/10.48317/IMIST.PRSM/morjchem-v8i3.21127>
- Hernández Huesca, R., Pérez Arcos, J., Vargas Hernández, D., Pérez Cruz, M. A., Hernández Huesca, R., Pérez Arcos, J., Vargas Hernández, D., & Pérez Cruz, M. A. (2016). Adsorption kinetics of N2O on natural zeolites. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(2), 237-242. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.09>

- Huo, J., Yu, G., & Wang, J. (2021). Magnetic zeolitic imidazolate frameworks composite as an efficient adsorbent for arsenic removal from aqueous solution. *Journal of Hazardous Materials*, 412, 125298. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125298>
- Hurtado-Jiménez, R., & Gardea-Torresdey, J. L. (2006). Arsenic in drinking water in the Los Altos de Jalisco region of Mexico. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 20(4). <https://doi.org/10.1590/S1020-49892006000900004>
- Ikhlaq, A., Fatima, R., Qazi, U. Y., Javaid, R., Akram, A., Ibn Shamsah, S., & Qi, F. (2021). Combined Iron-Loaded Zeolites and Ozone-Based Process for the Purification of Drinking Water in a Novel Hybrid Reactor: Removal of Faecal Coliforms and Arsenic. *Catalysts*, 11(3), 373. <https://doi.org/10.3390/catal11030373>
- Jain, R. (2022). *Recent advances of magnetite nanomaterials to remove arsenic from water—RSC Advances (RSC Publishing) DOI:10.1039/D2RA05832D*. <https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2022/ra/d2ra05832d>
- Jentys, A., & Lercher, J. A. (2001). Techniques of zeolite characterization. En *Studies in Surface Science and Catalysis* (Vol. 137, pp. 345-386). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0167-2991\(01\)80250-0](https://doi.org/10.1016/S0167-2991(01)80250-0) (Obra original publicada en 2001)
- Jian, M., Liu, B., Zhang, G., Liu, R., & Zhang, X. (2015a). Adsorptive removal of arsenic from aqueous solution by zeolitic imidazolate framework-8 (ZIF-8) nanoparticles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 465, 67-76. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2014.10.023>
- Jian, M., Liu, B., Zhang, G., Liu, R., & Zhang, X. (2015b). Adsorptive removal of arsenic from aqueous solution by zeolitic imidazolate framework-8 (ZIF-8) nanoparticles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 465, 67-76. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2014.10.023>
- Jimenez, P. A. J., Díaz, X., Silva, M. L. N., Vega, A., & Curi, N. (2023). Assessing and Understanding Arsenic Contamination in Agricultural Soils and Lake Sediments from Papallacta Rural Parish, Northeastern Ecuador, via Ecotoxicology Factors, for Environmental Embasement. *Sustainability*, 15(5), 3951. <https://doi.org/10.3390/su15053951>
- Juneau, M., Liu, R., Peng, Y., Malge, A., Ma, Z., & Porosoff, M. D. (2020). Characterization of Metal-zeolite Composite Catalysts: Determining the Environment of the Active Phase. *ChemCatChem*, 12(7), 1826-1852. <https://doi.org/10.1002/cctc.201902039>
- Khosravi, A., Habibpour, R., & Banjbar, M. (2024). *Enhanced adsorption and removal of Cd(II) from aqueous solution by amino-functionalized ZIF-8 | Scientific Reports*. <https://www.nature.com/articles/s41598-024-59982-9>
- Lal, S., Singh, P., Singhal, A., Kumar, S., Gahlot, A. P. S., Gandhi, N., & Kumari, P. (2024). Advances in metal–organic frameworks for water remediation applications. *RSC Advances*, 14(5), 3413-3446. <https://doi.org/10.1039/D3RA07982A>

