



EDITORIAL
NAVEGANTE



MITIGACIÓN DEL PLOMO EN EFLUENTES MINEROS POR MEDIO DEL COMPÓSITO PIEDRA LAJA- ZEOLITA

Juan Carlos Quijandría Lavarello
Juan Carlos Alfredo Toledo Guerra



Juan Carlos Quijandria Lavarello

Correo: juan.quijandria@unica.pe

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0710-2096>

Afiliación: Universidad Nacional San Luis Gonzaga.

Juan Carlos Alfredo Toledo Guerra

Correo: juan.toledo@unica.pe

ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-1532-3744>

Afiliación: Universidad Nacional San Luis Gonzaga.

MITIGACIÓN DEL PLOMO EN EFLUENTES MINEROS POR MEDIO DEL COMPÓSITO PIEDRA LAJA- ZEOLITA

Juan Carlos Quijandría Lavarello

Juan Carlos Alfredo Toledo Guerra



EDITORIAL
NAVEGANTE

Todas nuestras publicaciones son sometidas a revisión doble-ciego de pares externos (*Peer Review Double Blinded*).

Esta publicación cuenta con licencia Creative Commons Reconocimiento - NoComercial - SinObraDerivada 3.0 Unported License.



ISBN: 978-628-7736-63-4

© Juan Carlos Quijandría Lavarello

© Juan Carlos Alfredo Toledo Guerra

2025

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.17194846>

©Editorial Navegante

www.editorialnavegante.com

Queda prohibida la reproducción bajo cualquier modalidad de toda o una parte de esta obra sin autorización expresa del titular de los derechos.

Diseño de carátula y composición: Editorial Navegante

Edición electrónica: Editorial Navegante

Editado en Colombia/ *Published in Colombia*

MITIGACIÓN DEL PLOMO EN EFLUENTES MINEROS POR MEDIO DEL COMPÓSITO PIEDRA LAJA- ZEOLITA

Juan Carlos Quijandría Lavarello

Juan Carlos Alfredo Toledo Guerra



EDITORIAL
NAVEGANTE

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS.....	9
------------------------	---

INTRODUCCIÓN.....	10
-------------------	----

CAPÍTULO I

CARACTERIZACIÓN DE MATERIALES Y FUNDAMENTO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN.....	13
--	----

1.1. Análisis y Preparación de los Materiales Adsorbentes.....	13
--	----

1.1.1. Caracterización fisicoquímica de la piedra laja: análisis de composición mineralógica (XRD), morfología superficial (SEM) y área superficial (BET).....	13
--	----

1.1.2. Caracterización de la zeolita natural: determinación de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), análisis estructural y composición	19
--	----

1.1.3. Síntesis y optimización del compuesto piedra laja-zeolita: métodos de preparación, dosificación de componentes y tratamiento térmico para activación.....	23
--	----

1.2. Fundamentos Teóricos de la Adsorción de Metales Pesados	26
1.2.1. Mecanismos de adsorción de plomo (Pb^{2+}): fisisorción, quimisorción e intercambio iónico	26
1.2.2. Cinética de adsorción: modelos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden para describir la velocidad del proceso	28
1.2.3. Isotermas de adsorción: modelos de Langmuir y Freundlich para describir el equilibrio de adsorción en la superficie del compuesto	31

CAPÍTULO II

DISEÑO EXPERIMENTAL Y EVALUACIÓN DEL PROCESO DE MITIGACIÓN	35
--	----

2.1. Configuración del Sistema de Tratamiento	35
2.1.1. Diseño de reactores de lecho fijo a escala de laboratorio	35
2.1.2. Caracterización del efluente minero sintético y real: determinación de la concentración inicial de plomo, pH, y presencia de iones interferentes	38
2.1.3. Metodología analítica: cuantificación de plomo mediante Espectrometría de Absorción Atómica (AAS)	40
2.2. Estudios de Adsorción en Lotes (Batch)	43
2.2.1. Efecto del pH en la eficiencia de remoción de plomo	43
2.2.2. Influencia del tiempo de contacto y la dosis del adsorbente	48
2.2.3. Impacto de la temperatura y análisis termodinámico del proceso (entalpía, entropía y energía libre de Gibbs)	50

CAPÍTULO III

ANÁLISIS DE RENDIMIENTO, REGENERACIÓN Y ESCALABILIDAD	55
---	----

3.1. Evaluación en Sistema de Flujo Continuo	55
3.2. Estudios de Desorción y Regeneración del Compósito	58
3.3. Relación entre biodiversidad y productividad en cafetales.....	63

CAPÍTULO IV

ESTUDIO DE MITIGACIÓN DEL PLOMO EN EFLUENTES MINEROS EN CARAVELÍ SECTOR HUANO-HUANO POR MEDIO DEL COMPÓSITO PIEDRA LAJA- ZEOLITA.....	67
---	----

4.1. Introducción	67
4.2. Aspectos metodológicos.....	69
4.3. Hallazgos	73
4.4. Discusión y conclusiones	75

REFLEXIONES FINALES	83
---------------------------	----

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85
----------------------------------	----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Zeolitas: Unidades básicas estructurales.....	21
Figura 2 Clasificación de las isotermas de adsorción según la forma de la curva	32
Figura 3 Isotermas de adsorción compuestas para la adsorción de líquidos.....	33
Figura 4 Diseño de los reactores de lecho fijo	37
Figura 5 Componentes de un espectrómetro de absorción atómica (AAS)	42
Figura 6 Escala del potencial de hidrógeno (pH)	44
Figura 7 Mecanismo general de adsorción (A)	46
Figura 8 Tipos de adsorbentes y sus fuentes	47

INTRODUCCIÓN

La minería es una actividad económica de gran importancia en el Perú, que ha venido ampliando sus operaciones mediante la ejecución de nuevos proyectos en las últimas décadas. No obstante, esto conlleva un impacto negativo por la contaminación de suelos y aguas debido a la presencia de metales pesados, tanto por el drenaje ácido de la mina como por el agua que se infiltra en la roca estéril en los vertederos de relaves que lixivian los metales pesados (plomo, mercurio, cobre, cadmio, hierro, entre otros), los cuales se encuentran entre los contaminantes mineros y/o industriales más peligrosos, dada su toxicidad, persistencia y acumulación en los organismos vivos (Kalak et al., 2019, como se citó en Rodríguez, 2021).

La mitigación del impacto ambiental que generan los metales pesados, derivados de la minería y otras actividades económicas, constituye un desafío hacia el desarrollo sostenible en el siglo XXI, dado que estos contaminantes inorgánicos no se biodegradan sino que se bioacumulan ocasionando efectos negativos en el ecosistema así como riesgos potenciales para la salud humana. Esta acumulación se presenta en la capa orgánica de los suelos, causando contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, e incluso contaminación del aire. Así mismo, la presencia de estos agentes contaminantes en el suministro del agua constituye plantea riesgos significativos dado que puede desencadenar intoxicaciones en los seres vivos, que incluso pueden causar la muerte (Londoño-Franco et al., 2016, como se citaron en Quijandría, 2024; Vega De La et al., 2018).

En el caso específico del plomo (Pb), se puede resaltar que es uno de los metales pesados más comunes y tóxicos, presente en aguas residuales de la minería e industria, donde se liberan enormes cantidades de este metal al medio ambiente, conllevando serias repercusiones sobre el

sistema nervioso, reproductivo y circulatorio, los riñones y el hígado en seres humanos; especialmente los niños son muy sensibles a los efectos de este agente contaminante es absorbido cuatro o cinco veces más que en el caso de los adultos, provocando daños cognitivos, dificultad del aprendizaje, trastornos de comportamiento, anemia, debilidad muscular, daño cerebral y renal, entre otros. En el caso de mujeres embarazadas, la presencia de plomo puede implicar abortos espontáneos, parto prematuro o malformaciones genéticas (Abadin et al., 2007; Wendling et al., 2018; como se citaron en Quijandría, 2024).

Es por ello que se han desarrollado diversas tecnologías para minimizar la presencia de metales pesados en las aguas, incluyendo la precipitación, intercambio iónico, ósmosis inversa, coagulación, electrodiálisis y ultrafiltración, pero generalmente esto requiere grandes cantidades de energía en su proceso, no resultando del todo eficiente pese a los costos que acarrea. En este sentido, la tecnología de la adsorción mediante zeolita de origen natural o sintético para eliminar metales pesados, así como el compósito de este mineral con la laja piedra, entre otras alternativas, representan una opción viable debido a su selectividad, bajo costo, facilidad de uso y alta capacidad de adsorción (Ahmad et al., 2017; Jiménez et al., 2017; Ullah et al., 2020; Chisti, 2018; como se citaron en Rodríguez, 2020).

De acuerdo con Spena Group (2016, como se citó en Freire y Loja, 2024) y Curi et al. (2006), el tratamiento de las aguas residuales de la minería es fundamental para mitigar el impacto ambiental de esta actividad económica, bajo el manejo responsable y seguro, para generar efluentes que no representen riesgos para la salud humana ni para los ecosistemas acuáticos. En lo que respecta al tratamiento de los efluentes mineros y el control ambiental, muchos autores coinciden en que las zeolitas naturales, entre otros materiales, presentan ventajas con respecto a otros procesos en cuanto a la disponibilidad de este mineral en grandes volúmenes, el bajo costo de extracción, así como la estabilidad a los procesos químicos y térmicos en los efluentes derivados de la actividad minera.

La piedra laja en combinación con las zeolitas se emplean en diversas aplicaciones industriales y medioambientales, desde remoción de elementos contaminantes hasta suavización del agua y la eliminación de olores y sabores no deseados; se utiliza en sistemas de purificación de aire y gas para la absorción de gases; como catalizador en procesos químicos; absorción y retención de metales pesados para el tratamiento de aguas contaminadas; fabricación de detergentes y mejoradores de suelos dada su capacidad de retener agua y nutrientes para las plantas (López y Feijoo, 2019; Celi y Yantalema, 2024; Feijoo et al., 2024). Según Freire y Loja (2024), la zeolita es muy utilizada como adsorbente de metales pesados, dadas sus propiedades únicas: tiene la capacidad de absorber metales pesados, como el mercurio y el plomo. Así mismo, la zeolita actúa como agente quelante contra los metales pesados, es decir, puede unirse a estos y eliminarlos debido a sus propiedades adsorbentes.

Con el propósito de mejorar las propiedades de las zeolitas como una opción viable en el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados, entre ellos el plomo, se ha propuesto su modificación, como por ejemplo las zeolitas tipo LTA y zeolitas modificadas con plata, o el compósito de este material con otros como la piedra laja, para mejorar la adsorción y la recuperación del mercurio. Así mismo, las zeolitas naturales tipo faujasita (Na-X y Na-Y) tienen una alta capacidad de adsorción de metales pesados; la capacidad máxima de sorción reportada para Cu^{2+} , Pb^{2+} y Zn^{2+} es mayor para la zeolita Na-X, que para clinoptilolita natural bajo condiciones de adsorción similares (Busca, 2014; Yuna, 2016; como se citaron en Vega De La et al., 2018).

Considerando lo expuesto anteriormente, el objetivo general de la presente investigación es evaluar la eficacia del compósito piedra laja-zeolita como material adsorbente para reducir las concentraciones de plomo (Pb) en efluentes de la actividad minera. Se planteó la siguiente hipótesis general: Con la utilización de la piedra laja y la zeolita como adsorbentes, se obtiene un alto rendimiento en la remoción de metales pesados como el plomo, contenido en los efluentes mineros (Quijandría, 2024).

CAPÍTULO I

CARACTERIZACIÓN DE MATERIALES Y FUNDAMENTO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN

1.1. Análisis y Preparación de los Materiales Adsorbentes

1.1.1. Caracterización fisicoquímica de la piedra laja: análisis de composición mineralógica (XRD), morfología superficial (SEM) y área superficial (BET)

La laja es una piedra formada principalmente por la deposición volcánica en los ambientes marinos durante el Mesozoico, encontrándose muchos yacimientos en el Perú, aun cuando su explotación es incipiente pese al elevado potencial de este recurso geológico, dadas sus propiedades de sorción física y química (López y Feijoo, 2019; Quijandría, 2024).

En el departamento de Arequipa, en el Perú, el depósito de laja explotable se encuentra en la zona de Yura, específicamente entre los kilómetros 13

y 21 de la Carretera a Huanca. La extracción de este material se realiza de forma artesanal por un grupo de trabajadores que se dedican a la extracción de bloques. El método de extracción es empírico, utilizando la fuerza de la gravedad para mover el material hacia áreas de acopio. Una vez allí, la laja se acumula en pilas para su posterior comercialización. Estos bancos de cuarzoarenitas forman parte de la Formación Labra, una de las unidades estratigráficas pertenecientes a la secuencia Jurásica-Cretácica del Grupo Yura (Ayala et al., s.f).

La piedra laja es un tipo de roca de composición sedimentaria o volcánica, que es plana y consiste en areniscas, areniscas cuarcíticas y cuarcitas, cuya densidad aparente es de 2.200-2.400kg/m³, con una porosidad promedio de 20%; se encuentran inter-estratificadas con capas delgadas de lutitas; son de grano fino a medio con contenido de óxidos de hierro, feldespatos y otros minerales como manganeso y carbón, que definen su coloración y matices, desde tonos oscuros como negro o grises hasta lajas blancas, verdes, azuladas, violetas, amarillas, rojizas, entre otras. De forma -rectangular, circular, oval o irregular- y espesor variable, presenta estratos delgados de +/-20 cm a medianos de +/-1.5mt y ocasionalmente gruesos que superan los cinco metros presentando estructuras internas variables. Su potencia media es de unos +/-800metros, lo que resalta el relieve de la zona debido a su grado bajo de erosión y diferenciando el contraste con la Fm (Quijandría, 2024).

La porosidad de esta piedra depende en gran medida de su historia geológica y composición mineralógica. Su porosidad influye en la expansión por congelación y en los procesos de disolución; los poros más pequeños liberan agua de manera más lenta siendo más susceptibles a la acción del hielo. Inclusive algunas piedras laja evidencian una porosidad inexistente, dado que los granos se encuentran fuertemente soldados por cuarzos o cementados con minerales antígenos. Su dureza va a depender de la cantidad de cuarzo que contienen. Aquellas piedras laja de textura fina son más fáciles de romper a diferencia de aquellas de textura gruesa (Quijandría, 2024).

La difracción de rayos X (XRD) es una técnica analítica que se utiliza ampliamente en la caracterización de materiales, que cumplen con poseer una estructura cristalográfica definida; la información que se obtiene de la interacción entre los rayos X y los cristales se sustenta en la difracción que produce un conjunto de átomos en un arreglo ordenado. Esta técnica permite obtener información, tanto cualitativa como cuantitativa de los minerales, en una gama amplia de materiales geológicos, explorados en un laboratorio o bien procesados para una aplicación industrial (Betancourth et al., 2010; Yellepeddi, 12 de septiembre de 2020).

La difracción de rayos X en materiales cristalinos es un proceso de dispersión coherente. Este fenómeno se origina a partir de la interacción de los fotones incidentes con los electrones fuertemente unidos a los átomos del material. Cada átomo, al ser irradiado, actúa como un emisor individual de radiación dispersa en todas las direcciones. Debido a que un material cristalino está compuesto por una multitud de estos átomos, cada uno funcionando como una fuente de radiación coherente, se producen fenómenos de interferencia constructiva y destructiva entre las ondas dispersas. La interferencia constructiva ocurre cuando las ondas dispersadas se encuentran en fase en direcciones específicas del espacio. En estas direcciones, se observan máximos de intensidad que constituyen el patrón de difracción. El proceso de difracción de rayos X puede ser descrito de manera simplificada y cuantitativa a través de la ley de Bragg (Betancourth et al., 2010).

Cuando las ondas dispersadas por los átomos de un material cristalino se superponen, se produce una interferencia constructiva. Para que esto ocurra, es un requisito fundamental que la diferencia en la trayectoria de los haces que interfieren sea un múltiplo entero de la longitud de onda (λ) de la radiación incidente. Esta condición, esencial para la difracción de rayos X, es precisamente lo que describe la ley de Bragg, que se expresa matemáticamente de la siguiente manera (Betancourth et al., 2020):

$$n\lambda = 2d \sin\theta$$

idad La ecuación de Bragg define la relación entre los parámetros de difracción y las propiedades del material cristalino. En esta fórmula, la variable n representa el orden de la reflexión, el cual corresponde a cualquier valor entero positivo. El término θ es el ángulo de incidencia que se forma entre la radiación entrante y la superficie del material. Por su parte, λ corresponde a la longitud de onda de la radiación incidente, y d es la distancia interplanar entre los planos atómicos responsables de la interferencia constructiva que genera el patrón de difracción. Esta ecuación establece las condiciones geométricas exactas que deben cumplirse para que los rayos X incidentes interactúen con el material y produzcan los máximos de intensidad característicos de la difracción. De este modo, mediante el análisis de materiales por difracción de rayos X es posible identificar las estructuras cristalográficas presentes en las muestras, y a través de éstas, su composición química (Betancourth et al., 2010).

La difracción de rayos X constituye una técnica alternativa que permite la identificación de minerales, presentando ventajas con respecto a las técnicas de análisis químico, tanto a nivel de simplicidad para la preparación de las muestras como en la mayor información suministrada, puesto que el análisis químico requiere la utilización de disolventes y ensayos piragnósticos, mientras que el método XRD únicamente requiere la pulverización de la muestra (Betancourth et al., 2010).

La morfología refiere el estudio de la estructura y la forma de una muestra, siendo de gran importancia en la ciencia de los materiales. Es relevante para los materiales a escala nanométrica, también denominados nanoestructuras, puesto que la forma influye en las características fisicoquímicas. Así pues, muchos proyectos de investigación de esta área se sustentan el análisis morfológicos, tanto descriptivos como analíticos (Ahmed, 24 de marzo de 2022).

El análisis de la morfología superficial de materiales se puede realizar por SEM (Scanning Electron Microscope) o Microscopía Electrónica de Barrido, que es una técnica que proporciona imágenes de alta resolución, resultando muy útil en la investigación de materiales y sus aplicaciones. Mediante este microscopio se obtienen imágenes tridimensionales de la morfología externa de una muestra, a partir de la observación y la caracterización de materiales orgánicos e inorgánicos, por medio del contraste topográfico o composicional, permitiendo el estudio de la estructura y ultraestructura de una muestra (Universidad de Almería, Servicios Centrales de Investigación, s.f.; Ahmed, 24 de marzo de 2022).

El Microscopio Electrónico de Barrido (SEM) funciona al generar un haz de electrones focalizado que explora la superficie de una muestra en las coordenadas X e Y. La interacción entre este haz y el material produce diversas señales, las cuales son capturadas por detectores especializados. El SEM forma imágenes principalmente a partir de la detección de electrones secundarios y/o electrones retrodispersados. Estas imágenes generadas por electrones secundarios revelan la topografía detallada de la superficie de la muestra, mientras que las producidas por electrones retrodispersados proporcionan información sobre su composición química (Universidad de Almería, Servicios Centrales de Investigación, s.f.).

La integración de una estación de criomicroscopía en un SEM permite la observación de muestras a bajas temperaturas (aproximadamente -130°C) y en condiciones de alto vacío. Este método es muy útil para el análisis de muestras biológicas, orgánicas e inorgánicas en su estado natural e hidratado, sin la necesidad de una modificación química. Además, esta técnica facilita la fractura de la muestra in situ, permitiendo examinar su estructura interna (Universidad de Almería, Servicios Centrales de Investigación, s.f.).

