

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO



Escuela Superior de Apan

LICENCIATURA EN INGENIERIA EN NANOTECNOLOGIA

TESIS DE LICENCIATURA

“MODIFICACIÓN SUPERFICIAL DE PUMITA (PIEDRA PÓMEZ) PARA LA REMOCIÓN DE COLORANTES DE EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TEXTIL”

Para obtener el título de
Licenciado en Ingeniería en Nanotecnología

P R E S E N T A

Anette López Sierra

No de cuenta: 361962

Directores:

Dr. Samuel Alejandro Lozano Morales

Dra. Sonia Herrera Monrroy

Apan, Hgo., marzo de 2026



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Escuela Superior de Apan
Campus Apan

MTRA. OJUKY DEL ROCIO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA U.A.E.H.
PRESENTE

Por este conducto, le comunico que la Comisión Revisora asignada al trabajo de tesis de la alumna de la **Licenciatura en Ingeniería en Nanotecnología, Anette López Sierra**, con número de cuenta **361962**, quien presenta el tema **"MODIFICACIÓN SUPERFICIAL DE PUMITA (PIEDRA PÓMEZ) PARA LA REMOCIÓN DE COLORANTES DE EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TEXTIL"**, después de revisar la tesis y constituida como Jurado, ha autorizado la impresión de la tesis, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación, se presentan las firmas de conformidad de los miembros de este jurado:

PRESIDENTE: DR. SAMUEL ALEJANDRO LOZANO MORALES

SECRETARIO: DRA. CORAZÓN GIOVANNA MORALES AMAYA

PRIMER VOCAL: DRA. SONIA HERRERA MONROY

SEGUNDO VOCAL: DRA. MARÍA DEL PILAR GUTIÉRREZ AMADOR

TERCER VOCAL: DR. ARTURO HERNÁNDEZ HERNÁNDEZ

SUPLENTE: DR. LUIS ALBERTO HERNÁNDEZ HERNÁNDEZ

Sin otro particular, le reitero a usted la seguridad de mi atenta consideración.

ATENTAMENTE

"AMOR, ORDEN Y PROGRESO"

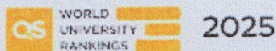
Apan, Hgo., a 25 de marzo de 2026.

M.C. ESP. ENRIQUE ESPINOSA AQUINO
DIRECTOR DE LA ESCUELA SUPERIOR DE APAN



Carretera Apan - Calpulapan Km. 8, Colonia Chimalpa
Tlalayote, Apan, Hidalgo, México C.P. 43900
Teléfono: 7717172000 Ext. 50901
esap@uaeh.edu.mx

"Amor, Orden y Progreso"



uaeh.edu.mx

Agradecimientos

Quiero expresar mi sincero agradecimiento a todos los que han hecho posible la realización de esta tesis. Gracias por su apoyo, dedicación, guía y comprensión en este proceso.

Expreso mi más profundo agradecimiento al Dr. Samuel Alejandro Lozano Morales y a la Dra. Sonia Monrroy Herrera; su apoyo incondicional, paciencia y compromiso fueron pilares fundamentales para la culminación de este trabajo. Asimismo, agradezco a la Dra. Corazón Giovanna Morales Amaya por su invaluable asesoría y acompañamiento constante durante el proceso experimental y de caracterización. Agradezco al M. C. Raúl Herrera Mendoza por las facilidades otorgadas para el uso del laboratorio y la del espectrofotómetro de UV-Vis.

Además, agradecer a la Escuela Superior de Apan (ESAp) por fomentar mi desarrollo profesional y al Centro de Investigación en Química Aplicada (CIQA), en especial al Departamento de Química Macromolecular y Nanomateriales por permitirme desarrollar mi tesis en sus instalaciones.

Finalmente, al comité de sinodales, Dr. Samuel Alejandro Lozano Morales, Dra. Corazón Giovanna Morales Amaya, Dra. Sonia Monrroy Herrera, Dra. María del Pilar Guitierrez Amador, Dr. Arturo Hernández Hernández y Dr. Luis Alberto Hernández Hernández por sus comentarios y sugerencias que fortalecieron este trabajo.

Agradecimientos Personales

Deseo expresar mi más profundo agradecimiento a quienes me acompañaron y sostuvieron a lo largo de este camino.

A mis padres, Sotero López Maldonado y a Rosa de Lima Sierra Corona, gracias por ser mi motor, por guiarme con sus consejos y por su amor incondicional que no me permitió rendirme. Hoy finalmente podemos decir que lo logramos; gracias por creer en mí incluso cuando yo no lo hacía.

A mis abuelas, Jorgina Maldonado Vega y María Isabel Corona, por la sabiduría de sus consejos. Asimismo, a mis tíos, primos y seres queridos que siempre han estado presentes y brindándome su apoyo incondicional.

Quiero agradecer a mis amigos, Carlos, Aram, Diana, Cinthia, Sheyka, Samara, Joel y Alan, por hacer este camino más ligero. Su amistad, consejos y momentos de alegría fueron de gran apoyo durante la licenciatura.

Finalmente, a los doctores Samuel Alejandro Lozano Morales, Sonia Herreara Monrroy y Corazón Giovanna Morales Amaya; mi gratitud por su confianza y su apoyo incondicional que me brindaron, no solo en el ámbito profesional, sino también en lo personal.

Contenido

Lista de Figuras	iv
Lista de Tablas.....	vi
Siglas y acrónimos	vii
Resumen	1
Abstract	2
1. Introducción.....	3
2. Antecedentes.....	6
2.1 Fuentes de contaminación del agua	8
2.2 Colorantes	10
2.2.1 Concepto y clasificación	10
2.2.2 Efectos de los colorantes en la salud del ser humano.....	13
2.3 Azul de Metileno (AM)	15
2.4 Tratamiento aplicado a aguas contaminadas por colorantes	16
2.5 Procesos de adsorción	19
2.6 Isotermas de adsorción	21
2.7 Cinética de adsorción	23
2.8 Piedra pómez como remediadora de agua	24
2.9 Técnicas de caracterización de la PP	26
2.9.1 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)	26
2.9.2 Espectroscopía de Rayos-X de energía dispersiva (EDS).....	28
2.9.3 Espectrometría de Fluorescencia de Rayos-X (XRF).....	28
2.9.4 Difracción de Rayos-X (XRD).....	30
2.9.5 Espectroscopía FT-IR	33
2.9.6 Potencial Z (ζ)	35
2.9.7 Dispersión de Luz Dinámica (DLS)	36
2.9.8 Método de Brunauer-Emmett-Teller (BET).....	38
2.10 Análisis de remoción de AM	40
2.10.1 Espectroscopía UV-Vis	40
3. Justificación.....	42
4. Hipótesis.....	44
5. Objetivos.....	44

5.1 Objetivo general.....	44
5.2 Objetivos específicos.....	45
6. Metodología.....	45
6.1 Acondicionamiento de la piedra pómez.....	49
6.1.1 Preparación de las soluciones para modificar la superficie de la PP....	49
6.1.2 Modificación superficial de la PP.....	50
6.2 Preparación de la solución de Azul de Metileno.....	53
6.3 Caracterización de la PP.....	54
6.3.1 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) y Espectroscopía de Rayos-X de Energía Dispersiva (EDS).....	54
6.3.2 Espectrometría de Fluorescencia de Rayos-X (XRF).....	54
6.3.3 Difracción de Rayos-X (XRD).....	55
6.3.4 Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FT-IR).....	55
6.3.5 Potencial Z (ζ).....	56
6.3.6 Dispersión Dinámica de la Luz (DLS).....	56
6.3.7 Capacidad de Adsorción con BET.....	56
6.4 Pruebas de remoción de AM.....	57
6.4.1 Preparación de las pruebas de remoción de AM.....	57
6.5 Análisis de remoción de AM.....	60
6.5.1 Análisis de remoción de AM con UV-vis.....	60
6.5.2 Preparación de los estándares para la curva de calibración.....	60
6.5.3 Isotermas de adsorción de AM.....	63
6.5.4 Cinética de adsorción de AM.....	64
7. Resultados y Discusión.....	65
7.1 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM).....	65
7.2 Espectroscopía de Rayos-X de Energía Dispersiva (EDS) y Espectrometría de Fluorescencia de Rayos-X (XRF).....	66
7.3 Difracción de Rayos-X (XRD).....	69
7.4 Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FT-IR).....	72
7.5 Dispersión Dinámica de la Luz (DLS).....	74
7.6 Potencial Z (ζ).....	76
7.7 Medida de la Capacidad de Adsorción con el método BET.....	78
7.8 Relación Electro-Estructural.....	80
7.9 Análisis de Remoción de AM.....	81

7.9.1 Curva de Calibración	81
7.9.2 Remoción de AM con una concentración de 5 ppm	82
7.9.3 Isotermas de Adsorción.....	85
7.9.4 Cinética de Adsorción de AM	86
7.9.5 Efecto de la concentración inicial de AM	89
7.9.6 Efecto de tamaño del adsorbente	91
8. Conclusiones.....	93
Trabajo Futuro	95
Referencias.....	96

Lista de Figuras

Figura 1. Grupos cromóforos y grupos auxócromos del Azul de Metileno (Azzouni et al., 2022).....	12
Figura 2. Ejemplo del proceso de adsorción de Azul de Metileno, empleando piedra pómez.	20
Figura 3. La energía de formación de un enlace químico en un sólido se puede observar en un diagrama de Leonnard-Jones (Sahoo & Prelot, 2020).....	21
Figura 4. Niveles de penetración de los electrones a través de la superficie de la muestra (Ali et al., 2023).....	27
Figura 5. Ejemplo del proceso de fluorescencia de Rayos-X (XRF): 1) Fotón entrante 2) Fotón característico (Van Grieken & Markowicz, 2002).....	30
Figura 6. Difractómetro de Rayos-X (Doménech-Carbó & Osete-Cortina, 2016)....	31
Figura 7. Esquema de la Ley de Bragg (Doménech-Carbó & Osete-Cortina, 2016).	32
Figura 8. Diagrama esquemático de un espectrofotómetro de FT-IR (Beć et al., 2022).....	34
Figura 9. Procesamiento de la señal mediante la Transformada de Fourier(Alqaheem & Alomair, 2020; Fadlelmoula et al., 2022).	34
Figura 10. Representación esquemática de la doble capa eléctrica que rodea a la partícula suspendida en un medio acuoso (Ferreyra Maillard et al., 2021).	36
Figura 11. Principio de DLS: Consiste en medir en un ángulo definido, la luz dispersada por partículas iluminadas con un láser. La fluctuación de la señal de dispersión refleja el movimiento browniano; al capturar estos cambios en escalas de microsegundos, el equipo puede calcular la velocidad de difusión y con el ello, el tamaño hidrodinámico de las partículas (Falke & Betzel, 2019).	37
Figura 12. Clasificación de isothermas de fisorción según la IUPAC (Rahman et al., 2021).....	40
Figura 13. Espectro de UV-vis del AM.	42
Figura 14. Esquema de metodología propuesta.....	47
Figura 15. Acondicionamiento de la PP. A) Proceso de acondicionamiento de la piedra pómez. B) 17 diferentes piedras obtenidas.	53
Figura 16. Esquema de remoción de AM a 5 ppm con PP <0.85 mm modificada con HCl.....	58
Figura 17. Disoluciones utilizadas para formar la curva de calibración.....	62
Figura 18. Micrografías de las piedras pómez. A) PP, B) PP modificada con H ₃ PO ₄ , C) PP modificada con H ₂ SO ₄ , D) PP modificada con HCl y E) PP modificada con NaOH.	66
Figura 19. Espectros de EDS. A) PP natural, B) PP modificada con H ₃ PO ₄ , C) PP modificada con H ₂ SO ₄ , D) PP modificada con HCl y E) PP modificada con NaOH.	68
Figura 20. Espectro de XRF de la piedra pómez empleada en este trabajo de investigación.....	69