- Lee, Y.-R., Jang, M.-S., Cho, H.-Y., Kwon, H.-J., Kim, S., & Ahn, W.-S. (2015). ZIF-8: A comparison of synthesis methods. *Chemical Engineering Journal*, 271, 276-280. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.02.094>
- Lescano, M. R., Zalazar, C. S., Cassano, A. E., & Brandi, R. J. (2011). *Arsenic (iii) oxidation of water applying a combination of hydrogen peroxide and UVC radiation—Photochemical & Photobiological Sciences* (RSC Publishing). <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2011/pp/c1pp05122a/unauth>
- Liu, R., & Qu, J. (2021). Review on heterogeneous oxidation and adsorption for arsenic removal from drinking water. *Journal of Environmental Sciences, Key Laboratory of Drinking Water*, 110, 178-188. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.04.008>
- Liu, Y., Yang, J., Wu, J., Jiang, Z., Zhang, X., & Meng, F. (2025). *The Application of Multifunctional Metal–Organic Frameworks for the Detection, Adsorption, and Degradation of Contaminants in an Aquatic Environment*. <https://www.mdpi.com/1420-3049/30/6/1336#>
- Lombardo, S., Khalili, H., Yu, S., Mukherjee, S., Nygård, K., Bacsik, Z., & Mathew, A. P. (2025). In Situ Formation of Zeolitic Imidazolate Frameworks on Nanocellulose Revealed by Time-Resolved Synchrotron Small-Angle and Wide-Angle X-ray Scattering. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 17(34), 48976-48988. <https://doi.org/10.1021/acsami.5c10734>
- Loukola-Ruskeeniemi, K., Müller, I., Reichel, S., Jones, C., Battaglia-Brunet, F., Elert, M., Le Guédard, M., Hatakka, T., Hellal, J., Jordan, I., Kaija, J., Keiski, R. L., Pinka, J., Tarvainen, T., Turkki, A., Turpeinen, E., & Valkama, H. (2022). Risk management for arsenic in agricultural soil–water systems: Lessons learned from case studies in Europe. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127677. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127677>
- Mandal, B. K., & Suzuki, K. T. (2002). Arsenic round the world: A review. *Talanta*, 58(1), 201-235.
- Mayta-Armas, A. F., Canchanya-Huaman, Y., Pomalaya-Velasco, J., Bendezú-Roca, Y., Checca-Huaman, N.-R., & Ramos-Guivar, J. A. (2023). *Enhanced Removal of As(V) and Pb(II) from Drinking and Irrigating Water Effluents Using Hydrothermally Synthesized Zeolite 5A*. <https://www.mdpi.com/2073-4441/15/10/1892>
- Meiramkulova, K., Kydyrbekova, A., Mkilima, T., Bazarbayeva, T., Sholpan, U., Zarbaliyev, M., Uryumtseva, T., Kurbanova, L., Tussupova, B., & Zhumagulov, M. (2024). Calcination-modified zeolite filtration and UV disinfection for contaminant Mitigation in groundwater. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 10, 100781. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2024.100781>
- Mendoza-Cano, O., Sánchez-Piña, R. A., Barrón-Quintana, J., Cuevas-Arellano, H. B., Escalante-Minakata, P., Solano-Barajas, R., Mendoza-Cano, O., Sánchez-Piña, R. A., Barrón-Quintana, J., Cuevas-Arellano, H. B., Escalante-Minakata, P., & Solano-Barajas, R. (2017). Riesgos potenciales de salud por consumo de agua con arsénico en Colima, México. *Salud Pública de México*, 59(1), 34-40. <https://doi.org/10.21149/8413>