Por otra parte, el método BET es una reconocida técnica para determinar el área superficial de sólidos y polvos; permite determinar la superficie de un sólido con base en la adsorción de un gas inerte, generalmente N_2 , a

baja temperatura.

En primer lugar, las muestras se preparan mediante secado con un flujo de gas inerte o atmósfera de vacío para eliminar cualquier elemento contaminante. Esta muestra se somete a temperatura criogénica para permitir que un gas sonda se adsorba físicamente en su superficie. El volumen de gas sonda adsorbido se mide para determinar la cantidad de gas necesaria para cubrir la superficie de la muestra. Posteriormente, se aplica la ecuación de Brunauer, Emmett y Teller (BET) a los datos de adsorción para generar un área superficial específica, expresada en unidades de área por masa de muestra (m^2 / g) (Particle Tech Labs, PTL, 2025; Universitat de València, 2025).

De acuerdo con Izquierdo (2010), la ecuación de Bet es la siguiente:

$$q_e = q_B \frac{K_S C_e}{(1 - K_L C_e)(1 + K_L C_e + K_S C_e)}$$

Siendo q_B la cantidad máxima de metal adsorbida en la primera monocapa de adsorción (mg, g^{-1}) y K_S es la constante de equilibrio de la adsorción en la primera capa relacionada con la energía de interacción del adsorbato con la superficie ($\text{dm}^3, \text{mg}^{-1}$); K_L es la constante de equilibrio de adsorción en las capas superiores ($\text{dm}^3, \text{mg}^{-1}$) (Izquierdo, 2010).

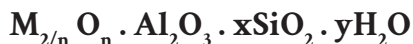
Esta ecuación, desarrollada en 1938 por Stephen Brunauer y Paul Emmet, fue una extensión de la teoría de Langmuir, impulsada por Irving Lagmuir. El análisis BET ha sido uno de los más utilizados para el estudio de los sólidos y la determinación de la superficie específica. El área superficial específica BET es reconocida por ISO, ASTM y EP. La capacidad de medición de una amplia gama de superficies, desde sólidos no porosos hasta polvos altamente porosos, confirma la utilidad de esta técnica en diversas industrias y áreas, entre ellas la medioambiental; muchas

características físicas pueden influir en el área superficial de una muestra, tales como el tamaño de la partícula, el tamaño y volumen de poro y la rugosidad superficial (Particle Tech Labs, PTL, 2025; Raja y Barron, s.f.).

1.1.2. Caracterización de la zeolita natural: determinación de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), análisis estructural y composición

De acuerdo con López y Feijoo (2019), las zeolitas son aluminosilicatos que se forman por una red tridimensional de aluminio (Al) y silicio (Si), vinculados entre sí mediante oxígenos. Clark (1980, como se citó en Curi et al., 2006) las define como aluminosilicatos de metales alcalinos o alcalino-terrosos predominantemente de sodio o calcio. Pueden ser encontradas en los siguientes ambientes geológicos: suelos alcalinos, salino o lagos alcalinos, diagenético, sistema abierto, hidrotermal y sedimentos marinos.

Las zeolitas se representan mediante la siguiente fórmula (López y Feijoo, 2019):



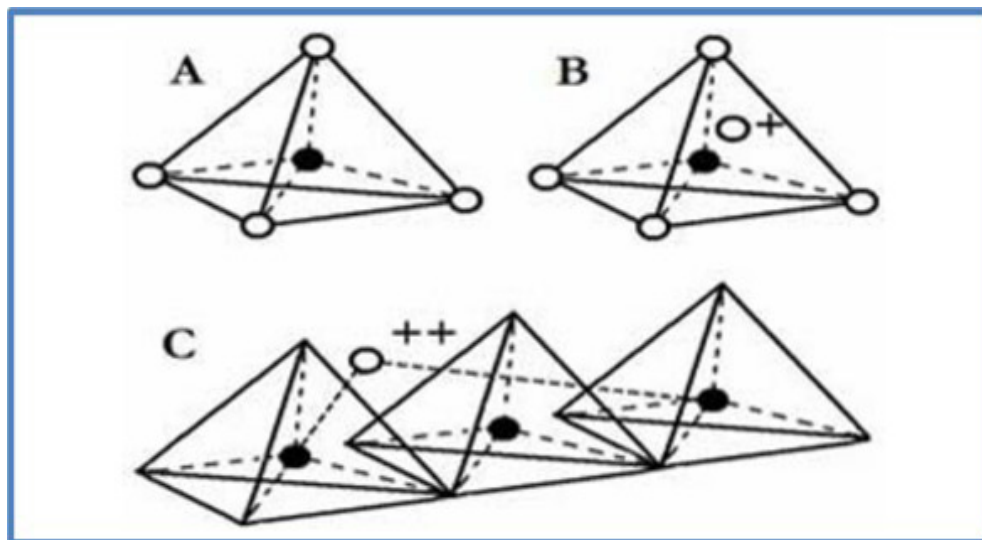
Donde n es el estado de oxidación del catión; los coeficientes x e y son iguales o mayores que dos y uno, respectivamente. Dada su estructura cristalina, las zeolitas presentan porosidades y actividad superficial que resultan útiles para la captura de gases de efecto invernadero y remoción de algunos colorantes como el azul de metileno y el violeta de metilo; también tienen una alta capacidad de absorción del radical amonio, por tanto se utilizan en la recuperación de suelos como fertilizante de liberación lenta $[(NH_4)^+]$ (López y Feijoo, 2019). En la actualidad, la Asociación Internacional de Zeolitas (IZA por sus siglas en inglés), reconoce la existencia de un total de 253 estructuras zeolíticas, aunque también existen un gran número de diferentes posibles estructuras que aún no han sido reconocidas por esta entidad (Cumplido, 2022).

Así mismo, Liu y Lal (2012, como se citó en López y Feijoo, 2019) presentan detalladamente las características de las zeolitas para incrementar el pH debido a su capacidad de neutralización, existencia de intercambio de protones en solución (H^+) con el ion calcio (Ca^{2+}) de las zeolitas y también por sus altas capacidades de intercambio catiónico (CIC).

Según López y Feijoo (2019), los cationes que se encuentran en la estructura de las zeolitas son muy móviles y se pueden intercambiar, por lo que esta capacidad de intercambio catiónico (CIC) en las zeolitas se produce cuando los iones metálicos de Na^+ , K^+ , Ca^{+2} y Mg^{+2} son reemplazados por otras especies cargadas como $[NH_4]^+$, Pb^{+2} , Cu^{+2} , Cd^{+2} , Fe^{+3} , Ni^{+2} , Hg^{+2} , Mn^{+2} , Co^{+2} , Cr^{+3} que se presentan en solución y se convierten en materiales con la capacidad de reducir la contaminación resultante debido a drenajes ácidos de mina y líquidos contaminados; al añadir zeolitas a suelos contaminados disminuye notablemente la fito-toxicidad de los metales pesados, permitiendo el restablecimiento de la capa vegetal.

Por su parte, Luz (1994, como se citó en Curi et al., 2006) sostiene que las zeolitas son estructurados en redes cristalinas tridimensionales, compuestas de tetraedros del tipo TO_4 ($T = Si, Al, B, Ge, Fe, P, Co$), unidos en los vértices por un átomo de oxígeno. Las principales unidades estructurales de las zeolitas se muestran en la Figura 1.

Figura 1 Zeolitas: Unidades básicas estructurales



Nota. Curi et al., 2006. (https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0718-07642006000600017&script=sci_arttext)

En la Figura 1 se emplea la siguiente simbología: a) Tetraedro con un átomo de Si (círculo lleno) en el centro y átomos de oxígeno en los vértices; b) Tetraedro con átomo de Al sustituyendo el Si y unido a un catión monovalente para compensar la diferencia de carga entre el Si y el Al; y c) Átomo Palente para balancear las cargas entre el Al y el Si en una cadena múltiple de tetraedros.

Las zeolitas naturales se forman a partir de la precipitación de fluidos contenidos en los poros, por la alteración de vidrios volcánicos o debido a las ocurrencias hidro-termales. De modo que las condiciones de temperatura, presión, actividad de las especies iónicas y presión parcial de agua constituyen factores determinantes en la formación de las diferentes especies de zeolita. Los principales tipos de zeolitas naturales son: Laumontita ($\text{Ca Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{12} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$); Clinoptilolita $[(\text{Na}, \text{K}, \text{Ca})_{2-3}\text{Al}_3(\text{Al}, \text{Si})_2\text{Si}_{13}\text{O}_{36} \cdot 12 \text{H}_2\text{O}]$; Stilbita ($\text{Na Ca}_2\text{Al}_5\text{Si}_{13}\text{O}_{36} \cdot 14\text{H}_2\text{O}$); Phillipsita $[(\text{K}, \text{Na}, \text{Ca})_{1-2}(\text{Si}, \text{Al})_8\text{O}_{16} \cdot 6\text{H}_2\text{O}]$; Erionita $[(\text{K}_2, \text{Ca}, \text{Na}_2)_2\text{Al}_4\text{Si}_{14}\text{O}_{36} \cdot 15\text{H}_2\text{O}]$; Offretita $[(\text{K}_2, \text{Ca})_5\text{Al}_{10}\text{Si}_{26}\text{O}_{72} \cdot 30\text{H}_2\text{O}]$; Faujasita $[(\text{Na}_2\text{Ca})\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{12} \cdot 8\text{H}_2\text{O}]$;

Chabazita ($\text{CaAl}_2\text{Si}_4\text{O}_{12}\cdot 6\text{H}_2\text{O}$); Natrolita ($\text{Na}_2\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{10}\cdot 2\text{H}_2\text{O}$); Thomsonita ($\text{Na-Ca}_2\text{Al}_5\text{Si}_5\text{O}_{20}\cdot 6\text{H}_2\text{O}$); Mordenita [$(\text{Ca}, \text{Na}_2, \text{K}_2)\text{Al}_2\text{Si}_{10}\text{O}_{24}\cdot 7\text{H}_2\text{O}$]; Epistilbita ($\text{CaAl}_2\text{Si}_6\text{O}_{16}\cdot 5\text{H}_2\text{O}$); Analcima ($\text{Na}, \text{AlSi}_2\text{O}_6\cdot \text{H}_2\text{O}$) y Heulandita [$(\text{Na}, \text{Ca})_{2-3}\text{Al}_3(\text{Al}, \text{Si})_2\text{Si}_{13}\text{O}_{36}\cdot 12\text{H}_2\text{O}$] (Curi et al., 2006).

La zeolita es un mineral que debido a su estructura porosa y cristalina tridimensional posee propiedades únicas de adsorción y cationización, por tanto tiene una eficacia probada en la eliminación de contaminantes de las aguas residuales resultantes de la actividad minera (Celi y Yantalema, 2024; Smith Johnson, 2006, como se citó en Freire y Loja, 2024).

La IUPAC (*International Union of Pure and Applied Chemistry*) reconoce tres tipos de poros de acuerdo con su tamaño: Si son mayores de 50 nm se conocen como macroporos, si su diámetro está entre 2 y 50 nm se denominan mesoporos y si son menores de 2 nm, como es el caso de los poros de las zeolitas, se trata de microporos. Si la distancia entre dos superficies es suficientemente corta, los potenciales de adsorción se suman, de manera que una molécula situada en el interior del poro se ve atraída por toda la superficie del poro aumentando la fuerza con la que se ve atraída. Cuando el tamaño del poro disminuye se produce un incremento significativo del potencial de adsorción de la zeolita, debido al solapamiento de los potenciales de las paredes del poro. De este modo, para un mismo adsorbato, la interacción con las paredes del poro es mayor cuanto menor es el tamaño del poro, y por tanto, mejor el confinamiento de la molécula adsorbida (Greg y Sing, 1967; Sing et al., 1985; García, 2002; como se citaron en Curi et al., 2006). La capacidad de adsorción de las zeolitas se debe a su estructura cristalina, que facilita la captura y retención de sustancias perjudiciales, como metales pesados y compuestos orgánicos (Celi y Yantalema, 2024; Smith & Johnson, 2006, como se citó en Freire y Loja, 2024).

Según Celi y Yantalema (2024), reiteran que la zeolita se caracteriza por la alta capacidad de adsorción de compuestos orgánicos, metales pesados y otros elementos contaminantes del agua; adicionalmente este material es

selectivo en cuanto a su capacidad de absorber diferentes iones y moléculas, por tanto, es muy útil para la descontaminación en aguas clarificadas.

La propiedad del intercambio iónico se ha observado en minerales como las zeolitas, pues es el producto de la sustitución isomórfica de los átomos de silicio de su estructura cristalina por otros átomos; esta sustitución ocurre por átomos tetravalentes de aluminio lo que produce una carga neta negativa en la estructura que se compensa por cationes fuera de ella. La estructura de las zeolitas le otorga propiedades para el intercambio iónico, es decir, el intercambio selectivo de iones presentes en el agua por iones en su estructura cristalina, lo que es de significativa utilidad en el tratamiento de aguas duras, pues tiene la posibilidad de eliminar iones de magnesio y de calcio que conllevan la formación de incrustaciones en tuberías y equipos para el tratamiento del agua (Curi et al., 2006; Smith et al., 2019, como se citó en Celi y Yantalema, 2024).

1.1.3. Síntesis y optimización del compuesto piedra laja-zeolita: métodos de preparación, dosificación de componentes y tratamiento térmico para activación

El proceso de extracción semimecanizada de la piedra laja se realiza a cielo abierto mediante corte por bancos; inicia con el desbroce, limpieza y eliminación del material estéril o desmonte que se encuentra sobre los estratos productivos, luego se seleccionan bloques, aproximadamente de 0,1 a 0,15 m de espesor, con diversas formas y anchura, buscando obtener estratos en el que se presenten claros bandeamientos laminares, para así aperturar coyoterías o calambucos que son cargados con explosivos para su posterior detonación. La región de Arequipa en el Perú, localidad de Yura, es la principal fuente de abastecimiento de laja en el mercado nacional y la exportación en pequeñas cantidades. La cantera El Porvenir cuenta con una planta de procesamiento en Arequipa para cortes y acabados de este material, produciendo una piedra laja con características de excelencia (Ayala et al., s.f.).

Así mismo, en el sur de Perú se encuentran yacimientos de materiales no metálicos, con reservas de roca volcánica o mineral ignimbrita, que representan adsorbentes de bajo costo que son utilizados en la remediación de impactos negativos en el medio ambiente, por tanto, la utilización de zeolitas naturales o sintéticas son una alternativa en la medida en que exhiban altas capacidades de intercambio catiónico. A partir de reactivos químicos y precursores de origen natural es posible lograr la síntesis de zeolitas, pues son abundantes en la naturaleza y contienen un alto contenido de alúmina y sílice; se caracterizan por su eficiente capacidad de actuar como intercambiadores de cationes, catalizadores, filtros y biofiltros en diversos procesos químicos y de tratamientos de efluentes mineros y del medio ambiente (Rodríguez et al., 2021).

Según Cumplido (2022), el estudio de las zeolitas se inició a partir de las zeolitas naturales, pero en la actualidad la mayor parte de estas estructuras se desarrollan por vía sintética en el laboratorio. El investigador H. Saint-Claire-Deville comenzó a realizar la síntesis de zeolitas sintéticas en 1862, al tratar de imitar el procedimiento natural de cristalización de las mismas llevando a cabo la síntesis a temperaturas cercanas a 200 °C y presiones elevadas, utilizando vidrios volcánicos o silicatos naturales.

Posteriormente, en década de 1940 Richard Barrer y Robert Milton desarrollaron la metodología de síntesis de zeolitas que se aplica actualmente. Barrer estudiaba la conversión de fases conocidas, bajo la acción de disoluciones concentradas de sales a altas temperaturas (170-270 °C), sintetizando una zeolita sin análogo natural, la zeolita ZK-5 (KFI). Por su parte, Milton introdujo el uso de materiales de partida más reactivos (silicato y aluminato sódico) empleando condiciones de cristalización más suaves, generando así el descubrimiento de nuevas estructuras zeolíticas. Las primeras zeolitas sintéticas fueron obtenidas como aluminosilicatos con un alto contenido en aluminio, debido al empleo de cationes inorgánicos con elevada densidad de carga que compensan las cargas negativas aportadas por el aluminio. Más tarde, el uso de cationes orgánicos de mayor volumen y menor densidad de carga

se fueron introduciendo, permitiendo con ello la síntesis de zeolitas con mayores relaciones Si/Al, como la zeolita beta o ZSM-5 (Cumplido, 2022).

La síntesis hidrotermal es el método comúnmente utilizado para la síntesis de zeolitas, el cual se caracteriza por la necesidad de llevar a cabo el proceso en presencia de agua, a pH básico y a temperaturas entre 100 y 200 °C a la presión autógena del sistema. En general, la síntesis hidrotermal de zeolitas comprende los siguientes pasos: a) Preparación del gel de síntesis; los reactivos que contienen los elementos que formarán parte de la estructura zeolítica que se va a sintetizar se mezclan junto con una fuente de cationes; b) Cristalización de la zeolita. Se introduce el gel de síntesis en autoclaves cerrados con o sin agitación a temperaturas entre 100 y 200 °C. En estos autoclaves tiene lugar el proceso de cristalización, que en términos generales refieren: inducción, nucleación, crecimiento cristalino y agotamiento (Cumplido, 2022).

En el estudio realizado por Quijandría (2024) fueron realizadas pruebas experimentales

con las sales de plomo, con el propósito de descartar y determinar el procedimiento óptimo y el adsorbente más efectivo para la eliminación de metales pesados. En este sentido, se utilizó una solución de 0,5 ppm de plomo (Pb), de esta se utilizó una solución 200 ml; para la preparación del adsorbente se pesó 5 g y se mezcló con agua destilada. Seguidamente, el material fue sometido a una agitación constante de 1.000 RPM durante dos horas, para luego realizar su filtrado. En este procedimiento se utilizaron los siguientes equipos: Balanza electrónica 0,01 g de precisión, agitador magnético 500 RPM, ph metro, cocina eléctrica, espectrofotómetro de adsorción atómica y SEM microscopía de barrido. Los materiales empleados fueron: Vaso precipitado de 100 ml, probeta de 100 ml, pipetas de 1, 5 y 10 ml, papel filtro rápido, vaso de precipitado de 250 ml, vaso de precipitado de 500 ml, fiola de 1.000 ml, baguetas, pizetas, embudo de filtración, matraz de 50 ml, envase de vidrio de 50 ml y cronómetro. Además, los reactivos son: Piedra laja-zeolita, agua destilada, sal de nitrato

de plomo $\text{PbNO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$.

Se seleccionó piedra laja del yacimiento del Distrito de Yura y la zeolita proveniente del yacimiento de Yarabamba en el Perú. Estos materiales fueron molidos por separado con malla 200; la dosificación del compuesto fue piedra laja (90%) y zeolita (10%). Ambos materiales se mezclaron y se homogeneizaron. En la activación fueron empleados 150 g de la mezcla utilizando ácido acético glacial al 20% en masa, y una relación compuesto con solución de ácido acético de 1:2 (en masa). La suspensión del compuesto activado obtenida se lavó varias veces con agua destilada hasta que el pH del sobrenadante alcanzará 6.5-7. Se secó el compuesto a temperatura ambiente hasta obtener una humedad inferior al 8% de su peso. Se guardó en desecador para ser utilizado posteriormente. En la preparación de la piedra laja-zeolita se utilizó la relación de peso-peso incluida en los datos del producto 9 g/20 ml; se realizó la molienda fina del compuesto piedra laja-zeolita (Quijandría, 2024).