Figura 21. Patrones de difracción de Rayos-X (DRX) de la pumita natural (PP natural) y modificada mediante tratamientos ácidos (HCl, H ₂ SO ₄ , H ₃ PO ₄) y básico (NaOH).....	70
Figura 22. Espectros de FT-IR antes y después de las pruebas de adsorción de AM. A) PP natural, B) PP con H ₃ PO ₄ , C) PP con H ₂ SO ₄ , D) PP con HCl, E) PP con NaOH y F) AM.....	74
Figura 23. Tamaño de partícula con DLS. A) PP natural, B) PP modificada con H ₃ PO ₄ , C) PP modificada con H ₂ SO ₄ , D) PP modificada con HCl y E) PP modificada con NaOH.	76
Figura 24. Mecanismo de Adsorción de AM con PP.....	78
Figura 25. Isotermas de adsorción-desorción de nitrógeno obtenidas para: A) PP modificada con H ₂ SO ₄ , B) PP modificada con H ₃ PO ₄ , C) PP modificada con NaOH, D) PP modificada con HCl y E) PP natural.....	79
Figura 26. Curva de calibración. A) Espectros de adsorción de AM a concentraciones conocidas. B) Curva de calibración en función de la concentración de AM.....	82
Figura 27. Muestras tomadas en las pruebas de remoción de AM a 5 ppm con: A) PP natural, B) PP modificada con NaOH, C) PP modificada con H ₂ SO ₄ , D) PP modificada con HCl y E) PP modificada con H ₃ PO ₄	83
Figura 28. Porcentaje de remoción de AM a una concentración de 5 ppm con cada una de las piedras <0.85 mm.	84
Figura 29. Isotermas de adsorción de AM con: A) PP natural (Freundlich), B) PP con HCl (Langmuir) y C) PP con NaOH (Langmuir). (tiempo de agitación: 120 min, dosis de adsorbente: 1 g, volumen: 100 mL, diámetro del adsorbente: <0.85mm).	86
Figura 30. Cinéticas de pseudo-segundo orden para la adsorción de AM a 5, 10 y 20 ppm con: A) P.P. natural, B) P.P. con HCl y C) P.P. con NaOH. (tiempo de agitación: 120 min, dosis de adsorbente: 1 g, volumen: 100 mL, diámetro del adsorbente: <0.85mm).	88
Figura 31. Efecto de la concentración inicial de AM en solución acuosa (tiempo de agitación: 120 min, dosis de adsorbente: 1 g, volumen: 100 mL, diámetro del adsorbente: <0.85mm).	90
Figura 32. Efecto del tamaño del adsorbente (tiempo de agitación: 120 min, dosis de adsorbente: 1 g, volumen: 100 mL).	92

Lista de Tablas

Tabla 1. Clasificación de los colorantes empleados en la industria textil.	12
Tabla 2. Tabla del contenido de metales pesados en colorantes.	13
Tabla 3. Efectos de los colorantes sintéticos en la salud humana.....	14
Tabla 4. Procesos convencionales para el tratamiento de aguas residuales de la industria textil.	17
Tabla 5. Procesos alternativos para el tratamiento de aguas residuales de la industria textil.	18
Tabla 6. Propiedades físicas de la PP.....	25
Tabla 7. Comparación de resultados obtenidos en otras investigaciones.....	48
Tabla 8. Técnicas de caracterización seleccionadas para la PP.	48
Tabla 9. Volumen de ácido empleado en la preparación de soluciones 1 N.....	49
Tabla 10. Azul de metileno empleado para preparar soluciones a 5, 10 y 20 ppm.	54
Tabla 11. Pruebas de remoción de AM empleando PP.....	59
Tabla 12. Concentraciones conocidas para la curva de calibración.....	61
Tabla 13. Resultados del análisis elemental, mediante XRF, de la composición química de la piedra pómez empleada en esta investigación.	68
Tabla 14. Identificación de fases cristalinas en los difractogramas de la PP natural y modificada.	70
Tabla 15. Índices de Polidispersidad (PDI)	76
Tabla 16. Valores de la carga superficial (potencial Z) de las PP empleadas en este estudio.....	77
Tabla 17. Valores de las propiedades de adsorción analizadas mediante BET.	79
Tabla 18. Relación entre los parámetros fisicoquímicos, el Factor de Capacidad Electro-Estructural (FCE) y la eficiencia de remoción de AM a 120 min de reacción.	81
Tabla 19. Parámetros de isothermas de adsorción de AM empleando PP natural y modificada superficialmente.	85
Tabla 20. Parámetros cinéticos de la adsorción de AM.	87

Siglas y acrónimos

AM	Azul de Metileno
BET	Método de Brunauer-Emmett-Teller
DLS	Dispersión Dinámica de la Luz
EDS	Espectroscopía de Rayos-X de Energía Dispersiva
FCE	Factor de Capacidad de Electro-Estructural
FT-IR	Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier
PDI	Índice de Polidispersidad
PP	Piedra Pómez
SEM	Microscopía Electrónica de Barrido
UV-Vis	Espectroscopía Ultravioleta – Visible
XRD	Difracción de Rayos-X
XRF	Espectrometría de Fluorescencia de Rayos-X
ζ	Potencial Z

Resumen

El agua es un recurso importante para la existencia de todos los seres vivos; sin embargo, su contaminación ha aumentado considerablemente a lo largo de las décadas, volviéndose un problema ambiental de alcance mundial. En particular, los colorantes sintéticos empleados en la industria textil contaminan grandes volúmenes de este recurso, debido a que no se adhieren por completo a los tejidos y se descargan como efluentes a cuerpos de agua cercanos sin ningún tratamiento previo, generando efectos adversos tanto para el medio ambiente como la salud humana. Ante esta problemática, se han buscado tratamientos eficientes y comercialmente viables para la remoción de colorantes, donde los adsorbentes de origen natural son cada vez más usados, tal es el caso de la Piedra Pómez (PP), la cual es un material de bajo costo, abundante y respetuoso con el medio ambiente. Por ello, este estudio explora el mecanismo de adsorción de Azul de Metileno (AM) sobre PP sin tratar y modificada superficialmente con H_2SO_4 , H_3PO_4 , HCl y NaOH, con el objetivo de analizar sus propiedades y desempeño como adsorbentes. Los experimentos de adsorción se llevaron a cabo considerando parámetros como concentraciones iniciales de AM (5, 10 y 20 ppm), tiempo de contacto y tamaño del adsorbente. Los resultados mostraron eficiencias máximas de remoción de AM del 100 % (PP modificada con HCl), 93.30 % (PP natural) y 89.40 % (PP modificada con NaOH), bajo condiciones de concentración inicial de 5 ppm, tiempo de contacto de 120 min y un diámetro menor a 0.85 mm. Además, se evaluó la capacidad de adsorción máxima, así como su cinética de adsorción para PP tanto sin modificar como modificada con HCl y NaOH, debido a su mayor eficiencia de remoción. En consecuencia, la PP modificada particularmente con NaOH es un material adsorbente eficaz y prometedor en la remoción de AM en soluciones acuosas.

Abstract

Water is an important resource for the existence of all living beings; however, its contamination has increased considerably over the decades, becoming a global environmental problem. In particular, synthetic dyes used in the textile industry contaminate large volumes of this resource because they do not adhere completely to textiles and are discharged as effluents into nearby water bodies without any prior treatment, generating adverse effects on both the environment and human health. In response to this problem, efficient and commercially viable treatments for dye removal have been investigated, with natural adsorbents being increasingly used, such as pumice stone (PS), which is a low-cost, abundant, and environmentally friendly material. Therefore, this study explores the adsorption mechanism of Methylene Blue (MB) on untreated PS and PS modified superficially with H_2SO_4 , H_3PO_4 , HCl, and NaOH, with the aim of analyzing their properties and performance as adsorbents. The adsorption experiments were carried out considering parameters such as initial MB concentrations (5, 10, and 20 ppm), contact time, and adsorbent size. The results showed MB maximum removal efficiencies of 100 % (HCl-modified pumice stone), 93.30 % (natural pumice stone) and 89.40 % (NaOH-modified pumice stone) were achieved, under conditions of an initial concentration of 5 ppm, contact time of 120 min, and a diameter smaller than 0.85 mm. In addition, the maximum adsorption capacity and adsorption kinetics were evaluated for unmodified PS and PS modified with HCl and NaOH, due to their higher removal efficiency. Consequently, PS modified with NaOH is an effective and promising adsorbent material for the removal of MB in aqueous solutions.

1. Introducción

El agua es uno de los recursos naturales más importantes del planeta, ya que todos los organismos vivos la requieren para realizar sus funciones básicas. En el ser humano, participa en procesos metabólicos esenciales como el transporte de nutrientes hacia las células, la digestión y la circulación sanguínea. Además, aporta minerales indispensables como magnesio, flúor y calcio (Salas-Salvadó et al., 2020). Sin embargo, cuando el agua destinada al consumo humano no recibe un tratamiento adecuado que garantice su calidad y salubridad, la salud de la población se ve comprometida por la posible aparición de enfermedades infecciosas y parasitarias, esto según la Secretaría de Salud (SSA) (2020).

El agua no solo es el soporte para la vida, sino también para la ganadería, agricultura e industria. En este contexto, debido al crecimiento de la población y la industrialización, la demanda de agua es cada vez mayor (Guerrero-García-Rojas et al., 2021). Por ejemplo, en la industria, este recurso es principalmente utilizado en procesos de transformación, elaboración, y enfriamiento, entre otros (Jiménez Santiago, 2019). Se estima que, a nivel mundial, el 22 % del total de los recursos hídricos extraídos se destina al sector industrial, incluyendo aquellos utilizados para la generación de energía hidráulica y nuclear. No obstante, gran parte de las aguas residuales generadas por las actividades industriales son descargadas sin recibir un tratamiento previo, generalmente en cuerpos de agua cercanos (Guerrero-García-Rojas et al., 2021).

La industria textil hace uso de grandes volúmenes de agua, como de diversas sustancias químicas que generan aguas residuales con altas concentraciones de materia orgánica, sales inorgánicas, metales pesados y colorantes (Liu et al., 2025); donde, éstos últimos representan una mayor problemática al ser compuestos de baja biodegradabilidad, los cuales se descargan con tratamientos insuficientes (Adane et al., 2021; Lozano Morales, 2021).

Debido al panorama mencionado, se han propuesto nuevas tecnologías para la remoción de colorantes en aguas residuales por medio de procesos de filtración, oxidación, coagulación, degradación fotocatalítica, adsorción, entre otros (Gupta et al., 2025). Siendo la adsorción, con matrices comerciales de carbón activado, la técnica más efectiva para este propósito; no obstante investigaciones actuales buscan alternativas viables como el uso de adsorbentes de origen mineral, orgánico o biológico con un potencial similar a los comerciales (Valladares Cisneros et al., 2019).

Dentro de las alternativas probadas, la piedra pómez (PP) ha presentado características favorables. Esta es un silicato natural de origen volcánico, la cual se caracteriza por su peso ligero y alta porosidad (85 %), además de un porcentaje alto de sílice (SiO_2), entre el 60-75 %, de modo que su superficie se encuentra cargada negativamente; con ello, permitiéndole poseer afinidad para adsorber metales pesados y colorantes (Eslami et al., 2020; Soleimani et al., 2019).

En este trabajo se evaluó la remoción de uno de los colorantes presentes en aguas residuales de la industria textil (empleado en las lavanderías de la

mezclilla de San Mateo Ayecac, Tlaxcala), mediante el proceso de adsorción con PP como material adsorbente. Para ello, la piedra fue modificada superficialmente con tres diferentes ácidos y una base: ácido clorhídrico (HCl), ácido sulfúrico (H₂SO₄), ácido fosfórico (H₃PO₄) e hidróxido de sodio (NaOH), con el objetivo de analizar su capacidad de remoción del colorante. Este estudio busco desarrollar un método sencillo, eficiente y económico que contribuya a reducir el impacto ambiental y reducir el daño a cuerpos hídricos.

2. Antecedentes

En las últimas décadas, la disponibilidad de agua potable se ha reducido, llegando a una situación de estrés hídrico, esto debido a que el incremento en su uso no es suficiente para la reposición (recarga) en cuerpos naturales (Madhav et al., 2020). Para ejemplificar esta situación, se sabe que, del volumen total de agua residual generada del uso doméstico, industrial, pecuario y agrícola, solo el 20 % recibe un tratamiento adecuado, en cambio el 80 % restante es descargada directamente en ríos, océanos, lagos y drenajes, como resultado de la falta de infraestructura así como de recursos por lo que aproximadamente 2 mil millones de personas consumen agua contaminada (Programa Mundial de la UNESCO de Evaluación de los Recursos Hídricos, 2023).

En cuanto a México que es un país en desarrollo (tan solo en 2021 registró un crecimiento del 24.4 % respecto a 2020 en el Producto Interno Bruto (PIB) según el INEGI, 2022), el panorama es similar al anteriormente relatado, pues se enfrenta a nuevos problemas como la disminución de la disponibilidad de agua a causa de la acelerada urbanización, consumismo, cambio climático y fenómenos meteorológicos. En torno a esta situación, en 2020 la disponibilidad de agua fue de 3,200 m³/habitante al año y se estima que para el año 2030 ésta estará por debajo de 3,000 m³/habitante al año (IMCO, 2023).