- Metilli, L., Ugo, H., Chèvremont, W., Picard, C., & Pignon, F. (2023). Self-supported MOF/cellulose-nanocrystals materials designed from ultrafiltration. *Soft Matter*, 19(42), 8228-8239. <https://doi.org/10.1039/D3SM00798G>
- Milton, A. H., & Rahman, M. (2002). Respiratory effects and arsenic contaminated well water in Bangladesh. *International Journal of Environmental Health Research*, 12(2), 175-179. <https://doi.org/10.1080/09603120220129346>
- Mojiri, A., Razmi, E., KarimiDermani, B., Rezanian, S., Kasmuri, N., Vakili, M., & Farraji, H. (2024). *Frontiers | Adsorption methods for arsenic removal in water bodies: A critical evaluation of effectiveness and limitations*. <https://www.frontiersin.org/journals/water/articles/10.3389/frwa.2024.1301648/full>
- Morales Cuevas, J. A. (2019). *Humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal para remoción de arsénico y hierro: Asociación y fraccionamiento en la fase sólida*. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/170674>
- Munawar, A., Mulyanto, D., & Asrifah, R. D. (2021). *Physical Characterization of a Natural Zeolite using a Scanning Electron Microscopy: A Preliminary Study*. 1.
- Nguyen, T. H., Nguyen, T. V., Vigneswaran, S., Ha, N. T. H., & Ratnaweera, H. (2023). A Review of Theoretical Knowledge and Practical Applications of Iron-Based Adsorbents for Removing Arsenic from Water. *Minerals*, 13(6), 741. <https://doi.org/10.3390/min13060741>
- Nicomel, N. R., Leus, K., Folens, K., Van Der Voort, P., & Du Laing, G. (2015). *Technologies for Arsenic Removal from Water: Current Status and Future Perspectives*. <https://www.mdpi.com/1660-4601/13/1/62>
- OECD. (2013). Hacer posible la reforma de la gestión del agua en México. *OECD Studies on Water*, 2012. <https://doi.org/10.1787/9789264188075-es>
- Ortega-Guerrero, M. A. (2009). Presencia, distribución, hidrogeoquímica y origen de arsénico, fluoruro y otros elementos traza disueltos en agua subterránea, a escala de cuenca hidrológica tributaria de Lerma-Chapala, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 26(1), 143-161.
- Pan, J., Wang, B., Liu, S., Liu, S., & Yan, W. (2025). Synthesis and Application of LTA Zeolite for the Removal of Inorganic and Organic Hazardous Substances from Water: A Review. *Molecules*, 30(3), 554. <https://doi.org/10.3390/molecules30030554>
- Pandey, D., Kehri, H. K., Zoomi, I., Akhtar, O., & Chaturvedi, S. (2021). Bioremediation of arsenic contamination from the environment: New approach to sustainable resource management. *Journal of Applied and Natural Science*, 13(4), 1499-1517. <https://doi.org/10.31018/jans.v13i4.2986>
- Pardo Higareda, A. (2024). *Estudio hidrogeoquímico y calidad del agua en manantiales de Los Azufres, Michoacán*. http://bibliotecavirtual.dgb.umich.mx:8083/xmlui/handle/DGB_UMICH/18940