1.2. Fundamentos Teóricos de la Adsorción de Metales Pesados

1.2.1. Mecanismos de adsorción de plomo (Pb^{2+}): fisisorción, quimisorción e intercambio iónico

El plomo es un metal pesado de color gris azulado, identificado por su número atómico 82 y presenta una masa atómica de 207.20 g/mol. Se identifica con el símbolo Pb y se encuentra en el grupo 14 de la tabla periódica; exhibe una notable diversidad isotópica, con un total de 38 isótopos identificados. Sus estados de oxidación más comunes son +2 y +4, lo que le otorga una considerable versatilidad química. Ampliamente distribuido en la corteza terrestre, el plomo se ha identificado en más de 514 minerales, y sus propiedades características lo hacen útil en diversas industrias, incluyendo la metalurgia, la producción de pigmentos, el sector farmacéutico y la fabricación de tuberías (ADTRS, 2007, como se citó en Quijandría, 2024).

La adsorción es un proceso que refiere la atracción y retención de partículas (átomos, iones o moléculas) en la superficie de un sólido o líquido. Esta acumulación superficial se genera de manera espontánea debido a la existencia de fuerzas intermoleculares no compensadas en la interfase. Este proceso depende fundamentalmente de las propiedades fisicoquímicas tanto del adsorbente como del adsorbato. Según las reglas de Rebinder y Traube, en el caso de especies con diferentes polaridades, la adsorción es más favorable entre sustancias con similar polaridad. Por su parte, la adsorción de iones está influenciada por factores como la carga y el radio iónico, así como por la naturaleza química del adsorbente. De ahí que la adsorción es un proceso superficial en la captura del metal, que puede involucrar adsorción física o la formación de enlaces químicos o quimisorción (Quijandría, 2024).

La eliminación del plomo (Pb) de efluentes acuosos se vincula con una amplia gama de tecnologías convencionales y avanzadas. En el primer grupo, resalta la adsorción en carbón activado, que aprovecha la capacidad de este material poroso para retener iones de plomo, y la precipitación química, un proceso que induce la formación de compuestos insolubles de plomo, como el $\text{Pb}(\text{OH})_4$, al modificar las condiciones de pH. Las tecnologías avanzadas, entre ellas la filtración por membrana, la electrodiálisis, la 17 electrocoagulación, la ósmosis inversa y el intercambio iónico, ofrecen mecanismos más sofisticados para la separación y concentración de iones metálicos, permitiendo alcanzar niveles de eliminación del plomo muy elevados (Caviedes et al., 2015, como se citaron en Quijandría, 2024).

La adsorción puede clasificarse fundamentalmente en dos tipos: física y química. La primera, también conocida como fisorción, se basa en fuerzas intermoleculares débiles y es reversible, mientras que la adsorción química o quimisorción es aquella que implica la formación de enlaces covalentes 29 entre el soluto y el soporte; generalmente es irreversible. La elección del tipo de adsorción va a depender de las características del soluto, del soporte y de las condiciones de operación (Quijandría, 2024).

Según Colpas et al. (2017), las unidades de intercambio iónico refieren sistemas de tratamiento de aguas residuales adecuados para la remoción de metales pesados, entre ellos el plomo (Pb), los cuales, utilizan un lecho relleno de material sólido, con propiedades de intercambio iónico, para la remoción de una serie de contaminantes. En función de este objetivo, la obtención de resinas de intercambio iónico a partir de recurso natural no renovable y abundante, como es el caso del carbón mineral, constituye una alternativa de significativa importancia para el desarrollo de investigaciones orientadas a la obtención de nuevo material de intercambio iónico, dada la importancia de su aplicación y de su valor comercial.

En definitiva, existen diversos métodos físicos-químicos para la remoción de metales pesados, entre los que destacan la precipitación química, la separación con membranas, la adsorción, el intercambio iónico y los métodos electroquímicos (Reddad et al., 2002; Tasar et al., 2014, como se citaron en Medellín-Castillo et al., 2017). Sin embargo, estos métodos resultan costosos o tienen una eficiencia de remoción baja que no son suficientes para cumplir con los requerimientos para dar cumplimiento cabal a la legislación ambiental (Reddad et al., 2002, como se citaron en Medellín-Castillo et al., 2017).

Por otra parte, la bioadsorción es considerada un tipo específico de adsorción y un proceso eficiente y de bajo costo para la remoción de metales pesados que se basa en la capacidad de la biomasa o biomateriales para la acumulación de agentes contaminantes en sus tejidos inertes (Srivastava et al., 2015, como se citó en Medellín-Castillo et al., 2017).

1.2.2. Cinética de adsorción: modelos de pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden para describir la velocidad del proceso

Las nuevas tecnologías vinculadas con la remoción de metales pesados de aguas de desecho se centran en los procesos de biosorción,

que refieren la remoción de metales tóxicos por un enlazamiento pasivo a biomasa no viva, partiendo de soluciones acuosas, lo que implica que este mecanismo de remoción no es controlado metabólicamente (Ale et al., 2015).

En lo que respecta a la capacidad de adsorción, la calidad del material adsorbente va a depender de cuanto sorbato pueda atraer y retener en una forma inmovilizada. De modo que la cantidad de metal absorbido por el adsorbente puede calcularse como la capacidad de sorción, q . Así mismo, la capacidad de sorción va a depender de las constantes ácido-básicas, del punto isoelectrico del adsorbente y del pH de la solución; por tanto (Ale et al., 2015):

$$q = \frac{V(C_0 - C_{eq})}{m}$$

Donde:

q = Capacidad de adsorción (mg.g-1)

V = Volumen de la solución (L)

C_0 = Concentración inicial de plomo (ppm)

C_{eq} = Concentración del residual de plomo en el equilibrio (ppm)

m = Masa del biosorbente (g)

a. Modelo cinético de pseudo primer orden (Lagergren, 1898)

Este modelo asume la biosorción como una reacción de primer orden en cada uno de sus reactantes a partir de (Ale et al., 2015):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t)$$

Al resolver la ecuación diferencial tomando en cuenta los límites de integración desde $t = 0$ hasta $t = t$ se tiene (Ale et al., 2015):

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t})$$

Donde:

q_e : Cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio por unidad de masa de adsorbente, (mg.g^{-1}). q_t : Cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio por unidad de masa de adsorbente al tiempo t , (mg.g^{-1}).

k_1 : Constante de velocidad de pseudo primer orden, (min^{-1}).

La constante k_1 se puede determinar por análisis de regresión no lineal de la gráfica: q_t vs t .

b. Modelo cinético de pseudo segundo orden

En este modelo, la ecuación de velocidad de la cinética de adsorción se expresa como sigue (Ale et al., 2015):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$$

Al resolver la ecuación diferencial, tomando en cuenta los límites de integración desde $t = 0$ hasta $t = t$ se obtiene (Ale et al., 2015):

$$q_t = \frac{q_e^2 k t}{1 + q_e k t}$$

Donde:

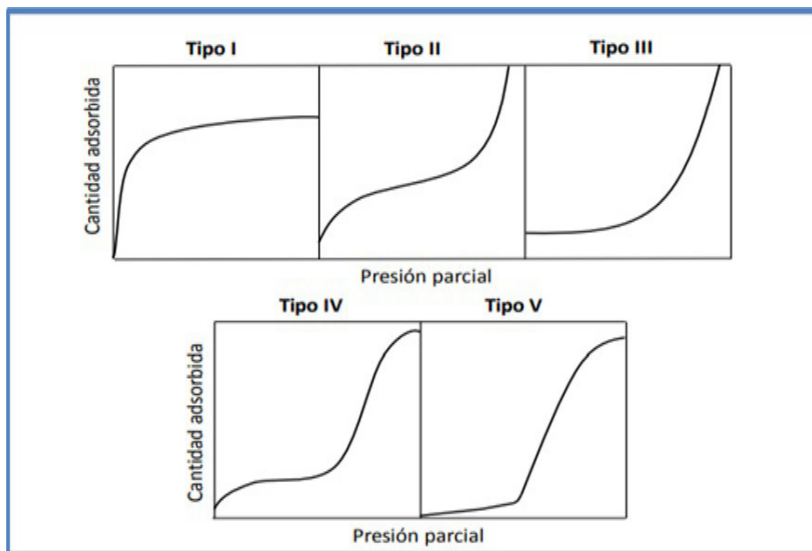
k_2 : Constante de velocidad de pseudo segundo orden, ($\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$). Las constantes k_2 y q_{eq} se pueden determinar por análisis de regresión no lineal de la gráfica: qt vs t (Ale et al, 2025).

1.2.3. Isotermas de adsorción: modelos de Langmuir y Freundlich para describir el equilibrio de adsorción en la superficie del compósito

Los modelos de isotermas de adsorción más utilizados son los de Langmuir, Freundlich, Radke-Prausnitz, Temkin y Sips; describen el equilibrio de adsorción en superficies de materiales como los compósitos, prediciendo así la cantidad de adsorción en función de la concentración o presión a una temperatura constante. Así pues, estos modelos se utilizan para describir, mediante una expresión matemática, el equilibrio de adsorción, representando la cantidad de soluto adsorbida sobre el material adsorbente (fase sólida) contra la concentración al equilibrio del soluto en solución (fase líquida) a una determinada temperatura (Foo y Hameed, 2010; Al-Ghouthi y Da'ana, 2020; como se citaron en Valdéz, 2023).

La cantidad de soluto que un adsorbente retiene se determina a una temperatura constante. La relación resultante entre la cantidad de soluto adsorbido por unidad de masa del adsorbente y la concentración de soluto en equilibrio se conoce como isoterma de adsorción. Se han clasificado cinco tipos principales de isotermas de adsorción con base en la forma de sus curvas. Las curvas convexas, denominadas isotermas de tipo I, se conocen tradicionalmente como isotermas favorables, mientras que las curvas cóncavas de tipo III se definen como isotermas desfavorables. Los tipos de isotermas II, IV y V se distinguen por la presencia de uno o más puntos de inflexión en sus respectivas curvas. Los términos "favorable" y "desfavorable" se refieren directamente al comportamiento de la cantidad de soluto retenido a medida que aumenta la concentración del adsorbato (Izquierdo, 2010).

Figura 2 Clasificación de las isotermas de adsorción según la forma de la curva



Nota. Izquierdo, 2010, adaptado de Brunauer et al., 1940. (<https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/52130/izquierdo.pdf>)

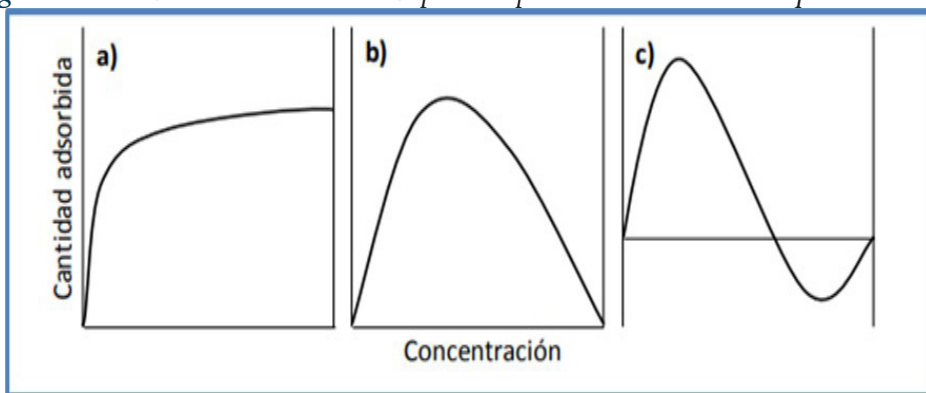
En las isotermas favorables, se observa que la cantidad de soluto retenido en el adsorbente aumenta de manera pronunciada incluso a bajas concentraciones del adsorbato. Por el contrario, las isotermas desfavorables requieren un incremento considerable en la concentración del adsorbato para lograr un aumento significativo en la retención. La morfología de la isoterma de equilibrio tiene un impacto directo en el rendimiento de la operación en columnas de lecho fijo (Izquierdo, 2010).

Las isotermas de tipo I son particularmente ventajosas, ya que promueven la formación de frentes de adsorción compactos. Esto se refleja en una curva de ruptura con una pendiente más pronunciada, una característica que se considera óptima para aplicaciones industriales porque maximiza la utilización del lecho de adsorción. No obstante, la forma definitiva de esta curva de ruptura no depende únicamente de la isoterma de equilibrio, sino también de las condiciones de flujo en el interior de la columna, las cuales pueden generar desviaciones del flujo ideal, como la mezcla axial y

radial (Izquierdo, 2010).

Según Kipling (1965, como se citó en Izquierdo, 2010), las isothermas de adsorción de líquidos generalmente presentan formas distintas a las obtenidas para gases, cuando se realizan estudios de adsorción en un amplio intervalo de concentraciones. De modo que pueden tener la forma que se muestra en la Figura 3.

Figura 3 Isothermas de adsorción compuestas para la adsorción de líquidos



Nota. Izquierdo, 2010, adaptado de Seader y Henley, 2006. (<https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/52130/izquierdo.pdf>)

En la figura 3a), la isoterma corresponde a datos experimentales obtenidos con concentraciones de soluto tales que la disolución inicial soluto-solvente es homogénea y que únicamente se produce adsorción de soluto. En cambio, si se obtienen datos experimentales en un amplio intervalo de concentraciones pueden obtenerse curvas con la forma representada en las Figuras 3b) y 3c), en las que se puede observar la aparición de valores de adsorción negativos. Estas isothermas son denominadas isothermas compuestas o isothermas de cambio de concentración, siendo el resultado de la adsorción del solvente a concentraciones elevadas (Kipling, 1965, como se citó en Izquierdo, 2010).

El modelo de isoterma de adsorción de Langmuir se desarrolló para describir la adsorción de gases, bajo los siguientes supuestos: a) La adsorción sólo ocurre en una monocapa; b) La adsorción ocurre únicamente en sitios específicos localizados sobre la superficie del adsorbente; c) En cada sitio sólo se puede retener una molécula de adsorbato; d) Todos los sitios son energéticamente equivalentes y la superficie es uniforme, y v) No existe interacción entre las moléculas adsorbidas adyacentes (Saadi et al., 2015, como se citó en Valdéz, 2023).

La ecuación de la isoterma de Langmuir se utiliza para describir la adsorción de un soluto en una superficie, cuya expresión matemática se representa como sigue (Valdez, 2023):

$$q = \frac{q_m KC}{1 + KC}$$

Donde C representa la concentración de soluto una vez que se ha alcanzado el equilibrio, medida en mg/L. El término q se refiere a la masa de soluto adsorbido por unidad de masa del adsorbente, expresada en mg/g. Por otra parte, q_m es la masa máxima de soluto que puede ser adsorbida por el material, con unidades de mg/g, y K es la constante de la isoterma de Langmuir, la cual está directamente relacionada con el calor de adsorción y se mide en L/mg.

Por otra parte, la isoterma de Freundlich es un modelo que supone que la adsorción se produce en una superficie heterogénea, y que la cantidad adsorbida aumenta exponencialmente con el incremento de la concentración. La expresión matemática de la isoterma de adsorción de Freundlich es la siguiente (Bonilla, 2017, como se citó en Valdéz, 2023):

$$q = kC^{1/n}$$

Donde k es la constante de la isoterma de Freundlich relacionada con la capacidad de adsorción, $\text{mg}^{1-1/n} \text{L}^{1/n}/\text{g}$; n es la intensidad de la adsorción (Bonilla et al., 2017, como se citó en Valdéz, 2023).

CAPÍTULO II

DISEÑO EXPERIMENTAL Y EVALUACIÓN DEL PROCESO DE MITIGACIÓN

2.1. Configuración del Sistema de Tratamiento

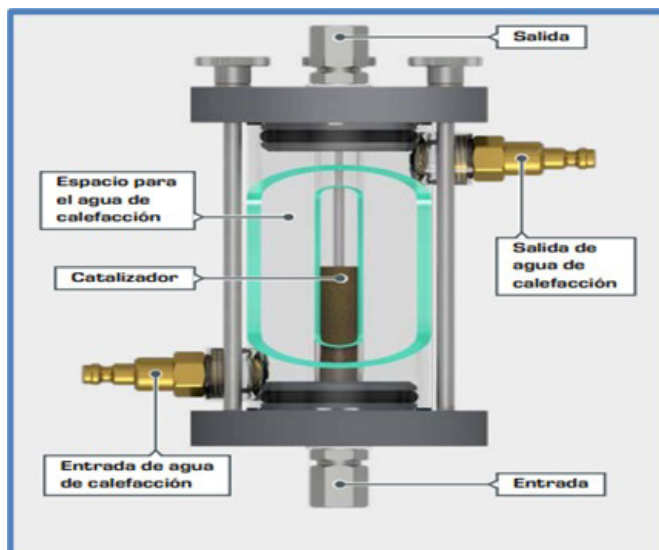
2.1.1. Diseño de reactores de lecho fijo a escala de laboratorio

El tratamiento de aguas de manera eficiente requiere nuevas tecnología y directrices, lo que implica la modificación del enfoque tradicional. Los tratamientos biológicos son considerados como los procesos de mayor eficiencia para la depuración de las aguas; entre las alternativas de tratamiento se pueden mencionar los reactores con cultivos en suspensión y los reactores con cultivos fijos; estos últimos de especial atención en esta investigación. Un reactor de lecho fijo puede definirse como un recipiente que contiene un lecho estacionario de partículas sólidas (como catalizadores o adsorbentes), a través del cual fluyen reactivos -como un líquido o gas- que genera una reacción química. Entre sus aplicaciones se encuentra el tratamiento de aguas (Noguera y Pacheco, 2014).

Los sistemas de tratamiento compacto o prefabricados, que se emplean en la actualidad, van perdiendo eficacia con el tiempo debido principalmente al desconocimiento de parámetros de control requeridos y la forma de hacerlo, por tanto es necesario realizar un estudio de tratabilidad biológica previa elaboración de cualquier diseño, con el propósito de obtener óptimos resultados, a escala real, mediante la comprobación de su eficiencia con pruebas de laboratorio previas a realizar la inversión de los mismos y aplicabilidad en el tratamiento de aguas.

Según Liuzzi (2021) y Pörtner y Faschian (9 de octubre de 2019), el reactor de lecho fijo más común corresponde al reactor multitubular, con el lecho catalítico colocado dentro de los tubos y agua como medio de refrigeración en el lado de la carcasa. Constan de una columna mayoritariamente de forma cilíndrica que contiene portadores macroporosos, donde se inmovilizan las células. Cada reactor comprende 2.050 tubos de 5 cm de diámetro interno y 12 m de longitud. La temperatura de reacción se mantiene constante dado el pequeño diámetro de los tubos y las altas velocidades lineales que se alcanzan, lo que incrementa de manera significativa la transferencia de calor de las partículas de catalizador al medio de enfriamiento. La recirculación, tanto del gas de síntesis como de los productos, contribuye a mejorar la transferencia de calor y también a aumentar la conversión general. Entre las ventajas de este tipo de reactores es que su escalado a partir del rendimiento de las plantas a escala piloto es muy precisa, además su necesidad de espacio es relativamente pequeña, son de fácil instalación y operación; pueden ser diseñados para la investigación a pequeña escala o para la industria a gran escala (ver Figura 4).