En este sentido, el desarrollo acelerado del país se traduce como un aumento en la extracción de agua. En particular, México sobreexplota 157 de los 653 acuíferos en los que se divide, los cuales en su mayoría están ubicados en zonas con estrés hídrico (González Villarreal et al., 2022), sumado a este factor, del

total de agua que se consumía en el año 2020 (aproximadamente 46,105,714.3 m³/día, según CONAGUA, 2023), la industria trató solo el equivalente a 6,192,288 m³/día (CONAGUA, 2021).

Por ende, la contaminación de acuíferos en México se debe, en gran medida, al mal manejo de agua residual de tipo industrial, cuyos procesos productivos emplean grandes cantidades de químicos, que en su mayoría son compuestos de difícil tratamiento por el alto costo y complejidad; en consecuencia, algunas empresas desechan su agua residual sin ningún saneamiento previo (CONAGUA, 2021). Dado lo anterior, las aguas residuales sin tratar son un riesgo, debido a la presencia y persistencia de contaminantes peligrosos como colorantes, fármacos, metales pesados, fertilizantes y pesticidas; entre otros que afectan directamente la salud humana y el ecosistema (Rathi et al., 2021).

Particularmente, el agua residual que proviene de la industria textil, es una de las que más contamina, pues *para confeccionar un pantalón de mezclilla se utilizan en promedio 7,500 L de agua, equivalente a lo que consume en promedio una persona en siete años* (Greenpeace, 2021). Esta condición, aunada a que México tiene una participación muy importante en la producción de mezclilla, propicia un gran impacto antropogénico, no solo en la economía; sino también en la ecología, vulnerando la accesibilidad de agua para la población general (Sánchez-Trujillo & Reséndiz Vega, 2020).

Uno de los principales compuestos contaminantes generados en los procesos textiles son los colorantes, los cuales suelen ser vertidos en cuerpos de

agua sin un tratamiento previo de descontaminación. Esta práctica afecta de manera significativa a la biota acuática, alterando su crecimiento y reproducción. Además, los humanos también se ven expuestos a estos contaminantes, no solo por el consumo directo de agua contaminada, sino también a través de la cadena alimenticia (Dutta et al., 2024).

Aunado a esto, los colorantes presentes en el agua impiden el paso de luz solar, además interfieren en la circulación de oxígeno, provocando condiciones anóxicas (carencia de oxígeno para la vida acuática), lo cual afecta a los ecosistemas acuáticos. Por otro lado, en los humanos, se ha encontrado que pueden afectar riñones, hígado, piel, sistema nervioso; entre otros (Gallego-Ramírez et al., 2022).

2.1 Fuentes de contaminación del agua

La contaminación del agua ha aumentado significativamente a lo largo de los años convirtiéndose en un problema mundial, como se ha ido mencionando; no obstante, existen dos tipos de contaminantes según la literatura, naturales y antropogénicos, los primeros suelen ser generados por la percolación de masas, fluidos geotérmicos o invasión de agua salada a cuerpos de agua dulce. Por el contrario, los antropogénicos son originados por actividades humanas, tales como: la agricultura, industria, minera y doméstica (Arman et al., 2021; Madhav et al., 2020).

La industria, es una de las potenciales fuentes que más contribuye a esta problemática por medio de sus efluentes, que son desechados al sistema de drenaje o a cuerpos hídricos más cercanos. Generalmente, algunas de estas industrias suelen ser azucareras, destilerías, cementeras, de agroquímicos, pesticidas, productos farmacéuticos, de papel, textil, centrales térmicas y refinerías petroleras, entre otras (Madhav et al., 2020).

Por otra parte, existen gran variedad de sustancias peligrosas y nocivas que contaminan el agua, algunos de estos contaminantes son colorantes, metales pesados, fertilizantes, pesticidas, productos de cuidado personal y medicamentos; los cuales causan toxinas medioambientales. En particular, los colorantes se han encontrado en agua de estanques, ríos, agua potable, residual e inclusive en suelos; igualmente se ha reportado que el azul de metileno (AM), la rodamina B, violeta de metilo, rojo congo y violeta cristal son compuestos altamente tóxicos para los seres humanos (Rathi et al., 2021).

Así mismo, se estima que la industria textil desecha hasta 200,000 toneladas de colorantes en sus aguas residuales cada año; esto se debe principalmente a la pérdida de insumos durante el proceso de teñido y al manejo inadecuado de los colorantes (Islam et al., 2023).

En el caso particular de México, se ha reportado que aproximadamente el 54 % de las aguas residuales no son tratadas, como resultado, cuerpos de agua pertenecientes al país contienen diversos contaminantes, entre los que se destacan productos farmacéuticos, así como de cuidado personal, colorantes y productos agroquímicos (Aguilar-Aguilar et al., 2023; de Anda & Shear, 2021).

Por otro lado, los colorantes más utilizados en la industria textil en México son los *azoicos* ($-N\equiv N-$), los cuales son compuestos orgánicos altamente estables en condiciones ambientales, por lo cual es difícil su degradación. Algunos de los colorantes reportados en cuerpos de agua del territorio mexicano son Azul Directo 15 ($C_{34}H_{24}N_6Na_4O_{16}S_4$), Remazol Azul Brillante R ($C_{22}H_{16}N_2Na_2O_{11}S_3$), Violeta de Etilo ($C_{31}H_{42}N_3Cl$), Violeta de Metilo ($C_{24}H_{28}N_3Cl$), Verde de Metileno ($C_{27}H_{35}BrClN_3$), Azul de Metileno ($C_{16}H_{18}N_3ClS$), Poli R-478 ($C_{19}H_{12}BrNO_3C_4H_7NOC_2H_4$) y Rojo Congo ($C_{32}H_{22}N_6Na_2O_6S_2$) (Aguilar-Aguilar et al., 2023).

2.2 Colorantes

2.2.1 Concepto y clasificación

Los colorantes son sustancias orgánicas insaturadas complejas, que se caracterizan por absorber la radiación luminosa en el espectro de luz visible (de 380 a 750 nm). Además, el color es resultado de la fracción de la luz no absorbida por el colorante, es decir, que es reflejada. De igual manera este fenómeno químico ocurre favorablemente por los dobles enlaces presentados en sus estructuras químicas (Benkhaya et al., 2020).

Por otro lado, existen colorantes naturales como sintéticos, los primeros se obtienen de recursos renovables y biodegradables como plantas (por ejemplo, índigo y rubia), minerales (ocre y arcilla) o animales (cochinilla). Sin embargo, sus desventajas son que muestran un teñido desigual, poca solidez (la solidez del color en los colorantes se refiere a la resistencia que tiene un colorante a cambiar de color o a transferirse a otros materiales, ya sea por factores como la luz, el

lavado, la fricción, la transpiración, entre otros), así mismo, para mejor solidez se necesita modificar químicamente el colorante (Pizzicato et al., 2023). Los colorantes sintéticos son los más utilizados en la industria, debido a que permiten obtener tonos más brillantes, rápidos y reproducibles; esto, a pesar de ser muy contaminantes para el medio ambiente (Benkhaya et al., 2020; Pizzicato et al., 2023).

Así mismo, los colorantes sintéticos están conformados por tres grupos esenciales en su molécula: *cromóforo*, *auxocromo* y *la matriz*. El *cromóforo* es el sitio activo del colorante, formado por grupos de átomos (por ejemplo, tiocarbonilo $-C=S$ y alquenos $-C=C-$), los cuales absorben las ondas electromagnéticas, debido a la excitación de sus electrones de la molécula. Por otro lado, esta molécula llamada cromogénica con la adición de grupos *auxóchromos* permite la fijación y modificación del colorante. Finalmente, el resto de la molécula del colorante es a lo que se llama *matriz* (Benkhaya et al., 2020).

Un ejemplo de colorante usado en la industria textil es el AM cuyo grupo *cromóforo* es la tiazina y como *auxocromo* el cloro y las aminas (Azzouni et al., 2022) (ver **Figura 1**).

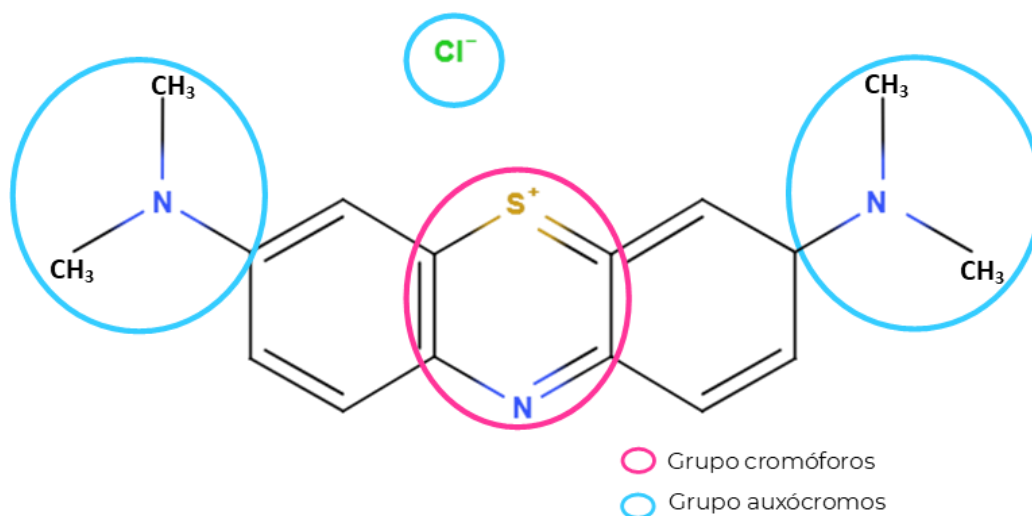


Figura 1. Grupos cromóforos y grupos auxóchromos del Azul de Metileno (Azzouni et al., 2022).

También es posible diferenciar los colorantes en función de su aplicación en la industria textil (ver **Tabla 1**).

Tabla 1. Clasificación de los colorantes empleados en la industria textil.

Tipo de colorante	Solvente	Forma de aplicar	Grupo cromóforo	Material que tiñe
Ácidos	Agua	Baños de tinte neutro a ácido.	Azoico, trifenilmetano, antraquinona, ubicados en el anión	Lana, seda y nailon
Básicos	Agua	Baños de tinte básicos.	Azoico, trifenilmetano, antraquinona ubicados en el catión	Poliéster, lana y seda
Dispersos	Insolubles (se aplican con una dispersión muy pequeña en agua)	Dispersión acuosa en las fibras.	Nitro, antraquinona y azoico	Fibras de poliéster
Directos	Agua	Baño de la fibra con un electrolito.	Azoico	Algodón y rayón
Reactivos	Agua	Son aplicados en el agua adhiriéndose a las fibras, que se unen mediante enlaces químicos.	Azoico y antraquinona	Fibras de algodón, lana, seda y nailon
Baño o Tina	Insolubles	Son aplicados por una reducción con hidrosulfito de sodio a la fibra, una vez estando en esta se oxida.	Antraquinona e índigos	Fibras de celulosa y algodón

Fuente: Garduño (2019); Vanegas López (2021).

Por otra parte, los colorantes sintéticos utilizados ampliamente en la industria textil contienen metales pesados que se vierten en sus aguas residuales, algunos de ellos son: arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobalto (Co), cobre (Cu), mercurio (Hg), zinc (Zn), entre otros; que son usados para adherir los colorantes a la superficie más favorablemente. Al respecto, los tintes de complejo metálico muestran una excelente afinidad hacia las fibras. En estos, una o dos moléculas de tinte se coordinan con un ion metálico mediante la formación de un enlace covalente. Estos tintes se utilizan generalmente para teñir lana, seda y nailon para producir tonos resistentes. El contenido de metal en diferentes tipos de tintes se menciona en la **Tabla 2** (Velusamy et al., 2021).

Tabla 2. Tabla del contenido de metales pesados en colorantes.

Metales pesados	Concentración típica (ppm)	Tipo de tinte con mayor contenido de metal
Arsénico	<1-1,4	Colorantes reactivos
Cadmio	<1	Todo tipo de tintes
Cromo	3-83	Tintes de tina
Cobalto	<1-3,2	Colorantes ácidos
Cobre	33-110	Tintes de tina
Plomo	6-52	Colorantes reactivos
Mercurio	0,5-1	Tintes de tina
Zinc	3-32	Tintes básicos

Fuente: Velusamy et al. (2021).