- Payam, A. F., Khalil, S., & Chakrabarti, S. (2024). Synthesis and Characterization of MOF-Derived Structures: Recent Advances and Future Perspectives. *Small*, 20(32), 2310348. <https://doi.org/10.1002/sml.202310348>
- Rahman, M. M., Uddin, M. N., Parvez, M. M. H., Mohotadi, M. A. A., & Ferdush, J. (2025). Bio-Based Nanomaterials for Groundwater Arsenic Remediation: Mechanisms, Challenges, and Future Perspectives. *Nanomaterials*, 15(12), 933. <https://doi.org/10.3390/nano15120933>
- Revelli, G. R., Sbodio, O. A., & Costa, G. V. (2016). Estudio epidemiológico de arsénico en agua subterránea para consumo humano en el territorio del Cluster Lechero Regional, Argentina. *Acta toxicológica argentina*, 24(2), 105-115.
- Rodríguez, M. (2009). *La hidrosfera. El ciclo del agua. La contaminación del agua. Métodos de análisis y depuración. El problema de la escasez del agua* (p. 26).
- Rodríguez Valdivia, M. (2022). Cinética y Mecanismos de Adsorción de Plomo (II) Usando Zeolita Gis-NaP Obtenida a Partir de Residuos de Ladrillo. *Revista Politécnica*, 50(2), 63-70. <https://doi.org/10.33333/rp.vol50n2.07>
- Rodriguez-Cantu, L., Martinez-Cinco, M., Balderas-Cortés, J., Mondaca, I., Navarro-Farfán, M., & Meza-Montenegro, M. (2022). Arsenic-contaminated drinking water and associated health risks in children from communities located in a geothermal site of Michoacán, México: Monte Carlo probabilistic method. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 28, 1-25. <https://doi.org/10.1080/10807039.2022.2054771>
- Román-Ross, G., Cuello, G. J., Turrillas, X., Fernández-Martínez, A., & Charlet, L. (2006). Arsenite sorption and co-precipitation with calcite. *Chemical Geology*, 233(3), 328-336. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2006.04.007>
- Ruíz-Baltazar, A., Esparza, R., Gonzalez, M., Rosas, G., & Pérez, R. (2015). Preparation and Characterization of Natural Zeolite Modified with Iron Nanoparticles. *Journal of Nanomaterials*, 2015(1), 364763. <https://doi.org/10.1155/2015/364763>
- Salih, A. M., Abdulrahman, R. R., Hussein, H. H. S., Aivas, S. A., Yaqub, K. Q., & Latif, A. D. (2025a). Characterization of natural zeolite and evaluation of its adsorption capacity. *British Journal of Interdisciplinary Research*, 2(4), 31-47. <https://doi.org/10.31039/bjir.v2i4.26>
- Salih, A. M., Abdulrahman, R. R., Hussein, H. H. S., Aivas, S. A., Yaqub, K. Q., & Latif, A. D. (2025b). Characterization of natural zeolite and evaluation of its adsorption capacity. *British Journal of Interdisciplinary Research*, 2(4), 31-47. <https://doi.org/10.31039/bjir.v2i4.26>
- Samara, F., Al Abdel Hamid, A. A., Gopal, V., Dronjak, L., Feghaly, F., & Kanan, S. (2025). *Modified Zeolites for the Removal of Emerging Bio-Resistive Pollutants in Water Resources*. <https://www.mdpi.com/2073-4344/15/2/138>
- Sánchez-Rodríguez, B. L., Castillo-Maldonado, I., Pedroza-Escobar, D., Delgadillo-Guzmán, D., & Soto-Jiménez, M. F. (2023). Association of obesity, diabetes, and hypertension with arsenic in drinking water in the Comarca Lagunera province (north-central Mexico). *Scientific Reports*, 13(1), 9244. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-36166-5>

- Singh, A., Vetrnam, A., Kalauni, K., Singh, A., Wdowin, M., Singh, A., Vetrnam, A., Kalauni, K., Singh, A., & Wdowin, M. (2025). Synthesis routes of zeolitic imidazolate framework-8 for CO₂ capture: A review. *AIMS Materials Science*, 12(1), 118-164. <https://doi.org/10.3934/matisci.2025009>
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5), 517-568. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)
- Smith, A. H., Lingas, E. O., & Rahman, M. (2000). *Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: A public health emergency*.
- Soltani, P., Zakeri, M., Samimi, A., & Agah, A. (2024). Green synthesis of ZIF-8 nanoparticles for the simultaneous removal of Cd (II) and Sb (III) from contaminated wastewater. *Advances in Environmental Technology*, (Online First). <https://doi.org/10.22104/aet.2024.6938.1901>
- Stanton, B. A., Caldwell, K., Congdon, C. B., Disney, J., Donahue, M., Ferguson, E., Flemings, E., Golden, M., Guerinot, M. L., Highman, J., James, K., Kim, C., Lantz, R. C., Marvinney, R. G., Mayer, G., Miller, D., Navas-Acien, A., Nordstrom, D. K., Postema, S., ... Susca, P. (2015). MDI Biological Laboratory Arsenic Summit: Approaches to Limiting Human Exposure to Arsenic. *Current Environmental Health Reports*, 2(3), 329-337. <https://doi.org/10.1007/s40572-015-0057-9>
- Stottmeister, U., Buddhawong, S., Kusch, P., Wiessner, A., & Mattusch, J. (2006). CONSTRUCTED WETLANDS AND THEIR PERFORMANCE FOR TREATMENT OF WATER CONTAMINATED WITH ARSENIC AND HEAVY METALS. En I. Twardowska, H. E. Allen, M. M. Häggblom, & S. Stefaniak (Eds.), *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation* (pp. 417-432). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4728-2_27
- TEKİN, B., & AÇIKEL, Ü. (2022). Intake of divalent copper and nickel onto natural zeolite from aqueous solutions: A study in mono- and dicomponent systems. *Turkish Journal of Chemistry*, 46(4), 1042-1054. <https://doi.org/10.55730/1300-0527.3413>
- Terzyk, A. P., Gauden, P. A., & Kowalczyk, P. (Eds.). (2008). *Carbon materials: Theory and practice*. Research Signpost.
- Tran, T. V., Nguyen, H., Le, P. H. A., Nguyen, D. T. C., Nguyen, T. T., Nguyen, C. V., Vo, D.-V. N., & Nguyen, T. D. (2020). Microwave-assisted solvothermal fabrication of hybrid zeolitic-imidazolate framework (ZIF-8) for optimizing dyes adsorption efficiency using response surface methodology. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(4), 104189. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104189>
- Treacy, M. M. J., & Higgins, J. B. (2007). *Collection of Simulated XRD Powder Patterns for Zeolites Fifth (5th) Revised Edition*. Elsevier.
- Van Vreeswijk, S. H., & Weckhuysen, B. M. (2022). Emerging analytical methods to characterize zeolite-based materials. *National Science Review*, 9(9), nwac047. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwac047>