Figura 4 Diseño de los reactores de lecho fijo



Nota. Gunt Hamburg. Ingeniería de procesos químicos. Vista previa CE 380 Reactores catalíticos de lecho fijo. (https://www.gunt.de/images/download/CE380_spanish.pdf)

Pese a las ventajas de los biorreactores de lecho fijo, el número de sistemas industriales de lecho fijo es muy reducido, lo cual se debe fundamentalmente a la falta de herramientas de desarrollo de procesos para reactores de lecho fijo así como de conceptos relevantes para el diseño y operación de este tipo de reactores a gran escala, por tanto se requieren estrategias para el diseño y evaluación de los parámetros de los reactores de lecho fijo (Pörtner y Faschian, 9 de octubre de 2019).

En relación con las limitaciones del reactor de lecho fijo se resalta la restricción de caída de presión y, por lo tanto, problemas de difusión interna. Para evitar estas caídas de presión, los catalizadores empleados en reactores de lecho fijo tienen diámetros superiores a 1 mm, aproximadamente, por lo que los fenómenos de transferencia interna son un factor importante que debe tenerse en cuenta al elegir el tamaño y la forma de las partículas del catalizador para un proceso de lecho fijo (Liuzzi, 2021).

Cuando se utilizan pequeños volúmenes de lecho fijo (con una altura aproximada de 10 cm), el medio de cultivo puede circular de manera axial a través del lecho. En este tipo de configuración, es fundamental mantener las condiciones fisiológicas del medio en la salida. Para cultivos de células aeróbicas (como las células de mamíferos), esto implica que la concentración de oxígeno debe mantenerse dentro de un rango viable. De manera similar, para los cultivos de células anaeróbicas productoras de ácido (como las bacterias del ácido láctico), el pH debe permanecer en un rango fisiológico adecuado fijo (Pörtner y Faschian, 9 de octubre de 2019).

Durante el desarrollo de un proceso, es crucial optimizar varios parámetros para asegurar su eficiencia. Entre los más importantes se encuentran: la selección de portadores, la elección del medio de cultivo, el ajuste de la velocidad de flujo y la evaluación del rendimiento a largo plazo. La recopilación y el análisis de esta información son esenciales para determinar el desempeño general del proceso y para planificar su escalabilidad de manera efectiva (Pörtner y Faschian, 9 de octubre de 2019).

2.1.2. Caracterización del efluente minero sintético y real: determinación de la concentración inicial de plomo, pH, y presencia de iones interferentes

Un efluente real es agua residual de un proceso natural o humano que contiene contaminantes reales, mientras que un efluente sintético es una mezcla de agua y contaminantes de laboratorio creada artificialmente para simulaciones o experimentos, que suele contener compuestos específicos y controlados para evaluar la eficacia de tratamientos o tecnologías (Smith y Johnson, 2022).

La caracterización de efluentes mineros, tanto sintéticos como reales, es relevante en el ámbito de la ingeniería química y ambiental. Esta caracterización se realiza para identificar y cuantificar sus componentes, con el propósito de diseñar tratamientos eficientes y monitorear su

impacto ambiental. Un efluente real contiene altas concentraciones de metales pesados, sulfatos y acidez debido a los procesos derivados de la minería y otras actividades económicas, mientras que un efluente sintético persigue replicar estas características en un laboratorio para simular y probar métodos de tratamiento (Montesinos, 2017).

El punto de partida para el diseño de cualquier sistema de tratamiento de aguas ácidas es la correcta caracterización tanto del agua de la mina como de sus efluentes. Esto es esencial, pues permite comprender la composición del agua que será tratada. Además, es importante analizar los cuerpos de agua circundantes (como ríos, lagunas y manantiales). La caracterización de estas aguas receptoras permite identificar su calidad y patrones propios, lo que es fundamental para asegurar que, tras el tratamiento, el efluente final no altere las condiciones del ecosistema. Esto es un requisito indispensable según la normativa ambiental vigente, que prohíbe la modificación de la calidad original del cuerpo de agua receptor (Montesinos, 2017).

Cuando un efluente presenta altas concentraciones totales y bajas concentraciones de elementos disueltos, es recomendable construir pozas de sedimentación antes de que el efluente ingrese a la planta de tratamiento principal. Este paso previo permite que las fases sólidas se decanten, lo que reduce la carga de sólidos que llega a la planta y evita costos innecesarios (Montesinos, 2017).

Además, se ha observado que la elaboración de curvas de neutralización específicas para cada tipo de efluente es una práctica fundamental. Estas curvas permiten identificar con precisión los rangos de hidrólisis de los metales pesados, entre ellos el plomo (Pb). Aunque estas curvas pueden mostrar ligeras desviaciones respecto a las curvas teóricas, estas diferencias se deben a las variaciones en las condiciones del efluente real, como la temperatura, la presión y las particularidades de su composición (Montesinos, 2017).

La implementación de la neutralización secuencial es una estrategia ventajosa para el tratamiento de efluentes con altas concentraciones metálicas. Este método no solo contribuye a reducir el consumo de reactivos en la planta, sino que también ofrece la oportunidad de recuperar los lodos que son ricos en metales. Los ensayos realizados con esta técnica han demostrado su utilidad para identificar las fases sólidas de los hidróxidos a pH específicos, reconocibles por su coloración característica. Sin embargo, el proceso de neutralización secuencial requiere un mayor tiempo de tratamiento. Esto se debe a la necesidad de incluir múltiples etapas de sedimentación o decantación para separar los sólidos, lo que alarga la duración total del proceso (Montesinos, 2017).

Al emplear el método de neutralización directa, el consumo de reactivos se incrementa significativamente, principalmente debido a la redisolución de las fases sólidas de hierro (Fe) y aluminio (Al) una vez que el pH supera el valor de 7. Esto genera una demanda adicional de cal, lo que impacta negativamente en la eficiencia del proceso (Montesinos, 2017).

Desde una perspectiva económica, es crucial evaluar el ahorro en reactivos que se logra con la neutralización secuencial frente a los costos de inversión y operación de la planta. Un sistema de neutralización secuencial requiere una mayor cantidad de equipos y un control más riguroso del pH y de la recuperación de lodos. Aunque este método puede optimizar el uso de reactivos, su viabilidad económica debe ser analizada cuidadosamente en comparación con el método de neutralización directa (Montesinos, 2017).

2.1.3. Metodología analítica: cuantificación de plomo mediante Espectrometría de Absorción Atómica (AAS)

Según Peñaloza et al. (2023), la noción de espectroscopia refiere la observación y el estudio del espectro. Isaac Newton, a inicios de la década de 1600, fue uno de los científicos pioneros en la espectrometría al estudiar el comportamiento de la luz solar al atravesar el prisma. En 1831

J.F. Herschel comprobó que las sales de diversos metales generan distintas colaciones a la flama cuando las mismas en forma directa o disueltas son puestas en contacto con esta; esto fue corroborado posteriormente por otros investigadores que plantearon que de esta manera podrían ser identificado el metal formador de la sal en un compuesto químico específico. En 1859, Kirschhoff y Bunsen innovaron logrando incidir la luz colorida producida por el metal en la flama en un depósito óptico que separa la radiación emitida por el metal, de la luz solar. Este instrumento fue denominado espectroscopio, observándose que cada metal emite radiación de diferente color y presenta líneas que aparecen en diferentes posiciones en el campo de observación o pantalla; esto va a depender de cada metal, así como de la naturaleza de la sal metálica y adicionalmente, se registra una relación directa entre la intensidad de la línea y la concentración del elemento en solución.

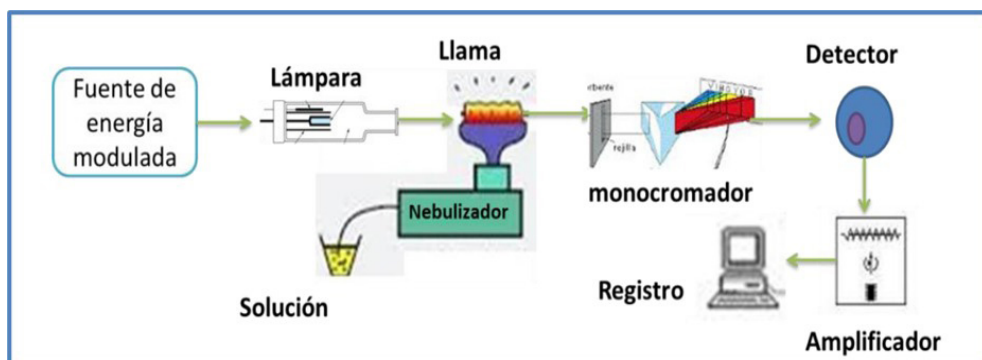
En la actualidad, la espectrometría de absorción atómica (AAS) es un método, de comprobada eficacia en química analítica, para la medición tanto cualitativa como cuantitativa de metales y metaloides en muestras. Se basa en el principio de absorción de la radiación; los átomos del elemento analizado absorben la radiación electromagnética, por lo que se mide la disminución resultante en la intensidad de ciertas partes del espectro, proporcionando así información sobre la composición de la muestra. Se emplea como fuente de luz estándar, una lámpara de cátodo hueco; en el caso de algunos elementos, como el plomo, el mercurio o el arsénico, que absorben en el rango de longitud de onda UV, también se recurre a lámparas de mayor intensidad con la finalidad de optimizar los límites de detección (Analytic Jena HmbH+Co, 2025).

De ahí que la AAS permite el control de procesos y la calidad en diversas industrias; este método es de significativa importancia en la química ambiental, detección de metales tóxicos en alimentos, análisis de oligoelementos tóxicos en aguas superficiales y potables, o medición de metales pesados en lodos de depuradora y suelos, de acuerdo con la normativa y marco legal en general. El desarrollo y aplicación de la AAS

en el análisis químico es relativamente reciente, pues apenas a comienzos de la década de 1950, en la *Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization* (CSIRO), División de Química Física, en Melbourne-Australia, se desarrolló el primer equipo comercial de espectroscopia de absorción atómica para la cuantificación de metales, entre ellos el plomo (Analytic Jena HmbH+Co, 2025; Peñaloza et al., 2023).

En la Figura 5 se muestra un diagrama de los componentes de la AAS. Mediante este equipo, la muestra es aspirada hacia el nebulizador y se atomiza por medio de una flama. La mezcla aire-acetileno permite la atomización de 35 elementos aproximadamente a una temperatura de 2.300 °C, mientras que la mezcla óxido nitroso- acetileno resulta útil cuando se requiere una mayor temperatura (2.900 °C) para la atomización de la muestra. Una vez atomizada la muestra, esta se ilumina con una lámpara que consta de un cilindro de vidrio hueco sellado con un gas de neón o argón en su interior; la luz es absorbida por la muestra y la energía saliente atraviesa un detector (Peñaloza et al., 2023).

Figura 5 Componentes de un espectrómetro de absorción atómica (AAS)



Nota. Peñaloza et al., 2023. (<https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v15.n3.987>)

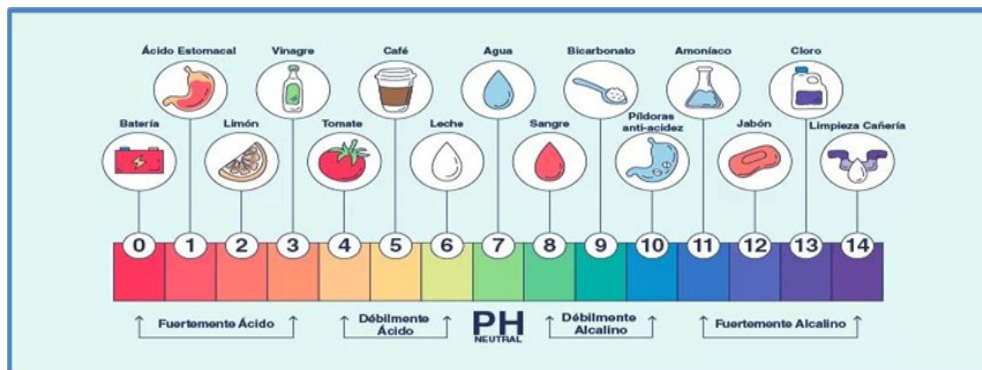
2.2. Estudios de Adsorción en Lotes (Batch)

2.2.1. Efecto del pH en la eficiencia de remoción de plomo

La eficacia en la eliminación de plomo (Pb^{2+}) de soluciones acuosas depende de la regulación del pH, ya que este factor afecta los mecanismos de precipitación y adsorción, y de la misma forma interviene en la optimización de los procesos de tratamiento de aguas residuales contaminadas con este metal pesado, requiriendo el control preciso de dicho parámetro. El pH constituye una variable de estudio necesaria en el campo de las ciencias ambientales, en especial en la purificación de aguas residuales, siendo su monitoreo y ajuste importantes para asegurar la calidad del agua y mitigar el impacto ambiental de los vertidos industriales y urbanos (Larenas et al., 2008).

El potencial de hidrógeno, o pH, es un parámetro químico que cuantifica la acidez o alcalinidad de una disolución acuosa, con un valor situado en una escala logarítmica de 0 a 14, y está inversamente relacionado con la concentración de iones hidronio (H_3O^+). Una solución neutra, como el agua pura a 25°C, presenta un pH de 7, por el contrario, una disolución ácida se caracteriza por un pH inferior a 7, reflejando una elevada concentración de iones H_3O^+ ; en el caso de las disoluciones alcalinas o básicas, su pH es superior a 7, asociándose con una baja concentración de iones H_3O^+ y con una mayor concentración de iones hidroxilo (OH^-). Específicamente, un pH entre 0 y 3 se califica fuertemente ácido y un Ph entre 4 y 6 es débilmente ácido. Por el contrario, un Ph con valores que oscilan entre 8 y 10 es débilmente alcalino y un Ph con valores entre 11 y 14 se califica como fuertemente alcalino (Larenas et al., 2008) (Ver Figura 6).

Figura 6 Escala del potencial de hidrógeno (pH)



Nota. AguaPlanetChile (s.f). ¿Qué es el pH del agua? AguaPlanet (<https://aguaplanet.cl/que-es-el-ph-del-agua/>).

Tur-Naranjo et al. (2013); Tejada-Tovar et al. (2015) refieren que la contaminación por plomo en cuerpos de aguas naturales se origina principalmente a partir de la descarga no tratada de efluentes industriales, provenientes de procesos propios de industria que utilizan altas concentraciones de metales pesados como: minería, producción de cemento, fabricación de colorantes, curtiduría, galvanoplastia, producción de acero, industria fotográfica, fabricación de pinturas anticorrosivas, generación de energía, manufactura textil, preservación de la madera, anodizado de aluminio y sistemas de refrigeración por agua. A diferencia de otros contaminantes, estos metales son compuestos químicos que no se degradan biológicamente ni químicamente en el medio ambiente, ya que una vez liberados, se distribuyen entre la atmósfera, el agua y el suelo, alterando su estado de oxidación o ser asimilados por los seres vivos.

La movilidad de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos y su toxicidad para los organismos vivos han resaltado su estudio como contaminantes inorgánicos significativos. El plomo, en particular, destaca por su elevada toxicidad incluso en concentraciones mínimas y su capacidad de bioacumulación en los tejidos de diversos organismos vivos, convirtiéndolo en un contaminante de especial preocupación para

la salud de los ecosistemas acuáticos y para los organismos que habitan en ellos (Tur-Naranjo et al. 2013).

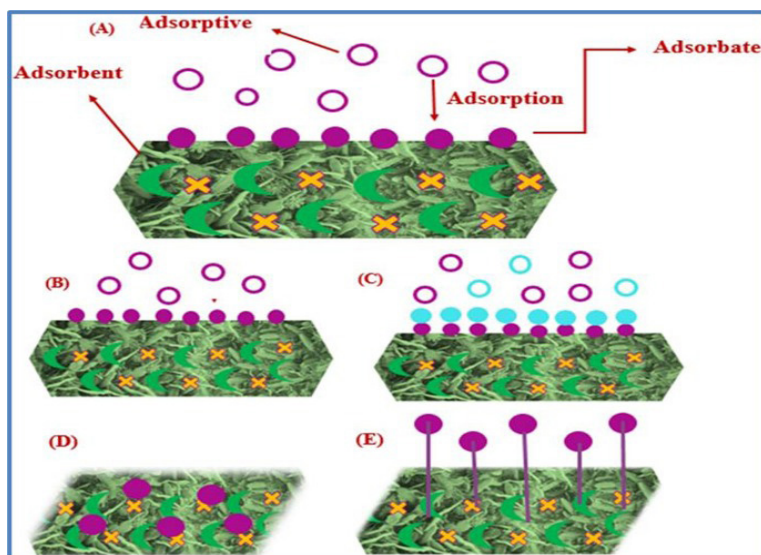
Tejada-Tovar et al. (2015) describen que en respuesta al impacto ambiental de estas sustancias tóxicas, la comunidad científica ha investigado y desarrollado varias metodologías para la remediación de efluentes industriales contaminados con metales pesados, entre las más comunes se cuentan: precipitación, óxido-reducción, intercambio iónico, filtración, tratamientos electroquímicos, tecnologías de membrana y recuperación por evaporación. No obstante, la implementación de estos métodos enfrenta desdenes importantes, debido a que su aplicación ha sido ineficiente y económicamente desfavorable, especialmente al considerar la influencia del pH en la solubilidad de metales como plomo, cadmio y mercurio, que permanecen en forma disuelta a valores de pH bajos, incrementando su toxicidad y biodisponibilidad. Un obstáculo adicional es la generación, manejo y disposición de los lodos y residuos, constituyendo un considerable reto logístico y ambiental

En razón de esta problemática, Vizcaíno et al. (2017) y Aktar (2021), refieren que el fenómeno de adsorción, se presenta como una estrategia efectiva para la remoción de contaminantes disueltos en soluciones acuosas en los procesos de purificación de agua, definiéndose este proceso como la acumulación de un soluto, o adsorbato, en la interfaz de un material sólido poroso, el adsorbente. La transferencia de masa del soluto desde una fase líquida a la superficie del adsorbente se produce a nivel molecular, a causa de la naturaleza porosa de la mayoría de los adsorbentes, que facilita este mecanismo, debido a que la adsorción se lleva a cabo principalmente en las paredes internas de los poros y en sitios de unión específicos, permitiendo la separación del adsorbato de su fase original. Este proceso superficial, difiere de la absorción, porque esta implica la distribución de una sustancia a lo largo del volumen de un material.

Según Aljamali et al. (2021), la adsorción como fenómeno interfacial, tiene dos tipos de comportamientos según la naturaleza de las fuerzas de interacción entre el adsorbato y el adsorbente. Una primera forma es la fisisorción (adsorción física), es un proceso impulsado por fuerzas intermoleculares débiles, como las fuerzas de van der Waals, caracterizado por ser reversible, no específico y producido en multicapas, donde la energía de adsorción es baja, típicamente menor a 40 kJ/mol.

La segunda manera o tipología es la quimisorción (adsorción química); este proceso a diferencia de la fisisorción, implica la formación de enlaces químicos (covalentes o iónicos) entre el adsorbato y la superficie del adsorbente, es irreversible, altamente específico, y se limita a una monocapa, donde la energía de adsorción es alta, similar a la de las reacciones químicas, y suele superar los 80 kJ/mol. (Aljamali et al., 2021) (Ver figura 7).