2.2.2 Efectos de los colorantes en la salud del ser humano

Los colorantes constituyen una fuente común de contaminación en las aguas residuales, originándose principalmente en la industria textil. La mayoría de estos compuestos son altamente tóxicos y se ha detectado que afectan negativamente a los seres humanos en sus funciones renales, los hepatocitos y el sistema nervioso central (Dutta et al., 2024). A pesar de estos riesgos, la

producción mundial de colorantes alcanza aproximadamente 700,000 toneladas anuales. Es importante destacar, que el AM, uno de los colorantes catiónicos más usados, es cancerígeno (Oladoye et al., 2022).

Además, la considerable producción y uso de colorantes sintéticos plantean serias preocupaciones ambientales, ya que estos compuestos tienden a persistir en el medio ambiente, debido a su alta termo-estabilidad y foto-estabilidad en el agua. En consecuencia, las descargas de aguas residuales de la industria textil que no reciben un tratamiento adecuado previo representan un riesgo para la salud humana, esto debido a la cadena alimenticia y al beber esta agua directamente (Dutta et al., 2024). (Ver **Tabla 3**).

Tabla 3. Efectos de los colorantes sintéticos en la salud humana.

Colorante	Efectos
Azul de metileno	Complicaciones gastrointestinales Cáncer Trastornos respiratorios Problemas del sistema nervioso central Problemas cardiovasculares Genitourinarias Efectos dermatológicos Necrosis Ictericia
Cristal Violeta	Dermatitis Irritación en los ojos y el tracto renal Fallas en el sistema renal y respiratorio Vomito
Naranja de metilo	Cancerígeno Dermatitis Alergia Cáncer de intestino
Índigo Carmín	Conjuntivitis Cáncer Efectos neurotóxicos Efectos cardiovasculares Problemas reproductivos Efectos Cardiovasculares
Verde de malaquita	Cáncer Genotóxico Problemas reproductivos

Fuente: Gallego-Ramírez et al. (2022); Gupta et al., (2025); Hayfron et al., (2025); Oladoye et al., (2022).

2.3 Azul de Metileno (AM)

El AM, también conocido como cloruro de tetrametilitionina o cloruro de 3,7 bis (dimetilamino) fenotiazina, es un compuesto heterocíclico aromático con expresión química $C_{16}H_{18}N_3SCl$ y peso molecular de 319.85 g/mol. Este colorante es tipo catiónico o básico y presenta una longitud de onda de absorción máxima de 664 nm. Más aún, muestra una solubilidad en agua del 3.55 % y un rango de pH acuoso entre 2 y 3.5. Por otra parte, el AM tiene una estabilidad química a causa de su anillo aromático en su estructura molecular, por lo cual es un colorante sintético no biodegradable potencialmente cancerígeno (Mzinyane, 2024; Oladoye et al., 2022).

El AM es ampliamente usado en la industria textil, farmacéutica, papelera y alimentaria; en la primera, es uno de los más populares para la tinción de ropa por lo que, durante el proceso de confección de prendas, se libera en cantidades enormes hacia cuerpos hídricos, representando una amenaza al ecosistema acuático, debido a que, por sus características de coeficiente de absorción molar grande (aproximadamente de $8.4 \times 10^4 \text{ Lmol}^{-1}\text{cm}^{-1}$ a 664 nm), disminuye la solubilidad del oxígeno y la penetrabilidad de la luz solar; en consecuencia, afecta procesos fotosintéticos, reduce la diversidad y la estética del lugar (Khan et al., 2022). Dicho de otra manera, no solo afecta a los seres humanos, sino que también al ecosistema acuático.

Así mismo, el AM es ampliamente utilizado en el campo de la química, biología, industrias del teñido y medicina (Mzinyane, 2024) ,en este último para tratar anemia, malaria y el esófago de Barrett (trastorno donde el revestimiento

del esófago presenta daño por el ácido gástrico). Denotando que, bajo prescripción médica su consumo es seguro, en cambio, su ingesta por agua contaminada es riesgoso para la salud (Dao et al., 2020; Khan et al., 2022; Oladoye et al., 2022).

2.4 Tratamiento aplicado a aguas contaminadas por colorantes

Las aguas residuales procedentes de las industrias textiles contienen diferentes colorantes y compuestos químicos que generan una preocupación ambiental; además, del impacto generado en la biota lacustre y la salud humana causado por las características de dichos compuestos, se suma la presencia de metales pesados necesarios en la producción de pigmentos para la tinción de textiles (Al-Tohamy et al., 2022).

En el proceso de teñido, es donde se genera la mayor cantidad de agua coloreada, pues durante el proceso se sumerge la tela en una solución del colorante; sin embargo, aproximadamente el 30 % del total del tinte aplicado no se fija por completo (Adane et al., 2021; Kumar et al., 2021).

En particular, las industrias textiles usan ampliamente los colorantes sintéticos, los cuales no son fáciles de remover de las aguas residuales. Por lo cual, investigaciones recientes se han enfocado en buscar tecnologías eficientes para su tratamiento. Algunas de las técnicas para la remoción de colorantes del efluente textil se clasifican en convencionales y alternativos, a continuación, se detallan cada una de éstas.

Los procesos convencionales para la remoción de colorantes son técnicas comúnmente empleadas para la posterior reutilización del agua tratada. Entre los más utilizados son los métodos de tratamiento químico, métodos biológicos y métodos de tratamiento fisicoquímicos (ver **Tabla 4**).

Tabla 4. Procesos convencionales para el tratamiento de aguas residuales de la industria textil.

Métodos químicos			
Método	Descripción	Ventajas	Desventajas
Oxidación electroquímica. (Moradi et al., 2020).	Los radicales hidroxilos ($\cdot\text{OH}$) se forman cuando el agua se oxida en la superficie del ánodo, posteriormente estos reaccionan con los colorantes para formar CO_2 , H_2O y moléculas inorgánicas.	Producción de $\cdot\text{OH}$ sin productos químicos.	Alto consumo de energía y eficiencia dependiente de la selección del ánodo.
Ozono. (Adane et al., 2021; Ismail & Sakai, 2022)	Oxidación de los colorantes con $\cdot\text{OH}$ producidos por la descomposición de ozono.	Alto rendimiento y funciona para diferentes tipos de colorantes.	Es costoso y al agua tratada puede ser toxica para el ecosistema acuático.
Métodos Biológicos			
Método	Descripción	Ventajas	Desventajas
Biodegradación con bacterias. (Adane et al., 2021; Ajaz et al., 2020)	Se aplica enzimas azo-reductasas en condiciones anaeróbicas y así poder remover los colorantes del agua.	Es un proceso económico.	Oxígeno disuelto, pH, temperatura y estructura del colorante.
Biodegradación con hongos. (Adane et al., 2021; Ismail & Sakai, 2022)	Se utilizan cultivos de hongos con el fin de degradar y desmineralizar los colorantes.	Uso en remoción de diferentes tintes y capacidad de adaptar su metabolismo a diferentes cambios ambientales.	Periodos largos de crecimiento, limitaciones de nitrógeno y uso de reactores grandes.
Biodegradación con algas. (Adane et al., 2021)	Consumen el colorante en su crecimiento y los convierten en subproductos no coloreados.	Las algas se encuentran en lagos, ríos y mares, es un método ecológico, con alta eficiencia de adsorción y bajo costo.	El pH, concentración del colorante, temperatura y tiempo de contacto afectan en el proceso de remoción.

Métodos fisicoquímicos

Método	Descripción	Ventajas	Desventajas
Coagulación y floculación. (Adane et al., 2021; Ismail & Sakai, 2022; Sonal & Mishra, 2021)	Consiste en desestabilizar al colorante y formar aglomerados o flóculos, que se sedimentan.	Bajo costo y fácil de operar.	Se producen altas cantidades de lodo, es decir reactivos peligrosos.
Adsorción. (Adane et al., 2021; Ismail & Sakai, 2022; Ul'yabaeva et al., 2019)	Consiste en la separación de los colorantes los cuales se unen a la superficie del adsorbente.	Es económico, tiene alto rendimiento y es versátil.	No degrada la sustancia y se necesita un mantenimiento constante.
Nanofiltración. (Samsami et al., 2020; Suhaim et al., 2022)	Son membranas que eliminan los colorantes por tener un diámetro de poro de 0.2-0.5 nm y su carga.	Poco consumo de energía, bajo costo y durabilidad.	Deposición de materiales no deseados en la membrana.

Por otro lado, los procesos alternativos para la remediación de agua se basan en su mayoría en nuevas tecnologías mediante el uso de coagulantes naturales, procesos de oxidación avanzada y nuevos adsorbentes; se diferencian de los convencionales por ser novedosos, eficientes, prácticos, tener un menor costo y ser respetuosas con el medio ambiente (ver **Tabla 5**).

Tabla 5. Procesos alternativos para el tratamiento de aguas residuales de la industria textil.

Coagulación			
Método	Descripción	Ventajas	Desventajas
Coagulantes Naturales. (Kristianto et al., 2019; Prabhakaran et al., 2020)	Se utilizan coagulantes derivados de plantas	Es respetuoso con el medio ambiente, es barato y la eficiencia no depende del pH	Se requiere realizar un tratamiento adicional a los coagulantes naturales para eliminar los componentes orgánicos
Oxidación Química Avanzada			
Método	Descripción	Ventajas	Desventajas
Fenton. (Ismail & Sakai, 2022; Samsami et al., 2020)	Se degradan los colorantes al mezclar una sal soluble de hierro (II) y peróxido (H ₂ O ₂)	Tiene un alto rendimiento y funciona para casi todos los colorantes	Se usan muchos químicos y solo funciona en soluciones acidas

Foto-fenton. (Rodriguez Calderon & Soto Olor tico, 2019)	Oxidación de los colorantes con hidroxilos producidos de la reacción de Fe ²⁺ con H ₂ O ₂ y reducción de Fe ³⁺ con luz UV	Tasa alta de eliminación de colorantes y no genera subproductos tóxicos	Se requiere control de pH, temperatura concentración de hierro, peróxido de hidrogeno e intensidad de rayos ultravioleta
--	---	---	--

Adsorbentes Naturales

Tipo	Ejemplos	Ventajas	Desventajas
Adsorbentes de desechos agrícolas. (Asaf et al., 2021; Crino et al., 2019)	Se utilizan mazorcas de maíz, cascaras de naranja, semillas de papaya, cascara de coco, cebada, entre otros	Son baratos y se dispone de ellos fácilmente	Su propiedad de adsorción depende del material utilizado.
Adsorbentes de desechos industriales. (asurar et al., 2021; crina et al., 2019)	Se utiliza lodo rojo, cenizas volátiles, lodos de hidroxilos metálicos.	El material es barato y se tiene disponibilidad	Su propiedad de adsorción va a depender del material utilizado.
Adsorbentes de origen natural. (Asaf et al., 2021; crino et al., 2019; Valladares Cisneros et al., 2019)	Se utilizan materiales de sílice mesoporosos, arcillas, piedras volcánicas, materiales de origen biológico	Respetuosos con el medio ambiente y es relativamente barato	El pH afecta en su propiedad de adsorción

2.5 Procesos de adsorción

El proceso de adsorción es un fenómeno de superficie, puesto que, el adsorbato se adhiere a la superficie del adsorbente, es decir, el adsorbato no debe de penetrar la superficie del adsorbente. En este caso, el adsorbato es un ion o una molécula y el adsorbente es un material que se utiliza para su adsorción (Rathi & Kumar, 2021; Sahoo & Prelot, 2020) (ver **Figura 2**).

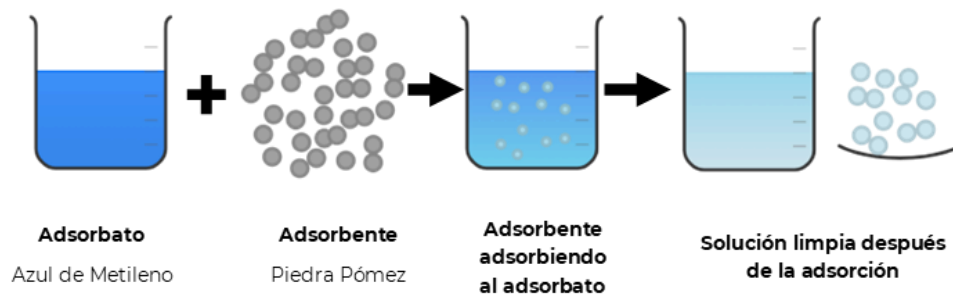


Figura 2. Ejemplo del proceso de adsorción de Azul de Metileno, empleando piedra pómez.