- Van Tran, T., Huy Dang, H., Nguyen, H., Thao Nguyen, N. T., Hai Nguyen, D., & Thanh Nguyen, T. T. (2025). Synthesis methods, structure, and recent trends of ZIF-8-based materials in the biomedical field. *Nanoscale Advances*, 7(13), 3941-3960. <https://doi.org/10.1039/D4NA01015A>
- Velarde, L., Nikjoo, D., Escalera, E., & Akhtar, F. (2024). Bolivian natural zeolite as a low-cost adsorbent for the adsorption of cadmium: Isotherms and kinetics. *Heliyon*, 10(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e24006>
- Velazquez-Garcia, J. de J., Frenzke, S., Santos Valladares, L. de los, W. Barnes, C. H., Copeman, C., Singh, J., Kulkarni, S., F. Keller, T., Sanchez Cornejo, H., Huanaco-Quispe, D., Anwary, M., Elorche, R., Maria Asprilla-Herrera, L., Łukaszczyk, W., Eroglu, N., Eifler, D., & Techert, S. (2025). Size matters: Limitations of the ZIF-8 monolith and its Ni-, Co- and Cu-doped variants for the adsorption of rhodamine B. *Materials Advances*, 6(21), 7800-7811. <https://doi.org/10.1039/D5MA00797F>
- Wang, J., Zhang, T., Li, M., Yang, Y., Lu, P., Ning, P., & Wang, Q. (2018). Arsenic removal from water/wastewater using layered double hydroxide derived adsorbents, a critical review. *RSC Advances*, 8(40), 22694-22709. <https://doi.org/10.1039/C8RA03647K>
- Wang, Z., He, B., Pan, X., Zhang, K., Wang, C., Sun, J., Yun, Z., & Jiang, G. (2010). Levels, trends and risk assessment of arsenic pollution in Yangzonghai Lake, Yunnan Province, China. *Science China Chemistry*, 53(8), 1809-1817. <https://doi.org/10.1007/s11426-010-4039-3>
- Wei, X., Gopal, A., Chen, T., Chen, S., Ding, L., Jia, Q., Lewis, A., Saeed Butt, F., Chen, Z., Krishnamoorthi, R., Radacsi, N., Hon Lau, C., Chen, X., Yang, S., & Huang, Y. (2025). Facile synthesis of multifunctional zeolitic imidazolate framework-8 coatings on diverse substrates using a one-step strategy. *Separation and Purification Technology*, 357, 130031. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.130031>
- Wu, M., Li, Q., Tang, X., Huang, Z., Lin, L., & Scholz, M. (2014). *Arsenic(V) removal in wetland filters treating drinking water with different substrates and plants*. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/03067319.2013.864647>
- Yuan, N., Zhang, X., Chen, T., Xu, H., & Wang, Q. (2023). Fabricating Materials of Institute Lavoisier-53(Fe)/zeolite imidazolate framework-8 hybrid materials as high-efficiency and reproducible adsorbents for removing organic pollutants. *Journal of Colloid and Interface Science*, 646, 438-451. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2023.05.022>
- Zang, S., Zhang, Q., Hu, B., Zhang, Y., Pu, J. H., & Lv, M. (2024). Effective Technique and Mechanism for Simultaneous Adsorption of As(III/V) from Wastewater by Fe-ZIF-8@MXene. *Toxics*, 12(6), 419. <https://doi.org/10.3390/toxics12060419>
- Zhang, P., Yang, M., Lan, J., Huang, Y., Zhang, J., Huang, S., Yang, Y., & Ru, J. (2023). Water Quality Degradation Due to Heavy Metal Contamination: Health Impacts and Eco-Friendly Approaches for Heavy Metal Remediation. *Toxics*, 11(10), 828. <https://doi.org/10.3390/toxics11100828>