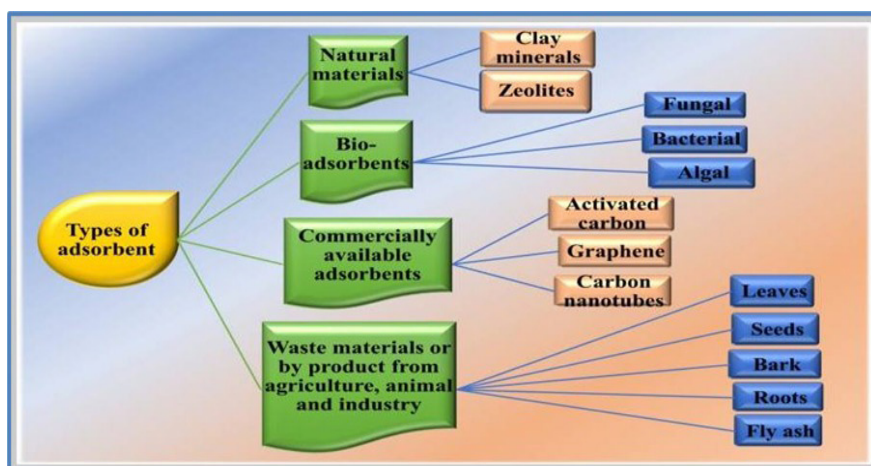
Figura 7 Mecanismo general de adsorción (A)



Nota. Sheraz et al. (2024). Adsorción en monocapa (B), adsorción en múltiples capas (C), adsorción física (D) y adsorción química (E). National Library of Medicine y PubMed Central (https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov.translate.google/articles/PMC11002728/figure/fig3/?_x_tr_sl=en&_x_tr_tl=es&_x_tr_hl=es&_x_tr_pto=tc)

Para Rojas-Challa et al. (2016) y Vizcaíno et al. (2017), en los procesos de adsorción, el pH determina la carga superficial del material adsorbente y la especiación del plomo en la solución, afectando la interacción electrostática entre ambos. Cuando los valores de pH son bajos, la superficie de muchos adsorbentes (como el carbón activado o las arcillas) se protona, adquiriendo una carga positiva que genera una fuerte repulsión con el catión Pb^{2+} , resultando en una baja eficiencia de adsorción. En contraste, cuando el valor del pH se incrementa, la superficie del adsorbente se desprotona, volviéndose más negativa, favoreciendo la atracción electrostática con el ion Pb^{2+} y, por ende, una mayor capacidad de adsorción. La adsorción también puede ser influenciada por la precipitación superficial de hidróxidos de plomo a pH más altos, un mecanismo conocido como precipitación-adsorción (Ver figura 8)

Figura 8 Tipos de adsorbentes y sus fuentes



Nota. Sheraz et al. (2024). Tipos de adsorbentes y sus fuentes. National Library of Medicine y PubMed Central (https://www.ncbi.nlm.nih.gov.translate.google.com/core/lw/2.0/html/tileshop_pmc/tileshop_pmc_inline.html?title=Click+on+image+to+zoo)

Murithi et al. (2014); Cuizano y Navarro (2008), como se citaron en Vizcaíno et al. (2017), reseñan que al utilizarse materiales de origen biológico en el proceso de adsorción, se está en presencia de un fenómeno denominado biosorción, el cual se define como la interacción física o

fisicoquímica entre iones y componentes celulares de organismos vivos o inertes como: microorganismos, hongos, levaduras, algas o residuos vegetales, donde la alta afinidad del biosorbente por las especies del adsorbato facilita la atracción y unión de estas últimas al sólido, a través de diversos mecanismos, que hacen que el proceso continúa hasta alcanzar un equilibrio de adsorción entre las especies disueltas y las ligadas al biosorbente.

El pH en los sistemas de tratamiento de aguas residuales de procesos biológicos y fisicoquímicos operan inmejorablemente en un rango de pH entre 6.5 y 8.5., valores de pH inferiores a 6 inhiben el crecimiento de microorganismos beneficiosos, comprometiendo la degradación de la materia orgánica y propiciando el desarrollo de microflora indeseada. Por otra parte, un pH superior a 9 resulta tóxico para ciertos organismos e incide negativamente en la solubilidad de metales pesados (Rojas-Challa et al., 2016; Vizcaíno et al., 2017).

En definitiva, el efecto o ajuste del pH es efectivo para la remoción de plomo, ya que un aumento del pH puede precipitar el plomo como hidróxido o favorecer la adsorción en superficies que se cargan negativamente, mejorando significativamente su eficiencia de remoción. Los resultados de estudios muestran altas tasas de remoción de plomo al optimizar el pH para cada sistema específico (Tur-Naranjo et al., 2013; Rojas-Challa et al., 2016).

2.2.2. Influencia del tiempo de contacto y la dosis del adsorbente

Para Vizcaíno et al. (2017) y Sheraz et al. (2024) la remoción eficiente de metales pesados, mediante adsorción está influenciada por la duración del tiempo de contacto entre el adsorbente y el adsorbato. En principio, opera un incremento importante en la eficiencia de remoción a medida que el tiempo de contacto aumenta, debido a la alta disponibilidad de sitios de adsorción activos y a un marcado gradiente de concentración, facilitando la rápida transferencia de iones metálicos a la superficie del

material. Una vez que se alcanza la saturación de los sitios activos del adsorbente, un aumento prolongado del tiempo de contacto no produce mejoras notables en la capacidad de remoción, ya que se forma un punto de inflexión, conocido como tiempo de equilibrio, indicando que la adsorción ha llegado a su máximo potencial. Por ejemplo, en un estudio sobre la adsorción de Pd(II) en un criogel, se documentó que la capacidad de adsorción alcanzó los 140 mg/g en las primeras dos horas, mientras que el punto de equilibrio se estableció en 360 minutos (Vizcaíno et al., 2017; Sheraz et al., 2024).

Estos hallazgos validan que la capacidad de adsorción se optimiza en las etapas iniciales debido a la accesibilidad de los sitios de unión, hasta que estos se ocupan por completo, alcanzando un estado de saturación; es importante referir que en el tiempo necesario para alcanzar el equilibrio de adsorción, la velocidad de adsorción se iguala a la de desorción, caracterizando que un tiempo de contacto óptimo es crucial para maximizar la remoción (Sheraz et al., 2024).

Por otro lado, Rojas-Challa et al. (2016); Vizcaíno et al. (2017) y Sheraz et al. (2024) refieren que la optimización económica de un sistema de adsorción depende de la dosis de adsorbente, convirtiendo la dosificación en un factor crítico que afecta la eficiencia de remoción. Un aumento en la cantidad de adsorbente suele correlacionarse con una mayor eficiencia de eliminación, atribuible a la proliferación de sitios activos de adsorción. No obstante, Carbonel (2018) documentó que dosis excesivas de adsorbente pueden provocar un efecto contraproducente, resultando en una disminución de la capacidad de adsorción de metales. Por ejemplo, en la adsorción de cobre, la capacidad disminuye cuando la concentración del adsorbente se incrementa a 40,5 mg/g, provocado por la agregación parcial de las partículas adsorbentes, reduciendo el área de superficie accesible y, consecuentemente, el número de sitios de unión disponibles para los iones metálicos (Carbonel, 2018).

Un comportamiento similar se ha reportado en la adsorción de plomo (Pb^{2+}). Investigaciones como las de Rojas-Challa et al. (2016) y Vizcaíno et al. (2017), han demostrado que la eficiencia de remoción de plomo en efluentes industriales aumenta con dosis crecientes de adsorbente. Sin embargo, según Carbonel (2018) y Devi et al., (2023) la capacidad de adsorción de plomo por unidad de masa de adsorbente puede disminuir a partir de un cierto umbral, atribuible a la formación de aglomerados entre las partículas del adsorbente, un proceso que limita la accesibilidad de los iones de plomo a los sitios activos de adsorción. Por lo tanto, es fundamental determinar la dosis óptima para maximizar la capacidad de adsorción y la eficiencia de remoción, evitando al mismo tiempo el desperdicio de material y la potencial disminución de la capacidad.

2.2.3. Impacto de la temperatura y análisis termodinámico del proceso (entalpía, entropía y energía libre de Gibbs)

Para Sheraz et al. (2024), la temperatura influye notablemente en la adsorción, con efectos que dependen de si el proceso es exotérmico o endotérmico. Específicamente, en procesos exotérmicos, un incremento de la temperatura reduce la capacidad de adsorción, sugiriendo que las altas temperaturas dificultan la unión de las sustancias. En contraste, en un proceso endotérmico, un aumento de la temperatura favorece la capacidad de adsorción, incrementando la movilidad de los iones de metales pesados y provocando que haya más sitios activos disponibles para la adsorción.

Devi et al. (2023) subrayan la relevancia del efecto de la temperatura en la adsorción de iones metálicos en relación con el mecanismo energético. Su investigación sobre la remoción de plomo (Pb^{2+}) utilizando polvo de cubierta de semilla de *E. ferox* (EFSC) y su versión de carbón activado (EFSCAC) reveló que la adsorción se ve favorecida a bajas temperaturas. A medida que la temperatura de la solución aumenta, ocurre la desorción de Pb^{2+} , sugiriendo que la unión entre el ion y la superficie del biosorbente es débil, mediada por fuerzas de Van der Waals, un fenómeno conocido

como fisisorción. El aumento de la temperatura promueve que los iones de Pb^{2+} se desprendan de las superficies del biosorbente y retornen a la fase líquida, disminuyendo el grosor de la capa límite, confirmando la naturaleza exotérmica del proceso de adsorción; por consiguiente, los investigadores determinaron que la temperatura óptima para la adsorción de plomo con EFSC y EFSCAC es de 298 K, dentro de un rango de concentración de 25 a 100 ppm.

Para Devi et al. (2024) el análisis termodinámico del proceso de adsorción, refiere el estudio de los cambios energéticos que ocurren cuando el soluto, llamado adsorbato, se adhiere a la superficie del sólido, conocido como adsorbente, el cual es elemental para comprender y predecir la viabilidad, espontaneidad y capacidad de un proceso de adsorción. Este análisis se caracteriza por el uso de conceptos y ecuaciones termodinámicas para evaluar, por un lado, la afinidad del adsorbato por el adsorbente, y por el otro, determinar si el proceso es favorable. Los principales parámetros termodinámicos que se evalúan son la entalpía, la entropía y la energía libre de Gibbs; estos parámetros son caracterizados por la Universidad de Valencia España (s.f.) de la siguiente manera:

a) Entalpía (ΔH): Es una función del estado termodinámico, que cuantifica la energía interna total de un sistema, definida como la suma de la energía interna (U) y el producto de su presión (p) por su volumen (V) ($H=U+pV$). Esta magnitud determina el intercambio de energía térmica en procesos isobáricos, donde la variación de la entalpía (ΔH) corresponde al calor neto transferido. Un cambio negativo en la entalpía de adsorción ($\Delta H < 0$) es indicativo de un proceso exotérmico, implicando la liberación de energía en forma de calor. Por el contrario, un cambio de entalpía ($\Delta H > 0$) a positivo, indica un sistema que absorbe calor del entorno, implicando un proceso endotérmico; es relevante resaltar que la gran mayoría de los fenómenos de adsorción se caracterizan por esta naturaleza exotérmica.

b) Entropía (ΔS): Esta magnitud termodinámica mide el grado de desorden o aleatoriedad de un sistema, que al entrar en el proceso de adsorción, el adsorbato pasa de un estado de mayor desorden (en la fase fluida) a un estado de menor desorden (fijo en la superficie del adsorbente). El cambio de entropía (ΔS) para la adsorción es generalmente negativo ($\Delta S < 0$), significando que el sistema se vuelve más ordenado, cumpliéndose así la segunda ley de la termodinámica, que establece que la entropía de un sistema aislado tiende a aumentar con el tiempo, manifestándose en la tendencia del universo a la desorganización y a la dispersión de la energía.

c) Energía Libre de Gibbs (ΔG): Es el criterio principal para determinar la espontaneidad de un proceso a temperatura y presión constantes, definiéndose por la ecuación $\Delta G = \Delta H - T\Delta S$, donde T es la temperatura absoluta. Un proceso es espontáneo si su cambio en la energía libre de Gibbs es negativo ($\Delta G < 0$), entonces, para que la adsorción sea espontánea, la contribución del término de entalpía (ΔH) debe ser suficientemente negativa para superar la contribución desfavorable de la entropía ($-T\Delta S$), que es positiva debido a que ΔS es negativo. Universidad de Valencia (s.f.)

El análisis termodinámico del proceso de adsorción del plomo (Pb^{2+}) desde efluentes industriales, es el estudio de cómo los iones de plomo se adhieren a la superficie de un material adsorbente (carbón activado, biomasa modificada, entre otros), para determinar la viabilidad y espontaneidad del proceso en diferentes condiciones (pH, temperatura, concentración inicial). Para dicho análisis se utilizan modelos de isothermas de adsorción como: Langmuir, Freundlich o Temkin, que describen el equilibrio del proceso y estudian la variación de las constantes con respecto a la temperatura, pudiéndose calcular los valores termodinámicos de entalpía (ΔH), entropía (ΔS) y energía libre de Gibbs (ΔG) (Prieto-García et al., 2019; Devi et al., 2023).

Un valor de ΔG negativo confirma que la adsorción de plomo es un proceso termodinámicamente favorable y espontáneo, infiriéndose igualmente el tipo de adsorción predominante, si es fisisorción o quimisorción, basándose en la magnitud y el signo de la entalpía, lo cual es básico para mejorar el diseño del proceso para la remoción eficiente de contaminantes como el plomo (Prieto-García et al., 2019; Devi et al., 2023).

CAPÍTULO III

ANÁLISIS DE RENDIMIENTO, REGENERACIÓN Y ESCALABILIDAD

3.1. Evaluación en Sistema de Flujo Continuo

El tratamiento de aguas de efluentes industriales y de otras actividades económicas como la minería se realiza en una ubicación centralizada y segregada, denominada planta de tratamiento, donde el efluente es sometido a una serie de procesos, en razón del gran volumen de aguas residuales, los sistemas de flujo continuo, también llamados sistemas abiertos, son el método predominante para optimizar la eficiencia y eficacia del tratamiento; a diferencia de los procesos por lotes o intermitentes, donde el tratamiento se realiza en lotes discretos del efluente (Reddy-Mareddy, 2017).

Los sistemas de flujo continuo son los más comunes en el tratamiento de aguas contaminadas, sin embargo, existen operaciones como la filtración al vacío, que implica almacenamiento de lodo, adición de productos químicos y su posterior remoción, donde es preferible tratar con sistemas u operaciones por lotes. Básicamente, mientras el flujo continuo permita un

manejo eficiente de grandes volúmenes de agua de forma ininterrumpida, las operaciones por lotes son más adecuadas para procesos específicos que requieren un control más preciso y segmentado, traduciendo en que la elección del sistema depende del volumen a tratar y del tipo de proceso requerido para la mitigación y remoción de los contaminantes (Reddy-Mareddy, 2017).

Para la Agencia de Control de la Contaminación de Minnesota [MPCA] (2023), un sistema de tratamiento de flujo continuo es un proceso ininterrumpido que elimina contaminantes de los efluentes líquidos mediante mecanismos físicos, químicos o biológicos, operando de forma constante y automática, para mantener una producción a gran escala y una desinfección continua, en la mitigación de efluentes industriales o municipales.

En los sistemas de flujo continuo el agua ingresa al proceso, tratándose mientras fluye, sin la necesidad de acumulación en tanques, y se aplican tres mecanismos principales; según Chávez (2017) y MPCA (2023) son: a) Procesos físicos, estos involucran la separación o retención de partículas a través de técnicas como la filtración, la sedimentación o la coagulación; b) Procesos químicos basados en la adición controlada de reactivos para neutralizar, precipitar o degradar contaminantes, ejemplo de ello, es la inclusión de cloración para desinfección u oxidación avanzada que acciona la descomposición de compuestos orgánicos y; c) Procesos biológicos, que refieren la utilización de microorganismos para degradar la materia orgánica o compuestos inorgánicos presentes en el efluente, lográndose mediante reactores biológicos o lechos de lodos activados.

Para Bernal-Martínez et al. (2011) los sistemas de tratamiento en flujo continuo para mitigar y remover contaminantes en efluentes, incorporan secuencias de procesos fisicoquímicos, como se ha explicado con anterioridad, que incluyen coagulación-floculación, sedimentación, filtración, oxidación química y desinfección entre los más predominantes, debido a que están diseñados para operar de manera ininterrumpida. La

evaluación operativa de la eficiencia de estos sistemas, particularmente en procesos de absorción, se centra en el análisis de cómo el flujo constante de materiales optimiza la calidad, el rendimiento y el control operacional (Bernal-Martínez et al., 2011).

A diferencia de los métodos de remoción por lotes, donde la verificación se realiza al final del ciclo, el monitoreo evaluativo en tiempo real con sistemas automatizados permite detectar y corregir proactivamente desviaciones en el proceso. Por ejemplo, la remoción de contaminantes de efluentes municipales se evalúa mediante estas auditorías y monitoreos, garantizando la fluidez del proceso, que por un lado minimiza la generación de residuos, y por el otro, maximiza la productividad, alineándose con principios de gestión de procesos eficientes como el Lean Manufacturing (Bernal-Martínez et al., 2011).

Según hallazgos de investigaciones científicas, la evaluación de la operatividad, eficiencia y alcance de los sistemas de flujo continuo en la remoción y mitigación de contaminantes de efluentes industriales cimentan su metodología integralmente haciendo uso de mecanismos como:

a) Evaluación del rendimiento del proceso: Para el análisis de las concentraciones de contaminantes antes y después del tratamiento, se emplean diversas técnicas analíticas, destacándose la espectrofotometría de emisión atómica, caracterizada por su alta sensibilidad y precisión en la detección de moléculas específicas en diferentes estados de agregación (Universidad Pablo de Olavide, s.f.). Por otro lado, la voltamperometría de redisolución es una técnica electroquímica versátil que permite la determinación cuantitativa de analitos y el estudio de procesos de difusión y redox (González-Hernández y García-Céspedes, 2024). Además, se utilizan kits de laboratorio para el envío de muestras a centros certificados, permitiendo un análisis detallado de los contaminantes, en este caso, la eficiencia de remoción se cuantifica mediante el cálculo

del porcentaje de eliminación, que representa la proporción de contaminantes removidos del sistema (Song et al., 2024).

b) Evaluación de la huella ambiental y la viabilidad económica: La viabilidad del sistema se evalúa desde una perspectiva de sostenibilidad ambiental y económica, considerándose costos operativos del tratamiento, consumo energético y facilidad de implementación. Con respecto al análisis de la huella ambiental, se evalúan el impacto del proceso en indicadores como: potencial de calentamiento global, escasez de recursos y acidificación terrestre (Song et al., 2024).

c) Análisis matemático-estadístico: El modelado matemático se emplea para simular y predecir el comportamiento del proceso, facilitando mejoras en el sistema, que buscan incrementar eficientemente operatividad y reducción de costos. En cuanto al análisis estadístico, este permite estudiar la relación entre las variables de entrada y salida del sistema, para entender en profundidad su comportamiento y establecer una toma de decisiones acorde con la mejora continua (Alvizuri-Tintaya et al., 2023).