Los procesos de adsorción se clasifican en dos, según su naturaleza de interacción: química (quimisorción) o física (fisisorción). La *quimisorción* ocurre cuando el adsorbato y los sitios de la superficie se unen a través de enlaces covalentes; estos enlaces químicos causan que la interacción entre el adsorbente y el adsorbato sea irreversible, con una alta energía de interacción, enlaces químicos fuertes ≥ 100 kJ/mol y estable a temperaturas altas. La *fisisorción* o *adsorción física* es un fenómeno reversible mediante calentamiento, tiene un bajo valor de adsorción entre 15 y 30 kJ/mol, la adsorción es estable a temperaturas inferiores a 150 °C y se caracteriza por tener menor energía de interacción; a causa de que, el adsorbato se une a la superficie del adsorbente mediante fuerzas débiles de Van Der Waals, donde no existe intercambio de electrones (Sahoo & Prelot, 2020) (ver **Figura 3**).

La quimisorción es más lenta que la fisisorción, dado que en esta se generan monocapas en la superficie del adsorbente, mientras que en la fisisorción pueden ocurrir multicapas (Rathi & Kumar, 2021).

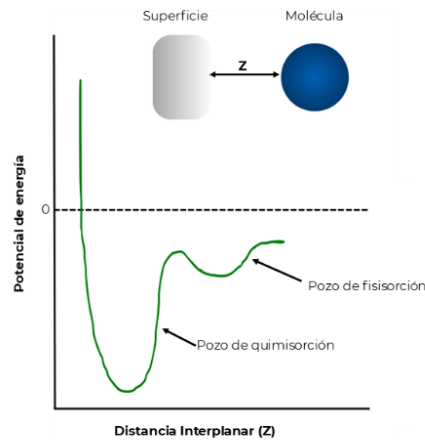


Figura 3. La energía de formación de un enlace químico en un sólido se puede observar en un diagrama de Leonard-Jones (Sahoo & Prelot, 2020).

2.6 Isotermas de adsorción

Las isotermas de adsorción describen la interacción entre el adsorbato y el adsorbente. La información obtenida es utilizada para analizar las capacidades del adsorbente y el fenómeno de adsorción. Los modelos de adsorción más usados en la remoción de contaminantes son los modelos de isotermas *Langmuir* y *Freundlich* (Tejeda-Mansir et al., 2011).

En la isoterma de *Langmuir*, el adsorbente y el adsorbato se encuentran en equilibrio, así mismo, esta isoterma se compone de cuatro supuestos:

- 1) La superficie del adsorbente es homogénea, es decir, todos los sitios de unión son energéticamente iguales,
- 2) El proceso de adsorción solo se forma una monocapa,
- 3) No existe ninguna interacción entre las moléculas adsorbidas y
- 4) Por último, la desorción es proporcional a la superficie del adsorbente que se cubre (Sao & Pelote, 2020).

La expresión de la isoterma de *Langmuir* se representa con la **Ecuación 1**.

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \rightarrow \frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m K_L C_e}, \quad \text{Ec. (1)}$$

Ecuación 1. Isooterma de *Langmuir* en su forma no lineal y lineal.

Donde:

C_e : es la concentración de adsorbato en equilibrio (mg/L),
 q_m : es la cantidad de moléculas adsorbidas en la superficie del adsorbente y la capacidad máxima de adsorción (mg/g),
 K_L : es la constante de Langmuir (L/mg).

La isoterma *Freundlich* ocurre en multicapa por lo que es reversible en una superficie heterogénea. Los sitios de adsorción cuentan con diferente energía de enlace y sigue una ecuación exponencial, **Ecuación 2**.

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \rightarrow \ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e, \quad \text{Ec. (2)}$$

Ecuación 2. Isooterma de Freundlich en su forma no lineal y lineal.

Donde:

C_e : es la concentración en equilibrio del adsorbato (mg/L),
 K_F : es la constante de Freundlich,
 n : constante de intensidad de adsorción (Sahoo & Prelot, 2020).

Finalmente, para el análisis de los datos experimentales de equilibrio, primero se calcula la capacidad de adsorción en equilibrio (q_e), mediante la **Ecuación 3**. Este parámetro es fundamental, ya que cuantifica la cantidad de colorante adsorbido por unidad de masa del adsorbente (mg/g) y sirve como base para el ajuste de los modelos de isotermas de Langmuir y Freundlich.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad \text{Ec. (3)}$$

Ecuación 3. Cantidad de colorante adsorbido.

Donde:

C_0 : Concentración inicial

C_e : concentración en equilibrio,
 V : volumen total (L),
 m : masa del adsorbente (g).

2.7 Cinética de adsorción

La cinética de adsorción proporciona información como el mecanismo de adsorción y su velocidad (GÜNEŞ, 2023). En este estudio se utilizará tres modelos cinéticos: *Lagergren* o de primer orden (PPO), de segundo orden (PSO) y difusión intrapartícula (DPI). El primero, habla de una adsorción física y está dada por la

Ecuación 4:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t, \quad \text{Ec. (4)}$$

Ecuación 4. Modelo cinético de *pseudo-primer* orden.

Donde:

q_e : es la cantidad adsorbida por gramo de adsorbente en equilibrio (mg/g),
 q_t : cantidad adsorbida a un tiempo determinado (mg/g),
 t : es tiempo (min),
 k_1 : es la constante de velocidad (min^{-1}).

Así mismo, al graficar, $\ln(q_e - q_t)$ frente a t en línea recta y obtener R^2 cercano a 1 se confirma su fiabilidad (Gupta et al., 2025; Kaur et al., 2025). En cuanto el modelo cinético de segundo orden indica una adsorción química y su ecuación es la siguiente:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}, \quad \text{Ec. (5)}$$

Ecuación 5. Modelo cinético de *pseudo-segundo* orden.

Donde:

k_2 : es la constante de velocidad (min^{-1}) y se grafica t/q_t frente t . De igual manera, si R^2 es cercano a 1 confirma su validez (GÜNEŞ, 2023; Gupta et al., 2025).

Finalmente, el modelo de difusión intrapartícula se expresa matemáticamente en la **Ecuación 6**, este proporciona información sobre el espesor de la capa limitante. Además, si C es positivo, existe un efecto en la capa limitante, en cambio si C es negativo indica que la capa limitante no tiene efecto en la velocidad de adsorción. Así mismo, cuando C tiene valores altos implica que la superficie del adsorbente contribuye significativamente al proceso de adsorción (Onyango et al., 2024).

$$q_t = k_{id}t^{1/2} + C \quad \text{Ec. (6)}$$

Ecuación 6. Difusión intrapartícula.

Donde:

k_{id} : constante de velocidad de difusión intrapartícula,
C: intersección de la gráfica y refleja el efecto de la capa limitante.

2.8 Piedra pómez como remediadora de agua

La piedra pómez (PP) se forma de las erupciones volcánicas, tiene una densidad baja y una alta porosidad, esta última propiedad se debe al enfriamiento rápido de la lava causado por el choque del viento y temperatura del ambiente. Además, los poros de la PP no están conectados entre sí y pueden variar de tamaño desde nanométrico hasta macrométrico (Bahtiyari et al., 2024; Rashad, 2021).

Por otro lado, químicamente se compone principalmente de dióxido de silicio (SiO_2) entre el 60-75 %, lo que vuelve a la PP más ligera y con más capacidad abrasiva; el segundo componente más abundante es el óxido de aluminio (Al_2O_3) entre 13-17 % que le proporciona a la PP buena resistencia térmica, sin embargo,

también contiene Fe_2O_3 , CaO , MgO , Na_2O , K_2O , TiO_2 y SO_3 (Bahtiyari et al., 2024; Rashad, 2021). Algunas otras de sus propiedades físicas y químicas son mencionadas en la **Tabla 6**.

Tabla 6. Propiedades físicas de la PP.

Propiedades de la piedra pómez	
Porosidad	85 %
pH	7 (según la norma ISO 10390)
Punto de fusión	1343.33 °C
Dureza	Entre 5 y 6 (Escala de Mohs)
Densidad	Baja (aproximadamente de 0.5 - 2 g/cm ³)
Área superficial específica	Entre 1.0 y 5.0 m ² /g

Fuente: Alraddadi & Assaedi (2021); Rashad (2021); Soleimani et al. (2019).

Otro rasgo importante de la PP es que adquiere características ácidas o básicas según su contenido de sílice; comúnmente, las piedras que tienen un color blanco o blanco más sucio son ácidas, a su vez tienen menor densidad y dureza que las básicas (Bağiran et al., 2020).

La PP al ser un material abrasivo es usado para darle un aspecto de desgaste y viejo a las prendas de mezclilla, este proceso se lleva a cabo con la lavadora cargada de piedras y las prendas, lo cual se conoce como “lavado a la piedra o *stone*”; sin embargo, estos lavados ocasionan que se desprendan los colorantes empleados en el teñido los cuales van al efluente de agua residual de las industrias textiles. En particular, la industria textil utiliza PP ácidas porque estas no dañan a la prenda (Bahtiyari et al., 2024).

Cabe señalar que la PP al ser una piedra altamente porosa es un adsorbente ideal para remover sustancias inorgánicas de las aguas residuales de las industrias textiles, ya sea en su forma natural o modificada (Bağiran et al., 2020).

2.9 Técnicas de caracterización de la PP

2.9.1 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)

La Microscopía Electrónica de Barrido MEB o SEM (Scanning Electron Microscopy), es una técnica de caracterización diseñada para análisis morfológico y de composición (Hidayanti & Harnovan, 2020).

El SEM consta de un haz de electrones de alta energía el cual se genera al calentar un filamento comúnmente de tungsteno; seguido de esto el haz de electrones se demagnifica para reducir su diámetro mediante dos o tres lentes condensadoras electromagnéticas, después las bobinas de deflexión mueven el haz de electrones para escanear el área superficial seleccionada de la muestra. Además, cuando el haz de electrones interacciona con la superficie de la muestra ocurren varias interacciones físicas (Ali et al., 2023; Ural, 2021), como (ver **Figura 4**):

1. **Electrones retrodispersados (BSE)**: Son electrones que se reflejan en la interacción elásticas entre el haz de electrones y la muestra, los cuales sirven para ver contrastes composicionales de los elementos presentes en la muestra.
2. **Electrones secundarios (SE)**: Son electrones de energía relativamente baja provenientes de los átomos de la muestra, los cuales son generados de colisiones inelásticas, y son útiles para investigar la topografía de la muestra.

3. **Los electrones de Auger:** estos electrones se emiten cuando los átomos están excitados y liberan energía, la cual es única para cada elemento químico; estos ayudan a saber la composición elemental de muestra.
4. **Rayo-X característico:** El haz de electrones desplaza a un electrón de la capa interna de un átomo, seguido de esto un electrón de la capa de valencia superior ocupa su lugar, lo que genera una pérdida de energía en forma de un fotón de Rayos-X. Estos ayudan a investigar los elementos químicos específicos de la muestra.

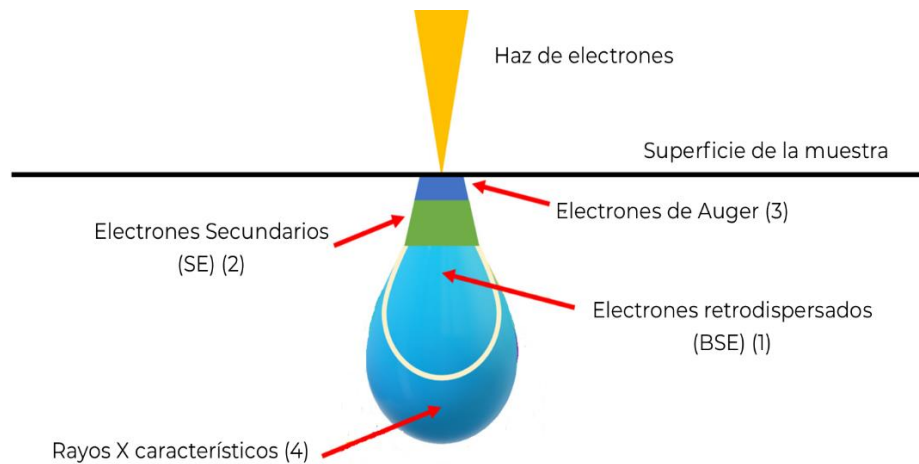


Figura 4. Niveles de penetración de los electrones a través de la superficie de la muestra (Ali et al., 2023).