Alba Rosa Medina Rodríguez

Remoción de arsénico de agua de uso y consumo humano mediante compósito de zeolita y ZIF-8..pdf

 Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Detalles del documento

Identificador de la entrega

tm:oid::3117:578041720

Fecha de entrega

13 abr 2026, 11:40 a.m. GMT-6

Fecha de descarga

13 abr 2026, 11:51 a.m. GMT-6

Nombre del archivo

Remoción de arsénico de agua de uso y consumo humano mediante compósito de zeolita y ZIF-8..pdf

Tamaño del archivo

2.7 MB

113 páginas

30.642 palabras

175.307 caracteres

27% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Fuentes principales

- 26%  Fuentes de Internet
- 17%  Publicaciones
- 0%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alerta de integridad para revisión



Caracteres reemplazados

31 caracteres sospechosos en N.º de páginas

Las letras son intercambiadas por caracteres similares de otro alfabeto.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



A quien corresponda,

Por este medio, quien abajo firma, bajo protesta de decir verdad, declara lo siguiente:

- Que presenta para revisión de originalidad el manuscrito cuyos detalles se especifican abajo.
- Que todas las fuentes consultadas para la elaboración del manuscrito están debidamente identificadas dentro del cuerpo del texto, e incluidas en la lista de referencias.
- Que, en caso de haber usado un sistema de inteligencia artificial, en cualquier etapa del desarrollo de su trabajo, lo ha especificado en la tabla que se encuentra en este documento.
- Que conoce la normativa de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en particular los Incisos IX y XII del artículo 85, y los artículos 88 y 101 del Estatuto Universitario de la UMSNH, además del transitorio tercero del Reglamento General para los Estudios de Posgrado de la UMSNH.

Datos del manuscrito que se presenta a revisión		
Programa educativo	Maestría en Geociencias y Planificación del Territorio	
Título del trabajo	Remoción de arsénico de agua de uso y consumo humano mediante compuesto de zeolita y ZIF-8.	
	Nombre	Correo electrónico
Autor/es	Alba Rosa Medina Rodríguez	1312750j@umich.mx
Director	Luis Rafael Olmos Navarrete	luis.olmos@umich.mx
Codirector	Raúl Cortés Martínez	raul.cortes@umich.mx
Coordinador del programa	Boris Chako Tchamabe	mae.geociencias.planificacion.territorio@umich.mx

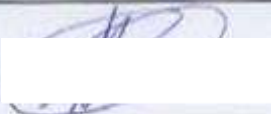
Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Asistencia en la redacción	sí	Uso en mejora de redacción y ortografía.

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Traducción al español		
Traducción a otra lengua		
Revisión y corrección de estilo		
Análisis de datos		
Búsqueda y organización de información	Sí	Búsqueda de bibliografía referente a la investigación.
Formateo de las referencias bibliográficas		
Generación de contenido multimedia		
Otro		

Datos del solicitante	
Nombre y firma	Alba Rosa Medina Rodríguez 
Lugar y fecha	13/04/2026 Morelia, Michoacán. México.