3.2. Estudios de Desorción y Regeneración del Compósito

La desorción es un proceso en la ingeniería de separación, definido como el fenómeno opuesto a la adsorción, que libera o remueve un adsorbato (la sustancia adherida) de la superficie de un adsorbente (el material que la capta). Esta operación caracterizada como unitaria o procedimiento básico, implica un cambio físico o químico en la transformación de materias primas en productos deseados (Cortés, 2006; Moira, 2016, diapositiva 1).

En los procesos de remoción de metales pesados de efluentes industriales o de otras actividades económicas, entre ellas la minería, la desorción se produce alterando las condiciones fisicoquímicas del sistema, variables

como pH, temperatura o concentración del medio, alterándose debilitan las interacciones que unen al adsorbato con el adsorbente, tales como: las fuerzas de van der Waals, los enlaces de hidrógeno o las interacciones electrostáticas. Este proceso permite la elución de los iones metálicos, facilitando tanto la recuperación de los metales valiosos como la reactivación del adsorbente para futuros tratamientos. La eficiencia de la desorción depende de la naturaleza de los enlaces formados durante la adsorción y de la selección adecuada del agente desorbente (Alcalde-García et al., 2023).

La desorción se puede dividir en dos tipos principales, cada uno con aplicaciones específicas: a) Desorción gaseosa (Stripping): Este proceso se utiliza para eliminar gases o vapores disueltos en un líquido. Como ejemplo de su utilidad, se puede resaltar el tratamiento de aguas residuales para la remoción de amoníaco, ácido sulfhídrico (H_2S) y dióxido de carbono (CO_2), siendo crucial en la purificación de agua potable, como en la eliminación de metano (CH_4) y radón (Rn) (Moira, 2016, diapositiva 1); b) Desorción térmica: Para la Oficina de Política de Ciencia y Tecnología de los Estados Unidos [OSTP] (2015), este método emplea el calor para volatilizar y separar contaminantes de una matriz sólida, como el suelo o sedimentos, utilizada comúnmente en la remediación de suelos contaminados con compuestos orgánicos volátiles (COVs) y semivolátiles (COVs), donde el calor se utiliza para vaporizar los contaminantes, que luego son recogidos y destruidos en una cámara de post-combustión.

Con respecto a la regeneración en los sistemas de adsorción, es el procedimiento para restaurar la capacidad de un material adsorbente que ha alcanzado la saturación, el cual implica la desorción, o liberación, de las moléculas (adsorbatos) capturadas de la superficie del adsorbente, con la finalidad de devolver al material sus propiedades de adsorción originales o cercanas a ellas, permitiendo así su reutilización en ciclos de tratamiento subsiguientes. En otras palabras, la desorción es el proceso de liberar el contaminante de la superficie del adsorbente, mientras que la regeneración es el proceso más amplio de restaurar el adsorbente a su

estado funcional para poder ser reutilizado. La desorción es una etapa clave dentro de la regeneración (Alcalde-García et al., 2023).

La reutilización de un adsorbente es importante para mejorar la eficiencia económica y la sostenibilidad ambiental de los procesos de tratamiento de aguas, ya que reduce la necesidad de reemplazar el material y minimiza la generación de residuos. Las diversas estrategias de desorción de los contaminantes y la regeneración térmica, están ligadas a la naturaleza química del adsorbente, las propiedades del adsorbato y los mecanismos de adsorción predominantes. Por tal razón, es necesario un diseño eficaz del proceso de regeneración para maximizar la vida útil del material adsorbente y optimizar los costos operativos, así como el impacto ambiental del sistema de tratamiento (Arauco, 2020).

Los estudios de desorción y regeneración del compósito, refieren investigación de cómo un material compuesto (el adsorbente) libera una sustancia adsorbida (el contaminante o compuesto de interés), para poder ser reutilizado, evaluándose diversas estrategias, como tratamientos térmicos, lavados con solventes, cambios químicos, procesos más sofisticados, como oxidación fotocatalítica o uso de ultrasonido, determinantes de eficiencia y estabilidad del material compuesto, tras varios ciclos, con el objetivo de confirmar su aplicabilidad industrial en la eliminación de contaminantes del agua o la recuperación de sustancias. Entre estos estudios se mencionan los siguientes:

- a) La investigación de Alcalde-García et al. (2023), quienes realizaron una revisión sobre las estrategias de desorción y regeneración de adsorbentes biopoliméricos y derivados semisintéticos en forma de hidrogeles y compuestos de hidrogel. Resaltaron en este estudio que la adsorción, es una técnica eficiente para la eliminación de contaminantes, gracias a su bajo costo operativo y mínimo consumo energético, sin generar subproductos tóxicos. Sin embargo, la viabilidad de su aplicación a gran escala depende directamente de la capacidad de los materiales adsorbentes para ser reutilizados

de manera efectiva, lográndose esto, mediante el hecho de que el material absorbente libere los contaminantes mediante una etapa de desorción o regeneración sin perder su integridad estructural y funcional.

El estudio destaca varios métodos de regeneración: Regeneración por CO₂; regeneración térmica y regeneración ultrasónica. Se concluye que los adsorbentes son reutilizables si se selecciona la estrategia de regeneración adecuada y que la viabilidad de la reutilización no es un hecho automático, sino que depende de factores como: compatibilidad entre el adsorbente, el contaminante y el método de desorción; naturaleza de las interacciones que unen al contaminante al adsorbente y estabilidad físico - química del material adsorbente durante el proceso de regeneración (Alcalde-García et al., 2023).

b) La investigación de Tamay (2017), donde se demostró la capacidad del subproducto de la corona de piña (*Ananas comosus*) para actuar como un biosorbente efectivo en la remoción de metales pesados, específicamente plomo y cromo. El estudio caracterizó el biosorbente, observando una estructura laminada y un intercambio catiónico significativo, donde se determinaron las condiciones óptimas de pH para la biosorción (4.32 para el plomo y 4.16 para el cromo) y se ajustaron los datos de la cinética y las isotermas de absorción a los modelos de pseudo segundo orden y de Langmuir/Freundlich, respectivamente.

Un aspecto importante en el estudio fue el análisis de la desorción y regeneración del biosorbente, mediante la aplicación de tratamientos con NaOH y HCl, lográndose una recuperación del material con un porcentaje de remoción superior al 70% para ambos metales, evidenciando la viabilidad del biosorbente en reutilizarse en futuros procesos de tratamiento de aguas residuales. Este hallazgo resalta el potencial de los residuos orgánicos como una alternativa sostenible y de bajo costo para la remediación ambiental (Tamay, 2017).

c) Un tercer estudio relevante a mencionar es el desarrollado por Alsawy et al., (2022). Esta investigación se enfocó en la desorción, regeneración y reutilización de adsorbentes, como el biocarbón, mediante procesos químicos. El estudio evalúa la efectividad de la regeneración química como método para restaurar la capacidad de adsorción del biocarbón, permitiendo su reutilización y, consecuentemente, reducción de costos operativos. No obstante, se destaca la falta de revisiones recientes que aborden de manera profunda la eficacia de este proceso, conllevando una profundización en el estudio de la regeneración química del biocarbón saturado con contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos, considerando factores clave como el mecanismo de adsorción, los grupos funcionales, la estructura porosa del adsorbente y las alteraciones en los sitios activos.

Para estos autores, el proceso de regeneración química se clasifica según el tipo de contaminante: Inorgánico (metales pesados) u orgánico (tintes y antibióticos) y no por el tipo de disolvente utilizado y la eficiencia regenerativa (remoción) es considerada una métrica más relevante que la eficiencia de desorción, ya que la primera incluye el rendimiento del siguiente ciclo de adsorción y los efectos de la degradación del biocarbón (Alsawy et al., 2022).

En esta investigación surge un desafío significativo en cuanto a la aplicación sostenible del método, y es la contaminación secundaria. Por tal razón, el estudio analiza la gestión de los adsorbentes agotados, proponiendo diversas estrategias de disposición final, como: reutilización, incineración y vertido controlado en vertederos. Con respecto a la reutilización, se plantea para aplicaciones como enmienda de suelos o como materiales para dispositivos de almacenamiento y catalizadores; por su parte, la incineración se presenta como una técnica de conversión de residuos en energía, mientras que el vertido en vertederos -valga la redundancia- requiere un pretratamiento, especialmente para el biocarbón contaminado con metales pesados. También se mencionan métodos alternativos como

la irradiación por microondas y la fitorremediación, como posibles vías para la gestión de estos materiales (Alsawy et al., 2022).

3.3. Análisis de Viabilidad y Potencial de Escalado

Para Vejarano-Leal y Casas-Contreras (2017), analizar la viabilidad para el desarrollo de un sistema de tratamiento de agua mediante el mecanismo de absorción, inicia con la planificación de un diseño experimental, seleccionando la concentración inicial de adsorbente y el tiempo de agitación como factores clave, sumándosele variables de respuesta evaluadas como: porcentaje de remoción de turbidez y color. Según sea el caso determinar los experimentos y los utensilios de prueba, la velocidad de agitación, los tiempos de agitación, y las muestras puntuales de aguas recolectadas, así como demás variables que aseguren el alcance de las condiciones de equilibrio. Esta metodología garantiza un análisis preciso de la eficiencia del sistema bajo estudio.

Por su parte, Anaya-Durand y Pedroza-Flores (2008) refieren que el escalamiento, en la ingeniería química, es esencial para mitigar imprecisiones en el diseño de procesos, las cuales a menudo provienen de correlaciones empíricas inexactas o de una insuficiencia de datos. El potencial de escalado, refiere un estudio que examina y explora principios, fundamentos y factores que influyen en la ampliación de procesos y equipos, empleando para ello el criterio de la similaridad. La relación del escalamiento con el desarrollo de plantas piloto de tratamientos de aguas contaminadas, considera el origen de la generación de conocimiento, la adquisición de experiencia y el desarrollo tecnológico, con el establecimiento de bases sólidas para la toma de decisiones futuras en el diseño y el perfeccionamiento de instalaciones industriales existentes o de nueva creación.

En este sentido, el análisis de viabilidad y potencial de escalado en los tratamientos de adsorción para efluentes industriales y mineros, es un mecanismo de investigación y evaluación que determina si una tecnología

de adsorción es técnica, económica y ambientalmente factible para su implementación a gran escala, ya que más allá de la simple demostración de la eficacia del proceso a nivel de laboratorio, se abordan los desafíos inherentes a la aplicación industrial y global.

Para Anaya-Durand y Pedroza-Flores (2008); Vejarano-Leal y Casas-Contreras (2017), la investigación científica en torno al análisis de la viabilidad y el escalamiento de un sistema de tratamiento de agua mediante absorción debe cubrir ciertos factores

a) Viabilidad Técnica: Se analiza y evalúa la capacidad del adsorbente para remover eficientemente los contaminantes específicos presentes en el efluente real, considerando factores como el pH, la temperatura, la presencia de otros iones y la materia orgánica. Se estudian las isotermas y cinéticas de adsorción a través de modelos matemáticos (Langmuir, Freundlich, Pseudo–primer y segundo orden) para comprender el mecanismo de interacción adsorbato-adsorbente y la velocidad del proceso. También se investiga la regenerabilidad del adsorbente para asegurar su uso en múltiples ciclos, lo que es crucial para la sostenibilidad económica.

b) Viabilidad Económica: Este componente analiza los costos de capital (CAPEX) y operacionales (OPEX), los primeros incluyen la inversión inicial en reactores de adsorción, sistemas de bombeo, instrumentación y equipos de regeneración; los segundos consideran los costos de energía, mano de obra, mantenimiento, la adquisición del adsorbente (si no es regenerable) y la disposición final de los lodos o adsorbentes agotados. Se realiza un análisis de sensibilidad para identificar qué variables, por ejemplo: precio del adsorbente, costo de la energía, tienen mayor impacto en la rentabilidad del proyecto.

c) Potencial de escalado: Este análisis se enfoca en la transición desde el laboratorio a la planta piloto y, finalmente, a la escala industrial, implicando el diseño de reactores a escala real, considerando la transferencia de masa y calor, la hidrodinámica del flujo y la distribución uniforme del efluente a través del lecho del adsorbente. Se utilizan modelos de lecho fijo o fluidizado para predecir el comportamiento del sistema a gran escala y se realizan pruebas en plantas piloto para validar los parámetros de diseño. El análisis de riesgo, no se deja de lado, ya que este considera posibles fallas operativas y su impacto en la eficiencia del tratamiento.

Este análisis es importante en la ingeniería de procesos, ya que mitiga los riesgos asociados a la implementación industrial de una tecnología de adsorción, asegurando que la solución no solo sea efectiva en la remoción de contaminantes, sino también sostenible, rentable y segura a largo plazo

CAPÍTULO IV

ESTUDIO DE MITIGACIÓN DEL PLOMO EN EFLUENTES MINEROS EN CARAVELÍ SECTOR HUANU-HUANU POR MEDIO DEL COMPÓSITO PIEDRA LAJA- ZEOLITA

4.1. Introducción

El crecimiento demográfico e industrial ha intensificado la presión sobre los recursos hídricos, generando una escasez de agua potable y provocando tanto un aumento en la demanda de servicios, como en la producción de alimentos, conduciendo a una degradación progresiva de las fuentes de aguas naturales al vertido de contaminantes, comprometiendo su calidad y disponibilidad. Los principales contaminantes identificados incluyen metales pesados como el plomo (Pb), cadmio (Cd) y cromo (Cr) y contaminantes inorgánicos como nitratos (NO_3^-), metaloides, compuestos orgánicos (benceno y fenol), y microorganismos patógenos (*Escherichia coli*) (Velarde et al., 2023).

Los metales pesados son de interés debido a su toxicidad y su proliferación en efluentes industriales y mineros, debido a que causan daños severos a la salud humana, incluyendo carcinogénesis, neurotoxicidad, disfunciones renales, hepáticas y cardíacas, así como alteraciones en el sistema

inmunitario. Por tal razón, la remoción de metales pesados del agua hasta alcanzar niveles permisibles, es una medida sanitaria de urgencia, que ha inducido el desarrollo de diversas tecnologías para este fin, tales como: coagulación, precipitación química, ósmosis inversa, intercambio iónico y adsorción (Tejada-Tovar et al., 2015; Velarde et al., 2023).

En este contexto, la adsorción se perfila como una solución altamente viable para la remoción de contaminantes de metales pesados de efluentes industriales y mineros. Este sistema de tratamiento, como se ha referido, cuenta con variadas ventajas operativas que incluyen bajo costo inicial, facilidad de uso, ausencia de lodos secundarios que requieren disposición adicional, y una rápida cinética de remoción. Sin embargo, su efectividad depende de la selección de un adsorbente adecuado que posea una alta capacidad de adsorción, elevada selectividad, rápida cinética de adsorción-desorción y que sea energéticamente eficiente en su regeneración (Tamay, 2017). Para Velarde et al. (2023) un material adsorbente óptimo debe ser económico, sostenible, ecológico y fuerte para aplicaciones a escala industrial, entre los adsorbentes óptimos y disponibles para la remoción de metales pesados se cuenta: el carbón activado, nanotubos de carbono, óxido de grafeno, piedra laja-zeolita y materiales derivados de residuos agroindustriales.

En Perú, a pesar del limitado desarrollo de la minería y la industria no metálica, ha surgido una iniciativa empresarial que destaca el valor económico de la piedra laja-zeolita, cuyos orígenes se remontan a depósitos marinos del Mesozoico a partir de material volcánico, y se encuentra en abundantes yacimientos a lo largo del país. La explotación de este recurso se encuentra en una etapa incipiente, representando una oportunidad para el crecimiento de la industria no metálica y la diversificación de la matriz productiva del país (Quijandría, 2024).

El notable crecimiento del sector de la construcción en Perú, registrado desde 1994, ha impulsado un incremento en el consumo de materiales no metálicos, extendiéndose su uso a diversas industrias, como: la siderúrgica, la química y la agrícola, aunque la construcción es la que presenta la mayor demanda.

Por tal motivo, la presente investigación se centra en la valoración y aplicación de recursos minerales no metálicos, específicamente la piedra laja-zeolita, en los procedimientos de mitigación y remoción de la contaminación por plomo en efluentes mineros. A pesar de que la explotación de este tipo de materiales ha sido históricamente asociada con usos artesanales, su relevancia comercial ha crecido significativamente a nivel mundial en las últimas décadas. No obstante, en el contexto peruano, su desarrollo y mercado aún no han alcanzado su máximo potencial (Quijandría, 2024).

El estudio enfocado en los desafíos que enfrenta el sector de extracción de minerales no metálicos, propone una alternativa innovadora y sostenible para las pequeñas empresas mineras, mediante la utilización de la piedra laja-zeolita, ya que mediante la creación de un compósito de piedra laja-zeolita, se explora una solución viable y eficiente para el tratamiento de aguas contaminadas con plomo, contribuyendo así a la mejora de la calidad ambiental en la región de Caravelí, sector Huanu-Huanu (Quijandría, 2024).

4.2. Aspectos metodológicos

4.2.1. Objetivo general y específico

El objetivo general de esta investigación es: Evaluar la eficacia del compósito piedra laja-zeolita como material adsorbente para reducir las concentraciones de plomo (Pb) en efluentes de la actividad minera (Quijandría, 2024).

Para ello, los objetivos específicos son los siguientes (Quijandría, 2024):

- Establecer la cantidad óptima y necesaria de piedra laja- zeolita como compósito para la adsorción de plomo (Pb), para alcanzar la máxima eficiencia de remoción.
- Cuantificar el porcentaje de remoción de plomo (Pb) del efluente, lo que permitirá medir la efectividad del proceso de adsorción.
- Desarrollar un modelo matemático que describa el comportamiento cinético de la adsorción de plomo (Pb) por el compósito piedra laja-zeolita, facilitando la predicción y optimización del proceso.

4.2.2 Metodología aplicada

a) Tipo de Investigación: El presente estudio tiene una naturaleza explicativa-experimental, ya que su aproximación metodológica se justifica por la intencionalidad de determinar las condiciones operativas más favorables para el tratamiento de efluentes contaminados, una vez que se evalúe el rendimiento del proceso. Su carácter experimental radica en la manipulación controlada de variables clave, como la masa del adsorbente (gramos), la concentración inicial de plomo (partes por millón) y el tiempo de remoción (horas), con el objetivo de optimizar las condiciones del tratamiento (Hernández-Sampieri y Mendoza-Torres, 2018; Quijandría, 2024).

b) Nivel de investigación: La investigación presenta un enfoque descriptivo, orientado a especificar fenómenos y situaciones objeto de estudio. Por otro lado, su naturaleza es aplicativa en tanto que su propósito fundamental es ofrecer una solución a la problemática analizada (Baena, 2017).

c) Diseño de la Investigación: Está fundamentado en un enfoque cuantitativo, considerado óptimo para determinar los procedimientos de recopilación de datos más apropiados, ya que este tipo de diseño permite estructurar de manera sistemática la obtención de información, facilitando a su vez, el análisis e interpretación de los resultados obtenidos (Hernández-Sampieri y Mendoza-Torres, 2018).

4.2.3. Unidades de Estudio

Para este estudio, la población se definió como los efluentes de aguas residuales generadas por las actividades mineras en la región de Caravelí, específicamente en el sector conocido como Huanu-Huanu, procediéndose a la recolección de una muestra representativa de este medio acuático, la cual fue obtenida mediante un muestreo de tipo aleatorio, directamente de las aguas de Huanu-Huanu de la cuenta del río Carnevalí, con el fin de asegurar la validez y la no-sesgabilidad de los datos a analizar (Hernández-Sampieri y Mendoza-Torres, 2018; Quijandría, 2024).