Por otro lado, las señales producidas por los electrones y Rayos-X son recolectadas por diferentes detectores y convertidas en señales eléctricas; finalmente una computadora se alimenta de estas señales y construye una imagen digital (Ali et al., 2023; Hidayanti & Harnovan, 2020; Ural, 2021).

2.9.2 Espectroscopía de Rayos-X de energía dispersiva (EDS)

La Espectroscopía de Rayos-X de Energía Dispersiva (EDS, por sus siglas en inglés) es una técnica de caracterización utilizada para detectar la fracción de masa de cada elemento en una muestra.

El EDS habitualmente se integra al SEM por lo que comparten el mismo haz de electrones. Asimismo, los electrones del haz pueden interactuar con los de la capa interna del átomo y sacarlos de su órbita; a causa de esto los electrones de las capas externas ocupan los lugares vacantes de las capas internas y se libera un Rayo-X característico; señal que es detectada y permite realizar un análisis elemental semicuantitativo.

Además, los datos obtenidos por el EDS se muestran en una gráfica, donde el eje y es la intensidad en conteos y el eje x la energía de los Rayos-X en keV; por lo que cada elemento tiene un pico de energía de Rayos-X único (Alqaheem & Alomair, 2020; Goldstein et al., 2018).

2.9.3 Espectrometría de Fluorescencia de Rayos-X (XRF)

La fluorescencia de Rayos-X es una técnica analítica que se puede utilizar para determinar la composición química de una amplia variedad de tipos de muestras, entre los que se encuentran sólidos, líquidos, lodos y polvos sueltos (Jenkins, 1999). Esta puede analizar elementos desde berilio (Be) hasta uranio (U) en gamas de concentración de un 100 % a niveles sub-ppm.

El XRF es un método de emisión atómica, similar a la espectroscopía de emisión óptica (OES, del inglés "Optical Emission Spectroscopy"), al plasma de acoplamiento inductivo (ICP, del inglés "Inductive Coupling Plasma") y al análisis de activación de neutrones (espectroscopía gamma). Estos métodos permiten medir la longitud de onda y la intensidad de la "luz" (Rayos-X en este caso) emitida por átomos energizados en la muestra (Skoog et al., 2018).

Por otra parte, la técnica de XRF consiste en irradiar una muestra con Rayos-X primarios para posteriormente analizar el espectro de Rayos-X secundarios emitidos por la muestra. Estos Rayos-X se generan en un tubo a alto vacío, llamado tubo de Rayos-X, los cuales bombardean la muestra y cuando este rayo impacta un electrón de las capas internas del átomo, lo expulsa; causando inestabilidad en el átomo por lo que un electrón de una capa externa cae para llenar el hueco vacío, emitiendo un Rayo-X característico, dado que la capa externa tiene más energía que la interna y al caer ese electrón libera energía en forma de un fotón de Rayos-X, lo que se conoce como Florescencia de Rayos-X (Acquafredda, 2019; Marguá et al., 2022; Van Grieken & Markowicz, 2002) (ver **Figura 5**).

Como resultado, la diferencia de energía entre las capas electrónicas es única para cada elemento químico, es decir el Rayo-X emitido es como una huella dactilar. Por lo tanto, permite al equipo identificar y cuantificar los elementos presentes en la muestra (Acquafredda, 2019).

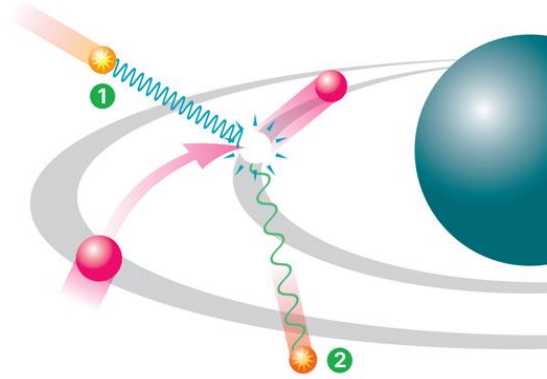


Figura 5. Ejemplo del proceso de fluorescencia de Rayos-X (XRF): 1) Fotón entrante 2) Fotón característico (Van Grieken & Markowicz, 2002).

2.9.4 Difracción de Rayos-X (XRD)

La Difracción de Rayos-X (o XRD, por sus siglas en inglés), proporciona información importante como la identificación de fases, la pureza del material y el tamaño de los cristales (Holder & Schaak, 2019).

En cuanto a la instrumentación, el difractómetro consta de un tubo de Rayos-X (1) como fuente de radiación, seguido de rendijas de divergencia (2) que coliman el haz para que solo los rayos con la trayectoria adecuada incidan sobre la muestra (3). Además, la fuente y el detector se desplazan a lo largo del círculo del goniómetro (4). Así mismo, la interacción de los rayos incidentes con la muestra genera un haz difractado que atraviesan las rendijas de antidisipación y colectores (5), las cuales solo permiten el paso de las señales que satisfagan la Ley de Bragg. Finalmente, los fotones son captados por un detector (6) que convierte la energía radiante en señales eléctricas, las cuales son procesadas por un software para generar un difractograma (Doménech-Carbó & Osete-Cortina, 2016; Gond et al., 2021), ver **Figura 6**.

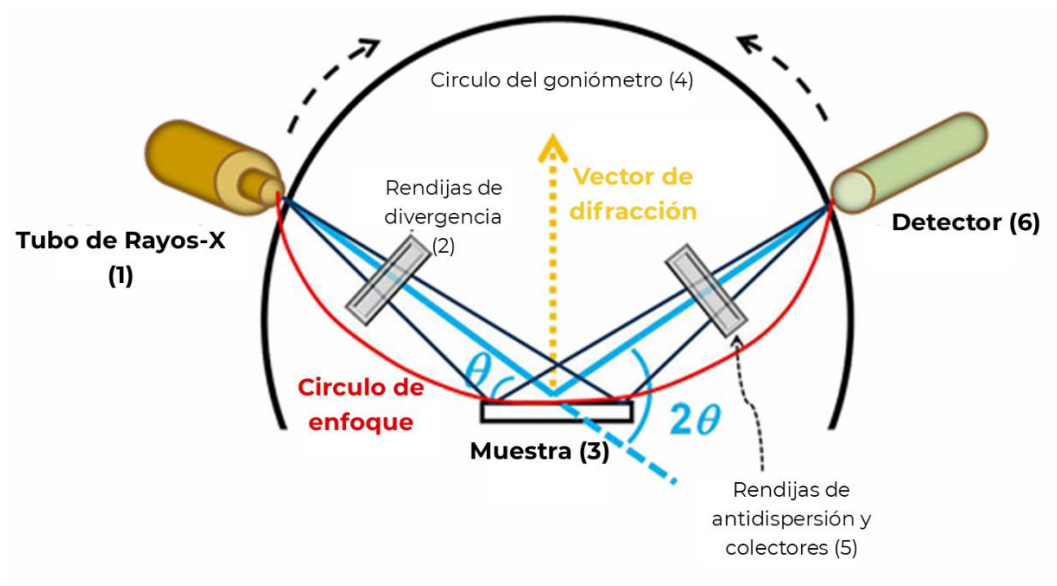


Figura 6. Difractómetro de Rayos-X (Doménech-Carbó & Osete-Cortina, 2016).

Por otra parte, la Ley de Bragg parte del principio que los cristales están organizados en planos atómicos definidos por los índices de Miller ($h k l$), separados por una distancia interplanar d . Así mismo, la difracción ocurre cuando los Rayos-X inciden sobre estos planos y sufren una reflexión, donde el ángulo del haz incidente es igual al haz difractado correspondiente al plano de la red (**Figura 7**). Dado que la difracción es una interferencia constructiva, esta solo se presenta cuando la diferencia de trayectoria entre los rayos dispersados es igual al número entero de longitudes de onda ($n\lambda$), cumpliendo la condición geométrica de Bragg (Ameh, 2019) (**Ecuación 7**).

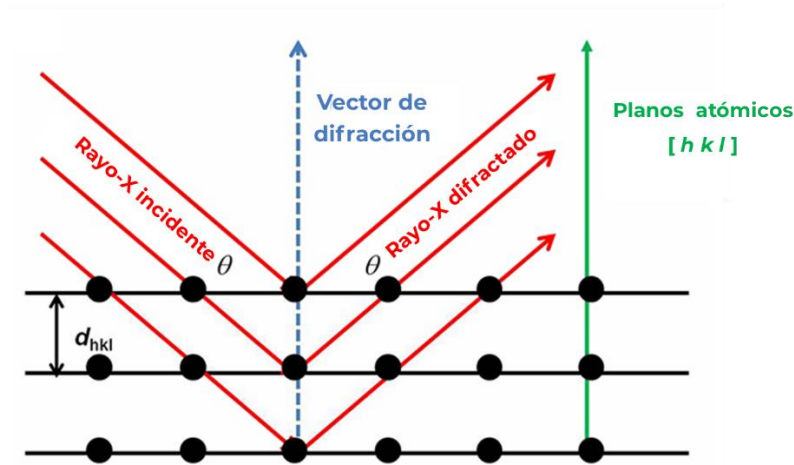


Figura 7. Esquema de la Ley de Bragg (Doménech-Carbó & Osete-Cortina, 2016).

$$n\lambda = 2d_{hkl} \sin \theta_{hkl} \quad \text{Ec. (7)}$$

Ecuación 7. Ley de Bragg.

Donde:

n : un número entero que representa el orden de reflexión,
 λ : longitud de onda de Rayos-X incidentes,
 d_{hkl} : distancia interplanar entre los planos atómicos,
 θ_{hkl} : ángulo de incidencia.

A su vez, cuando los Rayos-X inciden sobre los átomos de la muestra, interactúan con sus electrones produciendo una dispersión de ondas que interfieren entre sí de forma destructivas o constructivas en diferentes direcciones, por lo tanto, si se produce una interferencia constructiva el material tiene una disposición ordenada en su estructura atómica; en cambio cuando las ondas se anulan es una interferencia destructiva debido al desorden estructural (Ali et al., 2022; Ameh, 2019).

Así mismo, existe una relación inversa entre los patrones de difracción y la periodicidad (disposición atómica); esto se debe a que, la difracción a ángulos

pequeños se asocia a distancias interatómicas más largas, mientras que a ángulos grandes corresponden a distancias cortas (Ali et al., 2022).

Por otro lado, los difractogramas de muestras amorfas se observa la ausencia de disposición periódica, manifestada como un halo amorfo; en cambio cuando un material es cristalino se muestran varios picos, de los cuales se extrae información como forma y tamaño de la celda unitaria de acuerdo con la posición del pico, mientras que su intensidad indica la posición atómica en la celda (Ali et al., 2022; Murthy & Minor, 1990).

2.9.5 Espectroscopía FT-IR

La Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier o Espectroscopía FT-IR (Fourier Transform Infrared Spectroscopy) es una técnica que obtiene el espectro infrarrojo de absorción o emisión de un sólido, líquido o gas, para identificar los grupos funcionales del material (Fadlelmoula et al., 2022).

Por otro lado, el FT-IR se basa en la interacción de la radiación electromagnética con los momentos dipolares de las moléculas; es decir, un material absorbe luz infrarroja, solo si la vibración de sus enlaces genera un cambio neto en su dipolo eléctrico. Físicamente, esto se describe mediante el modelo de oscilador armónico, donde la frecuencia de absorción está determinada por la fuerza de enlace químico y la masa de los átomos (Beć et al., 2022).

En cuanto a su funcionamiento, este utiliza un interferómetro de Michelson (compuesto por un divisor de haz, un espejo fijo y un espejo móvil, ver **Figura 8**), el cual envía a la muestra un haz de luz policromática que abarca un intervalo de frecuencias en la región del infrarrojo medio, típicamente de 4000 cm^{-1} a 400 cm^{-1} . Además, el espejo móvil se desplaza dentro del sistema con el fin de generar diversas combinaciones de frecuencias, después un detector registra la intensidad de luz resultante en un gráfico llamado interferograma (Ver **Figura 9**)(Alqaheem & Alomair, 2020; Beć et al., 2022; Fadlelmoula et al., 2022).