4.2.4. Técnicas e Instrumentos para la recolección de datos

Para la obtención de datos se implementó la observación directa como técnica principal, ya que dicha metodología faculta al investigador a un contacto inmediato y minucioso con los fenómenos o eventos de interés, permitiendo una evaluación exhaustiva y un registro sistemático de los datos relevantes. La recopilación de esta información se llevó a cabo mediante el uso de dos instrumentos clave: el diario de campo y un registro de observación. En el primero, se documentaron de manera detallada las experiencias y hechos observados, mientras que el segundo sirvió para describir los aspectos detectados durante el proceso experimental. El análisis de los datos recopilados, a su vez, permitió determinar variables cruciales como las cantidades de insumos, el tiempo de proceso, la concentración de las sustancias y el porcentaje de remoción (Baena, 2017;

Hernández-Sampieri y Mendoza-Torres, 2018).

4.2.5. Plan de recolección de datos

La recopilación de datos para el estudio se articuló en cuatro etapas secuenciales, como refieren Baena (2017) y Hernández-Sampieri y Mendoza-Torres (2018):

- a) Recopilación y análisis de información preexistente: En esta fase inicial, centrada en la documentación sistemática y el análisis crítico de la información relevante disponible, se llevó a cabo un registro meticuloso de los datos pertinentes al objeto de estudio, seguido de su clasificación y análisis, con el objetivo de identificar patrones y evidencia empírica que apoye el desarrollo de la investigación.
- b) Trabajo de campo, el cual se ejecutó en dos fases distintas: Una inspección visual preliminar del área de estudio y una subsiguiente fase de recolección de muestras. Durante este período, se procedió a la obtención de los especímenes o muestras requeridas para los análisis posteriores.
- c) Ensayos de laboratorio: Las muestras biológicas o materiales, obtenidas durante el trabajo de campo, se sometieron a análisis y pruebas de laboratorio exhaustivas, con la finalidad de determinar las propiedades físicas, químicas o biológicas de las muestras, lo cual es elemental para validar las hipótesis planteadas en la investigación.
- d) Trabajos de gabinete: Esta etapa final del proceso consistió en la sistematización y la descripción detallada de los hallazgos, para luego proceder a elaborar el informe técnico que describe exhaustivamente los diferentes componentes del estudio, así como sus características más relevantes. La finalidad es presentar los resultados de manera clara y organizada.

4.3. Hallazgos

El hallazgo principal, relacionado con el objetivo general de esta investigación, refiere que: Al evaluar la eficacia del compósito piedra laja-zeolita en la reducción de concentraciones de plomo (Pb) en efluentes mineros, el resultado obtenido fue que este material tiene una capacidad significativa de adsorción del Pb, convirtiéndolo en un adsorbente de alternativa viable y económica para el tratamiento de remoción y mitigación. En otras palabras, el análisis estadístico, con un valor de $p < 0.05$, revela que esta diferencia significativa en la capacidad de adsorción de plomo, se ve favorecida por la relación adsorbente/solución, concentraciones iniciales de plomo bajas (valores de 0.2, 0.3 y 0.25 ppm), y tiempos de contacto breves. (Quijandría, 2024).

La incorporación de la zeolita (10%) potencia la capacidad de la piedra-laja (90%), demostrando la eficiencia de remoción del plomo al emplear el compósito, abriendo nuevas perspectivas para el desarrollo de tecnologías de tratamiento de aguas más sostenibles, con un nivel de confianza entre el 95% y el 98% en condiciones óptimas de masa y tiempo (Quijandría, 2024).

El segundo hallazgo obtenido y relacionado con el primer objetivo específico fue el establecimiento de la cantidad óptima y necesaria de piedra laja- zeolita como compósito para la adsorción de plomo (Pb), los resultados experimentales revelaron una eficiencia de adsorción óptima al utilizar una masa de 1.2 g (90% de piedra laja y 10% de zeolita) del adsorbente compuesto por litro de solución, bajo un tiempo de contacto de 60 minutos (1 hora). Siendo este hallazgo fundamental para la ingeniería de materiales, porque determinó las condiciones operativas precisas para maximizar la remoción de contaminantes metálicos, y optimizó la masa del adsorbente como un factor clave en la reducción de costos y la mejora de la eficacia en procesos de tratamiento de agua a escala industrial (Quijandría, 2024).

Con respecto al tercer hallazgo, que aborda la cuantificación del porcentaje de remoción de plomo (Pb) del efluente, para determinar la efectividad del proceso de adsorción, los resultados revelaron que el mayor porcentaje de adsorción se alcanzó en una de las primeras pruebas experimentales, logrando un notable 97,05 % de remoción del metal pesado. Este resultado fue obtenido al someter soluciones de Pb al tratamiento con la masa específica de adsorbente, las cuales fueron preparadas a concentraciones de 0.2, 0.25 y 0.3 ppm y agitadas constantemente a 500 rpm. El hallazgo demuestra la alta eficiencia del material adsorbente bajo condiciones experimentales específicas, validando su potencial para ser utilizado en procesos de purificación de aguas contaminadas (Quijandría, 2024).

Finalmente, el último hallazgo relacionado con el desarrollo de un modelo matemático que describa el comportamiento cinético de la adsorción de plomo (Pb) por el compósito piedra laja-zeolita, se pudo desarrollar y validar, mediante un análisis de varianza (ANOVA). El modelo formulado como una ecuación de regresión múltiple, predice con precisión la remoción de plomo en función de la fracción de adsorbente, la concentración inicial de Pb y el tiempo de contacto, el mismo es un hallazgo significativo que confirma la eficacia del compósito para la remediación de plomo en soluciones acuosas. Este modelo matemático, según Quijandría (2024), es el siguiente:

% remoción pb =

$$148.2 - 27.7 \text{ FRAC (g/l)} - 150.9 \text{ pb (mg/l)} - 26.4 \text{ tiempo (hr)}$$

$$+ 82.7 \text{ FRAC (g/l)*pb (mg/l)} + 15.93 \text{ FRAC (g/l)*tiempo (hr)}$$

$$+ 37.1 \text{ pb (mg/l)*tiempo (hr)} - 32.2 \text{ FRAC (g/l)*pb (mg/l)*tiempo (hr)} + 0.768 \text{ pt ctrl..}$$

4.4. Discusión y conclusiones

4.4.1. *Discusión de resultados*

La actividad minera constituye una fuente significativa de contaminación hídrica, liberando plomo y otros metales pesados en los cuerpos de agua y generando un problema ambiental complejo. Por consiguiente, se requiere la innovación de métodos de tratamiento de aguas residuales basados en la adsorción, con el fin de mitigar la concentración de estos metales, especialmente el plomo en el medio ambiente, tal es el caso de la zeolita, refiriéndose a continuación algunas investigaciones:

Un estudio de revisión realizado por Carbonel (2018) intitulado Adsorción de Cadmio, Cobre y Plomo en Bentonita, Caolín y Zeolita Naturales y Modificadas: Una Revisión de los Parámetros de Operación, Isotermas y Cinética, examinó la adsorción de metales pesados, como el cadmio, cobre y plomo, empleando bentonita, caolín y zeolita en sus formas naturales y modificadas. Los esfuerzos investigativos se centraron objetivamente en la efectividad de la adsorción como un proceso de tratamiento para aguas residuales contaminadas, destacando la viabilidad económica del uso de adsorbentes de bajo costo. La autora, como método de investigación realizó un análisis exhaustivo de la literatura científica publicada durante la última década, comparando parámetros de operación, isotermas de adsorción y cinética del proceso.

Por otro lado, basó sus estudios en una revisión sistemática de la literatura, analizando y compararon los resultados de diversas investigaciones sobre la adsorción de cadmio, cobre y plomo, evaluando factores clave que influyen en la capacidad de adsorción, tales como la concentración inicial de los metales, pH de la solución, dosis del adsorbente y temperatura del sistema. Los resultados indicaron una correlación directa entre estos parámetros y la eficiencia del proceso de remoción, destacándose que la capacidad máxima de adsorción es variable y dependiente de las condiciones experimentales. Además, se discutió la idoneidad de diferentes

modelos de isotermas para el análisis de equilibrio, y modelos cinéticos y de difusión para describir la dinámica de la adsorción (Carbonel, 2018).

Las conclusiones de dicho estudio, confirman que la bentonita, el caolín y la zeolita son adsorbentes eficientes para la remoción de cadmio, cobre y plomo de soluciones acuosas, y la variabilidad en las capacidades de adsorción de estos metales se atribuye a la influencia de los parámetros de operación del sistema. En cuanto al equilibrio de adsorción, se observó que la isoterma de Langmuir es la que mejor se ajusta a los datos experimentales en la mayoría de los estudios revisados. Respecto a la cinética del proceso, el modelo de pseudosegundo orden fue el que demostró un mejor ajuste a los datos, sugiriendo que la quimisorción es el mecanismo predominante.

Por otro lado, en Chihuahua, México, se realizó una investigación por Loya (2022), intitulada Remoción de Arsénico y Cadmio en Agua Usando Zeolitas como Material Adsorbente, centrada en la remoción de arsénico (As) y cadmio (Cd) de soluciones acuosas, empleando una zeolita clinoptilolita. La caracterización del material mediante difracción de rayos X (DRX) confirmó su estructura, mientras que la microscopía electrónica de barrido (MEB) reveló su naturaleza porosa.

El objetivo principal de este trabajo fue evaluar la efectividad de la zeolita como adsorbente, por lo que se determinó su capacidad de adsorción máxima de 1.015 mg g^{-1} para el arsénico y 1.345 mg g^{-1} para el cadmio, estableciéndose que ambos metales se ajustaban al modelo de isoterma de Freundlich, indicando una adsorción heterogénea. Para llevar a fin la investigación, la metodología utilizada fue de tipo experimental y aplicada, ya que se manipuló el material (la zeolita) y se observaron los resultados para resolver un problema práctico: la remoción de contaminantes del agua (Loya, 2022)

Para mejorar la capacidad de adsorción, se aplicaron tratamientos químicos: Un tratamiento con ácido nítrico (HNO_3) incrementó la remoción de cadmio hasta un 98%, aunque redujo la del arsénico. Sin

embargo, el tratamiento con cloruro férrico (FeCl_3) resultó ser el más efectivo, logrando una remoción del 100% de ambos metales de la solución (Loya, 2022).

Los resultados determinaron que la zeolita (clinoptilolita cálcica), es un material adsorbente poroso con potencial de regeneración, el cual posee una estructura predominantemente mesoporosa, que en estudios de remoción simultánea de arsénico y cadmio en soluciones acuosas, se observó que la zeolita es capaz de eliminar más del 50 % de ambos metales a concentraciones elevadas (10 mg L^{-1}). Sin embargo, a concentraciones más bajas, la eficiencia de remoción de arsénico disminuye significativamente, sugiriendo la necesidad de un tratamiento complementario para la eliminación de este contaminante a niveles de traza (Loya, 2022).

El mecanismo de adsorción de arsénico y cadmio en la zeolita natural se ajustó al modelo de isoterma de Freundlich, indicando un proceso de adsorción multicapa y heterogénea en la superficie del material, indicando que la capacidad máxima de adsorción de la zeolita no ha sido alcanzada. Adicionalmente, el ajuste a una isoterma de tipo II revela la existencia de un punto de inflexión donde se modifica el mecanismo de adsorción y su capacidad, esto se traduce en mejoras en el proceso de adsorción, requiriendo de investigaciones adicionales (Loya, 2022).

Por último, se cuenta la investigación de Vizcarra, Delgado, Urdy, Linares, Mara, y Canahuire (2023) intitulada Determinación de Parámetros Óptimos de Adsorción de Plomo (II) en Aguas Residuales Industriales Mediante un Compósito Formado por Losas y Cerámica. El estudio se centró en la problemática de la contaminación del agua por plomo (Pb), como contaminante prevalente en actividades mineras, y su mitigación a través de la adsorción. Los investigadores desarrollaron un nuevo material adsorbente, sintetizado a partir de residuos de revestimientos cerámicos (un tipo de zeolita) y de piedra laja, ambos recursos abundantes en la región, formulando un compósito en una proporción de 50 % de cada material (Vizcarra et al., 2023).

La metodología utilizada fue de tipo experimental y aplicada, ya que para evaluar la eficiencia del proceso de adsorción, se prepararon soluciones de nitrato de plomo (II) con concentraciones de 0.1 ppm y 0.2 ppm en volúmenes de 300 mL, las cuales fueron sometidas a agitaciones de velocidad constante de 500 rpm, manteniendo un pH de 5.5, mientras se añadían dosis del compósito de 4 g/L y 8 g/L. El análisis estadístico de los datos obtenidos reveló que los parámetros óptimos de adsorción se logran con una dosis de 8 g/L del compósito y un tiempo de contacto de dos horas (Vizcarra et al., 2023).

Los resultados confirmaron la alta capacidad de adsorción del compósito piedra laja-cerámico/ zeolita, alcanzando un 98.5 % de remoción de Pb(II) en una concentración inicial de 0.1 ppm, bajo las condiciones óptimas determinadas. La observación mediante microscopía electrónica de barrido (SEM) validó la eficiencia del material, evidenciando la deposición de los iones de plomo sobre la superficie del adsorbente. Esto demuestra que este material compuesto es una alternativa eficaz y prometedora para la descontaminación de aguas residuales que contengan metales pesados en rangos de concentración similares a los estudiados (Vizcarra et al., 2023).

4.4.2. Conclusiones

La investigación contribuyó con el estudio de la adsorción de plomo (Pb^{2+}) con respecto al compósito de piedra laja-zeolita, el cual presenta una caracterización físico-química de matriz porosa con una morfología superficial adecuada para usarse como adsorbente en los procesos de remoción de metales pesados en el tratamiento de aguas residuales; específicamente la zeolita natural contribuye significativamente a la capacidad de intercambio catiónico (Vizcarra et al., 2023). La síntesis y optimización de este compósito, mediante la dosificación precisa y el tratamiento térmico, permitieron potenciar las sinergias entre ambos materiales, creando un adsorbente con propiedades mejoradas (Quijandría (2024). Por otro lado, los fundamentos teóricos abordados, incluyendo

los mecanismos de adsorción, la cinética y las isothermas, proporcionan el marco conceptual necesario para comprender el comportamiento del proceso de remoción, certificando la viabilidad del material piedra laja-zeolita como eficiente para dicho procedimiento, sentando las bases para las siguientes fases experimentales, donde se evalúen su rendimiento real bajo diversas condiciones operacionales (Loya, 2022).

Los estudios de adsorción en lotes demostraron que la eficiencia de remoción de plomo está intrínsecamente ligada a las condiciones físico-químicas del sistema, confirmándose que el pH óptimo para la adsorción se encuentra en el rango de 6.5 a 8.5, maximizando la solubilidad de los iones de plomo y la eficiencia de los sitios de adsorción, mientras que valores fuera de este rango comprometen la remoción. En cuanto a la cinética y la dosis del adsorbente, se verificó que la remoción de plomo es un proceso rápido que alcanza el equilibrio en un tiempo de contacto óptimo según el sistema utilizado, siendo crucial para evitar la saturación (Vizcaíno et al., 2017; Sheraz et al., 2024). Igualmente se observó que la eficiencia de remoción aumenta con la dosis del adsorbente hasta un punto de saturación, donde la aglomeración de partículas limita la accesibilidad a los sitios activos (Rojas-Challa et al., 2016; Vizcaíno et al., 2017; Sheraz et al., 2024).

Termodinámicamente, el proceso de adsorción de plomo se identificó como espontáneo y exotérmico, lo que indica su viabilidad y favorabilidad a temperaturas más bajas, siendo consistente con una disminución en la entropía del sistema al fijarse los iones a la matriz del adsorbente. Estos resultados validan la efectividad del método de adsorción como una estrategia fuerte y viable para la mitigación de efluentes mineros (Prieto-García et al., 2019; Devi et al., 2023; Sheraz et al., 2024).

La evaluación del desempeño del sistema de flujo continuo, demuestra que el material absorbente debe presentar una alta eficiencia y estabilidad en la eliminación del contaminante objetivo, en este caso plomo (Pb) (Reddy-Mareddy, 2017) y los estudios de desorción y regeneración subsecuentes

confirman la viabilidad del mismo y de la técnica del proceso, ya que son ellos, los que revelan que el material absorbente puede ser recuperado y reutilizado con una mínima pérdida de capacidad a lo largo de múltiples ciclos.

Estos hallazgos, combinados con un análisis exhaustivo de la viabilidad y el potencial de escalado, sugieren una prometedora escalabilidad del proceso y la integración de estos resultados valida el potencial del material compuesto para ser implementado en aplicaciones industriales a gran escala, ofreciendo una solución sostenible y económicamente viable para la remediación ambiental (Tamay; 2017; Alcalde-García et al., 2023).

El compuesto Piedra Laja-Zeolita, un material adsorbente de reciente desarrollo en el Perú, exhibiendo una capacidad notablemente significativa y altamente confiable para la mitigación de concentraciones de plomo (Pb) en efluentes mineros, valida al compuesto bioadsorbente o biomasa (nanocelulosa, hidrogeles, sílice, nanopartículas de óxido de hierro con nanotubos de carbono, compuestos de cáscara de coco con arcilla y hierro, compuesto de cascara de naranjas, coronas de piña, cascara de arroz integral, entre otros) como nuevas alternativa económicas, viables y efectivas para la remediación ambiental, estableciendo un nuevo punto de referencia para adsorbentes accesibles y de alto rendimiento en los procesos de tratamiento de aguas industriales (Tejada-Tovar et al., 2015; Tamay, A., 2017).

El mejoramiento de las condiciones operativas, junto con la eficiencia de la masa adsorbente, son elementos básicos para la remoción de contaminantes metálicos en el tratamiento de agua a escala industrial; sumado el control preciso de estas variables, se garantiza la eficacia del proceso de adsorción y la reducción de los costos operacionales. Este acierto valida la viabilidad de utilizar materiales adsorbentes de bajo costo, como la piedra laja-zeolita, en lugar de adsorbentes tradicionales y de alto costos, lo que representa una contribución invaluable a la ingeniería de materiales y procesos de tratamiento de agua. La identificación de estas

condiciones optimadas proporciona un marco sólido para el diseño y la implementación de sistemas de purificación sostenibles y económicamente viables (Tejada-Tovar et al., 2015; Tamay, A., 2017).

REFLEXIONES FINALES

La validación del compósito piedra laja-zeolita, junto con otros usos en los mecanismos de bioadsorción, presenta una oportunidad relevante para avanzar en la ingeniería de procesos sostenible y gestión ambiental. Esta investigación, así como muchas de las referidas, desafía los métodos de tratamiento convencionales a menudo costosos, al ofrecer una solución escalable y localmente disponible para las regiones afectadas por la minería. Siendo el siguiente paso lógico, requerir un esfuerzo concertado para llevar esta tecnología validada en laboratorio a una escala industrial, lo que exige una colaboración entre investigadores, actores de la industria y legisladores para desarrollar proyectos piloto y establecer marcos regulatorios que incentiven la adopción de dicho material (Sheraz et al., 2024). Es imperativo que los hallazgos teóricos, trasciendan para implementar esta innovación, aprovechando su potencial para reducir significativamente la huella ambiental de las operaciones mineras y proteger los ecosistemas acuáticos para las generaciones futuras. El momento de actuar es ahora; promoviendo colectivamente la integración de tecnologías tan prometedoras en las prácticas industriales habituales

(Song et al., 2024).

La dependencia de los procesos de tratamiento de agua en soluciones costosas y energéticamente intensivas plantea un desafío crítico para la sostenibilidad ambiental. Por ello, la investigación debe ir más allá de la simple validación de nuevos adsorbentes, explorando la replicabilidad y escalabilidad de estos hallazgos en escenarios reales, así como investigar la regeneración y reutilización de los adsorbentes para prolongar su vida útil y minimizar los residuos (Vejarano-Leal y Casas-Contreras, 2017). Se insta a la comunidad científica y a la industria a colaborar en el desarrollo de tecnologías de tratamiento de agua que no solo sean eficientes, sino también accesibles y de bajo impacto ambiental, ya que la adopción de estas soluciones innovadoras es un paso cardinal hacia la seguridad hídrica global (Sheraz et al., 2024).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agencia de Control de la Contaminación de Minnesota [MPCA]. (12 de enero de 2023). *Estructuras de Flujo Continuo para Pretratamiento*. https://stormwater-pca-state-mn-us.translate.goog/index.php/Flow-through_structures_for_pre-treatment?_x_tr_sl=en&_x_tr_tl=es&_x_tr_hl=es&_x_tr_pto=tc

Agua Planet Chile. (s.f.) *¿Qué es el pH del agua?* <https://aguaplanet.cl/que-es-el-ph-del-agua/>

Ahmed, U. (2022, 24 de marzo). *¿Cómo se utiliza la microscopía electrónica de barrido para estudiar la morfología del material?* <https://www.azooptics.com/Article.aspx?ArticleID=2184>

Aktar, J. (2021). Batch Adsorption Process in Water Treatment. *Academic Press*, 1-24. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819671-7.00001-4>

Alcalde-García, F., Prasher, S., Kaliaguine, S., Robert, J. y Dumont, M. (2023). Estrategias de Desorción y Reutilización de Adsorbentes Biopoliméricos y Derivados Semisintéticos en Hidrogeles y Compuestos de Hidrogel Utilizados en Procesos de Adsorción. *ACS Ingeniería Au*, 3(6), 443-460. https://pubs-acsc-org.translate.goog/doi/10.1021/acsengineeringau.3c00022?_x_tr_sl=en&_x_tr_tl=es&_x_tr_hl=es&_x_tr_pto=tc

- Ale, N., García, V., Yipmantin, A, Guzmán, E. y Maldonado, H. (2015). Estudio de la cinética de biosorción de plomo (ii) en alga *Ascophyllum Nodosum*. Revista de la Sociedad Química del Perú, 81(3), 212- 223. <https://www.redalyc.org/pdf/3719/371943526003.pdf>
- Aljamali, N., Baqi Aldujaili, R. y Alfatlawi, I. (2021). Physical and Chemical Adsorption and its Applications. *International Journal of Thermodynamics and Chemical Kinetics*, 7(2), 1-8. <http://chemical.journalspub.info/index.php?journal=JTCK&page=article&op=view&path%5B%5D=1168>
- Alsawy, T., Rashad, E., El-Qelish, M. y Ramy, M. (2022). Una Revisión Exhaustiva Sobre la Regeneración Química del Adsorbente de Biocarbón para el Tratamiento Sostenible de Aguas Residuales. *NPJ Clean Water* 5, (29). <https://doi.org/10.1038/s41545-022-00172-3>
- Alvizuri-Tintaya, P., Villena-Martínez, E., Lo-Iacono-Ferreira, V., Torregrosa-López, J., Lora-García, J. y D'Abzac, P. (2023). Evaluación Matemática y Estadística de la Ósmosis Inversa en la Remoción de Manganeso como Vía para Lograr Parámetros Operativos Sostenibles. *Membranas (Basilea)*, 13(8), 1-21. DOI: 10.3390/membranes13080724
- Analytic Jena HmbH+Co. (2025). *Espectrometría de Absorción Atómica (AAS)*. <https://www.analytik-jena.com/products/chemical-analysis/elemental-analysis/aas/>
- Anaya-Durand, A. y Pedroza-Flores, H. (2008). Escalamiento, el Arte de la Ingeniería Química: Plantas piloto, el Paso entre el Huevo y la Gallina. *Tecnología, Ciencia, Educación*, 23, (1), 31-39. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48223105> <https://www.redalyc.org/pdf/482/48223105.pdf>

- Ayala, C., Condori, J. y Vilca, W. (s/f). Caracterización semintológica y geología económica de las canteras de piedra laja en la localidad de Yura, Arequipa. <https://app.ingemmet.gob.pe/biblioteca/pdf/CPG16-193.pdf>
- Baena, G. (2017). *Metodología de la investigación*. Grupo Editorial Patria. http://www.biblioteca.cij.gob.mx/archivos/materiales_de_consulta/drogas_de_abuso/articulos/metodologia%20de%20la%20investigacion.pdf
- Bernal-Martínez, L., Solís-Morelos, C., Linares-Hernández, I., Barrera-Díaz, C. y Colín-Cruz, A. (2011). Tratamiento de Agua Residual Municipal por un Sistema Fisicoquímico y Oxidación Química en Flujo Continuo. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 2(2), 69-81. <https://www.redalyc.org/pdf/3236/323627682007.pdf>
- Betancourth, D., Gómez, J., Mosquera, J. y Tirado-Mejía, L. (2010). Análisis por difracción de rayos x de rocas provenientes de región esmeraldífera. *Scientia et Technica*, xvi (44), 257-260. <https://www.redalyc.org/comocitar.oa?id=84917316048>
- Carbonel, D. (2018). Adsorción de Cadmio, Cobre y Plomo en Bentonita, Caolín y Zeolita Naturales y Modificadas: Una Revisión de los Parámetros de Operación, Isotermas y Cinética. *Ingeniería*, 23 (3), 252-273. DOI: <https://doi.org/10.14483/23448393.13418>
- Celi, M. y Yantalema, J. (2024). Experimentación de la zeolita como medio filtrante en aguas clarificadas de una planta potabilizadora [Tesis de grado, Universidad Politécnica Salesiana, Guayaquil, Ecuador]. <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/27709/1/UPS-GT005173.pdf>

- Chávez, I. (2017). Diseño e Implementación de un Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales. *Revista Científica Dominio de las Ciencias*, 3 (1), 536-560. <http://dx.doi.org/10.23857/dom.cien.pocaip.2017.3.1.mar.536-560>
- Colpas, F., Tarón, A. y Vásquez, Y. (2017). Capacidad de adsorción de plomo con intercambiadores catiónicos de carbón xantado. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 20 (2), 425-433. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-422620170002000020&lng=en&tln-g=es.
- Cortés, F. B. (2006). *Modelamiento del proceso de adsorción y desorción de metanol en un lecho de carbón activado para la aplicación en sistemas de refrigeración solar por adsorción intermitente*. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/20177>
- Cumplido, M. P. (2022). Síntesis de zeolitas como catalizadores para la optimización de procesos químicos de interés industrial [Tesis doctoral, Universitat Politècnica de València, España]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=306756>
- Curi, A., Granda, W., Lima, H. y Sosa, W. (2006). Las Zeolitas y su Aplicación en la Descontaminación de Efluentes Mineros. *Información Tecnológica*, 17(6), 111-118. https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0718-076420060006000017&script=sci_arttext
- Devi, B., Goswami, M., Rabha, S., Kalita, S., Sarma, H., y Devi, A. (2023). Capacidades de Sorción Eficaces para Pb (II) del Agua Contaminada: Un Estudio Comparativo Utilizando Residuos Biológicos y su Carbón Activado Como Adsorbentes Potenciales. *ACS Omega*, 8(17), 15141–15151. DOI: 10.1021/acsomega.3c00142

- Feijoo, E., Feijoo, B. y Vásquez, P. (2024). La zeolita como mineral asociado al cemento en morteros. *Universidad, Ciencia y Tecnología* 28 (122), 53-61. <https://doi.org/10.47460/uct.v28i122.765>
- Freire, A. y Loja, E. (2024). Tratamiento de aguas de drenaje minero utilizando zeolita como absorbente de metales pesados [Tesis de grado, Universidad del Azuay, Cuenca, Ecuador]. <https://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/14553/1/20071.pdf>
- González-Hernández, J. y García-Céspedes, J. (2024). Voltamperometría: Fundamentos Electroquímicos y Aplicaciones. *Revista de Química*, 38 (2), 2-17. DOI: <https://doi.org/10.18800/quimica.202402.001>
- Gunt Hamburg. (s.f.). Ingeniería de procesos químicos. Vista previa CE 380 Reactores catalíticos de lecho fijo. https://www.gunt.de/images/download/CE380_spanish.pdf
- Hernández-Sampieri, R. y Mendoza, C. (2018). *Metodología de la investigación: Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta*. McGraw-Hill Interamericana. <https://bellasartes.upn.edu.co/wp-content/uploads/2024/11/METODOLOGIA-DE-LA-INVESTIGACION-Sampieri-Mendoza-2018.pdf>
- Izquierdo, M. (2020). Eliminación de metales pesados en aguas mediante bioadsorción. Evaluación de materiales y modelación del proceso. Universitat de València. <https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/52130/izquierdo.pdf>
- Larenas, C., Andrango D., Inga, P. (2008). Estudio Isotérmico de Biosorción de Plomo en Aguas Utilizando Residuos Vegetales. *La Granja*, 8(2), 3-8.

- Liuzzi, D. (2021). Mejora de la productividad de la síntesis Fischer – Tropsch con catalizadores de Ru y reactores de membrana [Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, España]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=290418>
- López, F. y Feijoo, C. (2019). Caracterización físico-química y mineralógica de zeolitas naturales comerciales del Ecuador. *Geolatitud*, 2(2), 22-28. <https://geolatitud.geoenergia.gob.ec/ojs/ojs/index.php/GeoLatitud/article/view/30/73>
- Loya, J. (2022). *Remoción de Arsénico y Cadmio en Agua Usando Zeolitas como Material Adsorbente* [Tesis de Maestría, Centro de investigación en materiales avanzados, S. C., Chihuahua, Chihuahua, México]. <https://cimav.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1004/2459/1/Jesús%20Daniel%20Loya%20Ramírez%20-%20Maestría%20en%20Ciencia%20y%20Tecnología%20Ambiental%20-%202022.pdf>
- Medellín-Castillo, N., Hernández-Ramírez, M., Salazar-Rábago, J., Labrada-Delgado, G. y Aragón-Piña, A. (2017). Bioadsorción de plomo (ii) presente en solución acuosa sobre residuos de fibras naturales procedentes de la industria ixtlera (*Agave lechuguilla* Torr. y *Yucca carnerosana* (Trel.) McKelvey). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(2), 269-280. <https://doi.org/10.20937/rica.2017.33.02.08>
- Moira, M. (2016). Introducción a la Absorción de Gases. [Diapositiva de Power-Point]. Repositorio Material Facultad de Ingeniería de la Universidad de los Andes Mérida-Venezuela. <https://webdelprofesor.ula.ve/ingenieria/moira/clases/clase6a>

- Noguera, M. y Pacheco, N. (2014). Creación a nivel de laboratorio de un reactor de lecho fijo experimental de flujo ascendente para la determinación de los parámetros fundamentales de diseño a escala real [Tesis de grado, Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca, Ecuador]. <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/6440/1/UPS-CT003070.pdf>
- Oficina de Política de Ciencia y Tecnología de los Estados Unidos [OSTP]. (2015). Guía del Ciudadano para la Desorción Térmica. <https://19january2021snapshot.epa.gov/sites/static/files/2015-09/documents/td-sp12-6.pdf>
- Particle Tech Labs, PTL. (2025). *Área de superficie específica BET*. <https://particletechlabs.com/analytical-testing/bet-specific-surface-area/>
- Peñaloza, D., Barúa, M., Escalada, J. y Pajares, A. (2023). Técnica espectroscópica de absorción química para determinaciones en química ambiental. *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 15(3), 157–176. <https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v15.n3.987>
- Pörtner, R. y Faschian, R. (2019, 9 de octubre). Diseño y operación de biorreactores de lecho fijo para cultivo bacteriano inmovilizado. <https://www.intechopen.com/chapters/67945>
- Prieto García, J., Aguilera Casabella, D., Curbelo Sánchez, A., Broche Galindo, M., y Mollineda Trujillo, Á. (2019). Estudio Cinético y Termodinámico de la Adsorción de Plomo (II) en Ceniza de Bagazo de Caña de Azúcar. *Centro Azúcar*, 46(3), 1-10. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S222348612019000300001&lng=es&tlng=es.
- Quijandría, J. C. (2024). Estudio de mitigación del plomo en efluentes mineros en Caravelí sector Huanu-Huanu por medio del compuesto piedra laja-zeolita [Tesis doctoral, Universidad Nacional de San Agustín de Arequi-

pa, Perú].

Raja, P. y Barron, A. (s.f.). *Análisis del área superficial BET de nanopartículas*. [https://chem.libretexts.org/Bookshelves/Analytical_Chemistry/Physical_Methods_in_Chemistry_and_Nano_Science_\(Barron\)/02%3A_Physical_and_Thermal_Analysis/2.03%3A_BET_Surface_Area_Analysis_of_Nanoparticles](https://chem.libretexts.org/Bookshelves/Analytical_Chemistry/Physical_Methods_in_Chemistry_and_Nano_Science_(Barron)/02%3A_Physical_and_Thermal_Analysis/2.03%3A_BET_Surface_Area_Analysis_of_Nanoparticles)

Reddy-Mareddy, A. (2017). Technology in EIA. In *Environmental Impact Assessment*, 421-490. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811139-0.00012-8>

Rodríguez, M. (2023). 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://www.redalyc.org/journal/6887/688774232007/html/>

Rodríguez, M., Ocharán, G., Calderón, K. y Benavides, V. (2021). Síntesis de zeolita Linde F mediante tratamiento alcalino con potasa cáustica a partir de roca de origen volcánico proveniente de Sillar, Perú; su aplicación en la adsorción de cobre (ii). *Revista Boliviana de Química*, 38(1), 14-25. <https://www.redalyc.org/journal/4263/426367405002/html/>

Rojas-Challa, Y., Méndez, F., Rondón, W. y Rojas de Astudillo, L. (2016). Eliminación de Plomo Proveniente de Fuentes Acuáticas Utilizando Nanotubos de Carbono. *Avances en Química*, 11 (2), 87-98. <https://www.redalyc.org/journal/933/93347418005/html/>

Sheraz, N., Shah, A., Haleem, A. y Iftikhar, F. (2024). Evaluación Integral de Adsorbentes Basados en Carbono, Biomateriales e Inorgánicos para la Eliminación de los Iones de Metales Pesados más Peligrosos de las Aguas Residuales. *RSC Advances*, 14 (16), 11284–11310. <https://pmc-ncbi-nlm->

nih.gov.translate.google/articles/PMC11002728/?_x_tr_sl=en&_x_tr_tl=es&_x_tr_hl=es&_x_tr_pto=tc

- Smith, A. & Johnson, C. (2022). Evaluation of a novel bioreactor for the treatment of synthetic metal-rich mine wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 148(5), 04022023. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-787.0001999](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-787.0001999)
- Song, S., Li, Q., Leslie, G. & Shen, Y. (2014). Water Treatment Methods in Heavy Metals Removal During Photovoltaic Modules Recycling: A Review. *Resources, Conservation and Recycling*, 208. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107701>
- Tamay, A. (2017). *Determinación de la Capacidad de Biosorción y Desorción de la Corona de Piña (Ananas Comosus) para la Remoción de Metales Pesados* [Trabajo de Titulación, Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca- Ecuador]. <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/17182/1/UPS-CT008215.pdf>
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, Á. y Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de Metales Pesados en Aguas Residuales Usando Materiales de Origen Biológico. *Tecno Lógicas*, 18 (34), 109-123. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=344234336010>
- Tur-Naranjo, E., Orberá-Ratón, T., Romagosa-Álvarez, Y. y Pérez-Silva, R. (2013). Bioadsorción de Plomo (II) por Biomasa Microbiana Seca: Efecto del Ph. *Revista Cubana de Química*, XXV (1), 75-81. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=443543730010>

- Universidad de Almería, Servicios Centrales de Investigación. (s.f.). Microscopía Electrónica de Barrido (SEM/FESEM). <https://www.ual.es/universidad/serviciosgenerales/stecnicos/microscopia/microscopia-electronica-de-barrido>
- Universidad Pablo de Olavide. (s.f.). *Fundamentos de Química-Práctica: Espectrofotometría*. <https://www.upo.es/depa/webdex/quimfis/docencia/quimbiotec/FQpractica4.pdf>
- Universidad de Valencia. (s.f.). *Termodinámica Química*. https://www.uv.es/777Egc5PDk=/Master_Ing_Bio/tema_3.pdf
- Universitat de València. (2025). *Caracterización y análisis de superficies*. <https://www.uv.es/uvweb/instituto-ciencia-materiales-icmuv/es/icmuv/tecnicas-disponibles/caracterizacion-analisis-superficies-1285931283308.html>
- Valdéz, G. (2023). Equilibrio y cinética de adsorción de metales pesados en solución acuosa de metales pesados en solución acuosa sobre nanomateriales de carbono [Tesis doctoral, Universidad Autónoma de San Luis de Potosí, México]. <https://repositorioinstitucional.uaslp.mx/xmlui/bitstream/handle/i/8382/TesisD.FCQ.2023.Equilibrio.Valdez.%28Version%20p%-c3%bablica%29.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Vega De La, D., González, C., Escalante, C., Gallego, J., Salamanca, M. y Manrique-Losada, L. (2018). Uso de zeolita faujasita para adsorción de iones en aguas residuales municipales. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 9(4), 184-208. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-04-08>

- Vejarano-Leal, N. y Casas-Contreras, I. (2017). *Evaluación de la Viabilidad de un Tratamiento de Aguas por Carbón Activado Obtenido del Bambú de la Especie Chusquea Scandens Kunth* [Proyecto Integral de Grado, Fundación Universidad de América, Bogotá D.C]. <https://repository.uamerica.edu.co/server/api/core/bitstreams/a7c8d138-db14-4e78-9847-c01a6fa02140/content>
- Velarde, L., Sadegh, M., Escalera, E., Antti, M. and Akhtar, F. (2023). Adsorption of heavy metals on natural zeolites: A review. *Chemosphere*, 328. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138508>
- Vizcaíno, L., Fuentes, N. y González F., H. (2017). Adsorción de Plomo (ii) en Solución Acuosa con Tallos y Hojas de Eichhornia Crassipes. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 20(2), 435-444. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-42262017000200021&lng=en&tlng=es.
- Vizcarra, S., Delgado, P., Urdy, E., Linares, M. y Canahuire, R. (2023). Determinación de parámetros óptimos de adsorción de plomo (II) en aguas residuales industriales mediante un compuesto formado por losas y cerámica. *Revista Boliviana de Química*, 40(3), 11-19. <https://doi.org/10.34098/2078-3949.40.3.2>
- Yellepeddi, R. (2020, 12 de septiembre). ¿Cómo usan los científicos XRD para analizar minerales? Termo Fisher Scientific. <https://www.thermofisher.com/blog/cienciaacelerada/mineria/como-usan-los-cientificos-xrd-para-analizar-minerales/>



EDITORIAL
NAVEGANTE