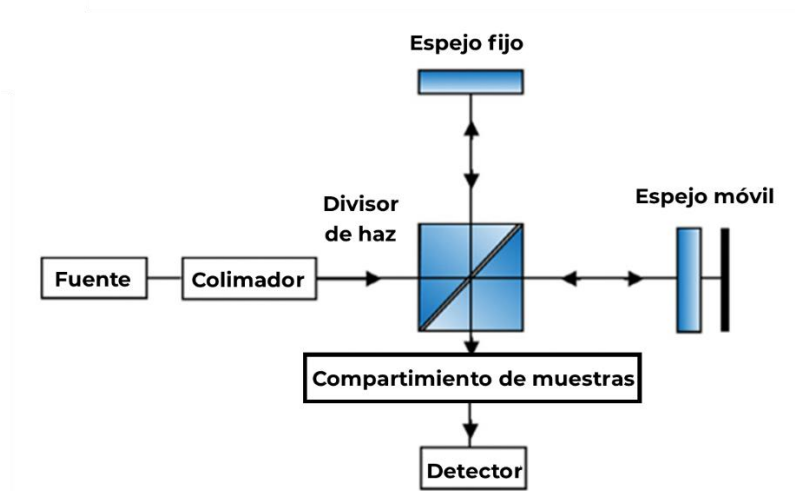


Figura 8. Diagrama esquemático de un espectrofotómetro de FT-IR (Beć et al., 2022).

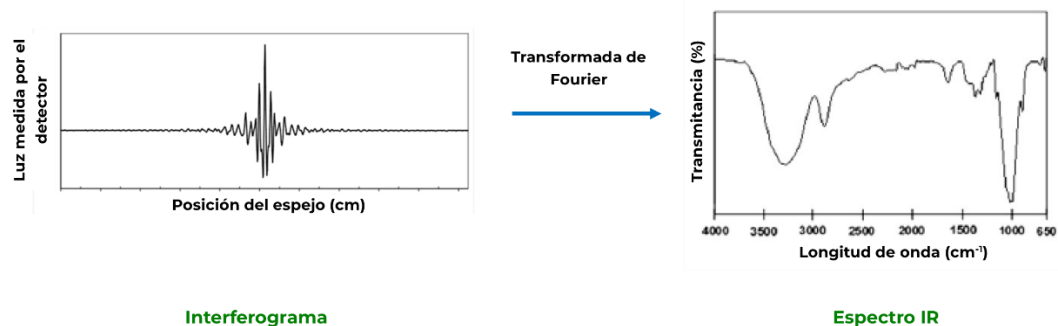


Figura 9. Procesamiento de la señal mediante la Transformada de Fourier (Alqaheem & Alomair, 2020; Fadlelmoula et al., 2022).

Finalmente, se utiliza un modelo matemático llamado la Transformada de Fourier para convertir los datos a un espectro IR, el cual es la huella digital única del material. Además, este espectro permite realizar un análisis cualitativo para identificar los grupos funcionales de la molécula según el número de onda que absorban (Alqaheem & Alomair, 2020; Fadlelmoula et al., 2022).

2.9.6 Potencial Z (ζ)

El Potencial Z (ζ) es un parámetro que mide la carga neta superficial de las partículas sólidas, las cuales se encuentran en una dispersión coloidal (Lunardi et al., 2021). Cuando se tienen medios acuosos, las dispersiones coloidales cuentan con una carga eléctrica, la cual se desarrolla en la superficie de la partícula, de manera que afecta la distribución de los iones que se encuentran en su área circundante. Además, las partículas cargadas causan un aumento de iones de carga opuesta (contraiones) cerca de su superficie, en consecuencia, este fenómeno genera la formación de la *doble capa eléctrica*. Esta capa cuenta con una zona interna, la cual se llama *capa de Stern* en donde los contraiones están fuertemente unidos; por otro lado, en la zona externa están los iones menos asociados a la partícula llamada *capa difusa* o de *Gouy-Chapman*. Así que, cuando hay un campo eléctrico externo no solo la partícula se mueve sino los iones ubicados en los límites de la capa de Stern y la capa difusa; por otro lado, los iones que se encuentran más allá de este límite permanecen en el *plano de desplazamiento*. Finalmente, el potencial en este límite es el ζ (Ferreyra Maillard et al., 2021) (ver **Figura 10**).

Para obtener el valor de ζ de una muestra, se requiere aplicar un voltaje entre dos electrodos a la celda que contiene la dispersión de esta, como resultado las partículas cargadas son atraídas al electrodo de carga contraria y se mide la movilidad electroforética (movimiento de las partículas coloidales cargadas sumergidos en un líquido sometidas a un campo eléctrico externo (Ferreyra Maillard et al., 2021)), para después calcular ζ . En el caso de que el valor de ζ sea de aproximadamente ± 30 mV indican que las partículas tienen una buena estabilidad (Ferreyra Maillard et al., 2021; Lunardi et al., 2021).

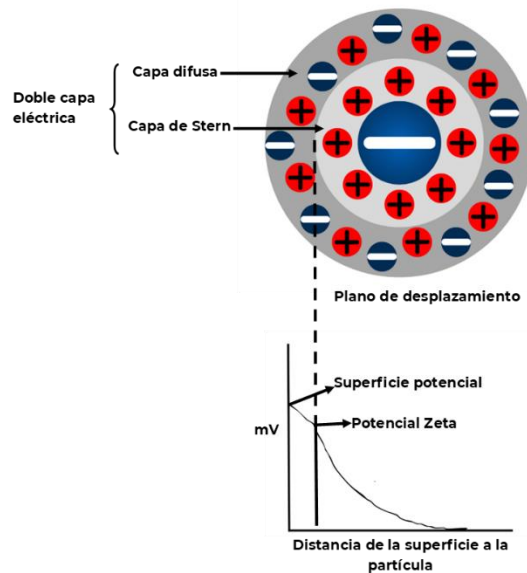


Figura 10. Representación esquemática de la doble capa eléctrica que rodea a la partícula suspendida en un medio acuoso (Ferreyra Maillard et al., 2021).

2.9.7 Dispersión de Luz Dinámica (DLS)

La Dispersión Dinámica de la Luz (DLS, por sus siglas en inglés) es una técnica que cuantifica el movimiento browniano de las partículas individuales en un disolvente con el objetivo de analizar el tamaño de éstas (Falke & Betzel, 2019).

En cuanto a su funcionamiento el DLS utiliza un láser de luz visible, donde la luz es dispersada por las partículas de la muestra y cuantificado continuamente con un detector de conteo de fotones, sin embargo, el número de fotones que golpean el detector fluctúa con el tiempo, a causa del movimiento Browniano de las partículas (ver **Figura 11**). Esto se debe, al movimiento térmico (nombre físico del movimiento Browniano) de los objetos en dispersión, el cual causa una reorganización espacial en escalas de micro y nanosegundos, produciendo una señal fluctuante que permite determinar el coeficiente de difusión (D_p), que es inversamente proporcional al tamaño de las partículas (Falke & Betzel, 2019) (**Ecuación 8**):

$$D_p = \frac{k_B T}{3\pi\eta r_h} \quad \text{Ec. (8)}$$

Ecuación 8. Ecuación de Stokes-Einstein.

Donde:

T : temperatura se mantiene constante,
 η : viscosidad de la muestra es conocida,
 k_B : constante Boltzmann,
 r_h : radio hidrodinámico de una partícula esférica correspondiente.

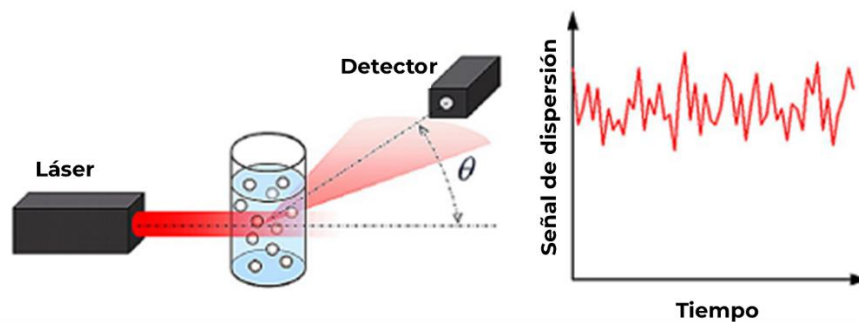


Figura 11. Principio de DLS: Consiste en medir en un ángulo definido, la luz dispersada por partículas iluminadas con un láser. La fluctuación de la señal de dispersión refleja el movimiento browniano; al capturar estos cambios en escalas de microsegundos, el equipo puede calcular la velocidad de difusión y con el ello, el tamaño hidrodinámico de las partículas (Falke & Betzel, 2019).

2.9.8 Método de Brunauer-Emmett-Teller (BET)

El método de Brunauer-Emmett-Teller BET (BET, por sus siglas en inglés) es utilizado para medir el área superficial específica de materiales poroso con alta precisión. Esta propiedad es importante para determinar el comportamiento del material en aplicaciones como catálisis, adsorción y reacciones químicas (Irwansyah et al., 2024).

El BET se basa en el principio de adsorción de moléculas de un gas (los gases utilizados en el sondeo no reaccionan químicamente con la superficie del adsorbente) en la superficie de un sólido. Cuando el gas (comúnmente nitrógeno) entra en contacto con el material, se adhiere a su superficie por fuerzas de atracción, formando una monocapa, sin embargo, a medida que aumenta la presión del gas, da lugar a un fenómeno de adsorción en multicapas (Irwansyah et al., 2024; Nasrollahzadeh et al., 2019).

Además, se mide la cantidad de gas adsorbido en cada presión, con el fin de utilizar estos datos para trazar la isoterma de BET, un gráfico de la cantidad de gas adsorbido frente a la presión relativa (P/P_0), donde P es la presión en equilibrio y P_0 es la presión de vapor saturado de gas adsorbido (Irwansyah et al., 2024).

Por otra parte, según la clasificación de la Union Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC), existen ocho tipos de isotermas que permiten identificar el comportamiento de los materiales según su porosidad (ver **Figura 12**):

- Tipo I (a): describe adsorbentes microporosos con tamaño de poro inferior a 1 nm.
- Tipo I (b): materiales con microporos más anchos inferiores a 2.5 nm.

- Tipo II: representa una adsorción en multicapas. El punto B indica el fin de la monocapa.
- Tipo III: la adsorción permanece baja a presiones bajas, pero aumenta a presiones altas.
- Tipo IV (a): adsorbentes mesoporosos con poros anchos superiores a 4 nm y se muestra un ciclo de histéresis.
- Tipo IV (b): materiales mesoporosos cilíndricos y cónicos con diámetros de poro inferiores a 4nm, sin embargo, el ciclo de histéresis desaparece.
- Tipo V: se asemeja a la Tipo III debido a las interacciones débiles entre el adsorbente y el adsorbato; además, a valores altos de P/P_0 se produce una agrupación molecular.
- Tipo VI: representa una adsorción capa por capa en una superficie uniforme y no porosa (Irwansyah et al., 2024; Rahman et al., 2021).

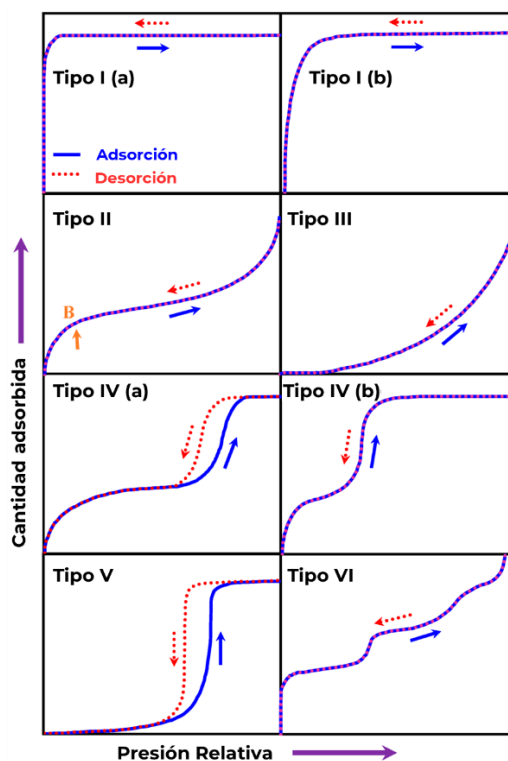


Figura 12. Clasificación de isothermas de fisorción según la IUPAC (Rahman et al., 2021).

2.10 Análisis de remoción de AM

2.10.1 Espectroscopía UV-Vis

La Espectroscopía Ultravioleta-Visible o Espectroscopía UV-Vis, es una técnica de caracterización analítica que mide la intensidad de la luz en longitudes de onda, λ , típicamente de 190-800 nm (UV de 190-400 nm y Vis de 400-800 nm) (Akash & Rehman, 2020; Picollo et al., 2019).

Además, la espectroscopía UV-Vis funciona con el principio de absorción de la luz, la cual es proporcional a la cantidad de analito en la muestra, es decir, a más concentración de analito en una solución muestra causara que la absorción de la luz aumente linealmente y la transmisión de la luz disminuya

exponencialmente. En particular, la absorción dependerá de la configuración electrónica de los cromóforos presentes en las moléculas del analito (Akash & Rehman, 2020).

Por otro lado, después de la absorción de energía luminosa los fotones interactúan con la nube electrónica de las moléculas, ocasionando una transición electrónica hacia estados de mayor energía (Akash & Rehman, 2020; Picollo et al., 2019).

En cuanto a la representación gráfica de esta interacción es el espectro de UV-Vis, el cual relaciona la Absorbancia (A) frente a la longitud de onda (λ); basándose en la Ley de Lambert-Beer (**Ecuación 9**), que establece que la absorbancia aumenta linealmente con la concentración del analito. En resumen, este espectro permite identificar la sustancia mediante su máximo de absorción (λ_{\max}) y determinar su concentración de manera cuantitativa (Ver **Figura 13**) (Akash & Rehman, 2020; Guo et al., 2020; Picollo et al., 2019; Wang & Chu, 2013).

$$A = \log_{10}(I_0/I) = \varepsilon cL \quad \text{Ec. (9)}$$

Ecuación 9. Ley de Lambert-Beer

Donde:

A : absorbancia,
 I_0 : intensidad de la luz incidente,
 I : intensidad de la luz transmitida,
 ε : coeficiente de absorptividad molar,
 c : concentración molar,
 L : longitud recorrida a través de la muestra.

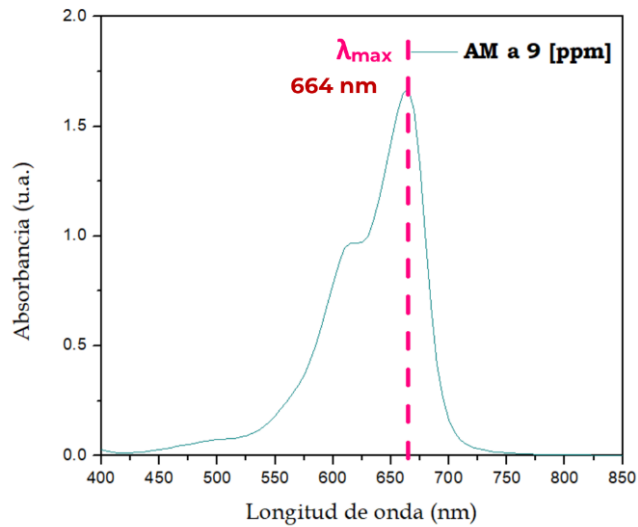


Figura 13. Espectro de UV-vis del AM.

3. Justificación

La contaminación del agua es un tema de gran relevancia e interés científico en el mundo, por lo que se ha incentivado la búsqueda de nuevas tecnologías para el tratamiento de aguas residuales que sean eficientes, de bajo costo e inocuas para el medio ambiente. Esto es prioritario ante el impacto de la industria textil, responsable de consumir anualmente 93,000 millones de m³ de agua y del 20 % de la contaminación hídrica global (Dutta et al., 2024; ONU, 2019). Por otra parte, en México, la persistencia de colorantes sintéticos en cuerpos de agua, como el Azul de Metileno (AM) en el río Atoyac (Castro-González et al., 2019; Lozano Morales, 2021), sobrepasa los límites de la *NOM-127-SSA1-1994 (0.50 mg/L)*. Lo anterior evidencia que en técnicas de teñido se pierde hasta el 50 % del colorante, por lo cual se requiere buscar un tratamiento adecuado para

garantizar la seguridad ambiental y la salud humana (Meili et al., 2019; Rorissa et al., 2025).

Sin embargo, aunque existen varios métodos para el tratamiento de efluentes de la industria textil, la mayoría presenta costos elevados y algunas limitaciones técnicas, lo que impulsa a los investigadores a probar alternativas como la adsorción. Esta se ha posicionado como uno de los sistemas más económicos, flexibles, de fácil operación e insensibilidad a la toxicidad de los contaminantes (Meili et al., 2019). En este contexto, el principal desafío es encontrar un adsorbente eficaz; por ello, la elección de la piedra pómez (PP) se justifica no solo por su bajo costo y disponibilidad, sino por su uso en las lavanderías de mezclilla locales de Puebla y Tlaxcala.

Además, la literatura reporta que la remoción de AM con PP presenta una adsorción máxima de hasta 37.79 mg/g (GÜNEŞ, 2023); así mismo la piedra modificada superficialmente con HCl y NaOH ha registrado una adsorción máxima de 15.87 mg/g y 5.89 mg/g, respectivamente (Derakhshan et al., 2013; Prajaputra et al., 2019). Por lo cual, esta disparidad de resultados incentiva a realizar un estudio comparativo que evalúe la PP tanto en su estado prístino (piedra en su estado natural, libre de tratamientos químicos) como modificada con ácidos y una base fuerte, con el fin de estandarizar un adsorbente de alta eficiencia.

Por otra parte, para validar científicamente esta propuesta, es fundamental realizar una serie de caracterizaciones que expliquen los mecanismos de adsorción; como el uso de SEM y EDS esencial para determinar

los cambios morfológicos y la composición química superficial tras las modificaciones; asimismo, XRF y FT-IR que permiten identificar la composición de la PP prístina y el cambio en sus grupos funcionales. Finalmente, la integración de análisis de DLS, potencial ζ y BET se justifica para definir la variación en el tamaño de partícula, la carga superficial y su área específica, asegurando que el adsorbente desarrollado cumpla con los estándares técnicos necesarios para el tratamiento efectivo de efluentes textiles.

4. Hipótesis

La modificación química superficial en la piedra pómez, empleada en las lavanderías de la mezclilla de San Mateo Ayecac, Tlaxcala, potencializará la capacidad de remoción del colorante Azul de Metileno en soluciones acuosas sintéticas preparadas en laboratorio.

5. Objetivos

5.7 Objetivo general

Modificar químicamente la superficie de la piedra pómez, empleada en las lavanderías de la mezclilla de San Mateo Ayecac, Tlaxcala, mediante tratamientos con ácidos y una base fuerte, para evaluar su capacidad de remoción de Azul de Metileno contenido en soluciones acuosas sintéticas y determinar su eficiencia como adsorbente de bajo costo.

5.2 Objetivos específicos

- I. Modificar químicamente la superficie de la PP con soluciones de: ácido clorhídrico (HCl), ácido sulfúrico (H₂SO₄), ácido fosfórico (H₃PO₄) e hidróxido de sodio (NaOH).
- II. Caracterizar las propiedades físicas y químicas de la PP modificada y sin modificar, tales como: morfología (SEM), estructura cristalina (XRD), carga eléctrica superficial (ζ), capacidad de adsorción (BET), determinación de grupos funcionales (FT-IR), y composición química (EDS y XRF).
- III. Evaluar la capacidad de remoción de AM, contenido en soluciones acuosas sintéticas preparadas en laboratorio, empleando la PP modificada y sin modificar.

6. Metodología

Para lograr los objetivos planteados anteriormente, se diseñó la siguiente metodología; en primer lugar, se realizó el acondicionamiento de la PP, mediante un proceso de trituración y tamizaje para obtener diferentes tamaños. Posteriormente, el material fue sometido a una modificación química con distintos ácidos y una base fuerte con el fin de alterar su superficie.

Seguido de esto, se llevó a cabo la caracterización fisicoquímica de la PP prístina y modificada (diámetro = <0.85 mm) mediante las técnicas de SEM, EDS, XRD, FT-IR, potencial ζ , DLS y BET; cabe señalar que, a manera exploratoria, el análisis de XRF únicamente se realizó para la PP natural. Paralelamente, se

hicieron pruebas de adsorción utilizando soluciones sintéticas de AM preparadas en el laboratorio a concentraciones conocidas, cuya cuantificación se determinó mediante espectrofotometría UV-Vis para evaluar la eficiencia de remoción de cada adsorbente.

Finalmente, se realizó un análisis cuantitativo de los datos experimentales mediante la cinética de adsorción e isothermas de Freundlich y Langmuir. Este análisis se centró específicamente en la PP natural y modificada con HCl y NaOH (diámetro = <0.85 mm), ver **Figura 14**.

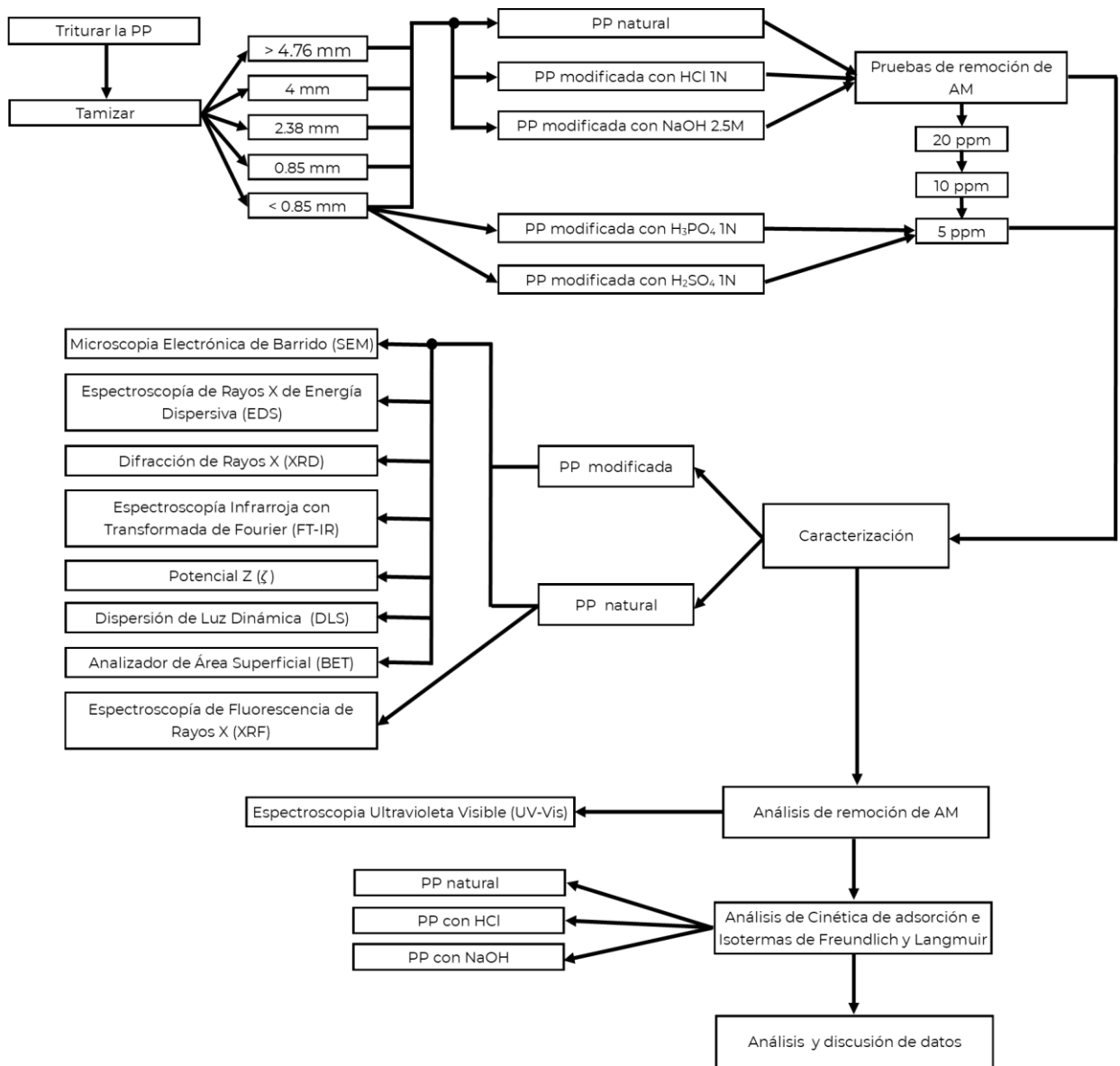


Figura 14. Esquema de metodología propuesta.

Por otra parte, los tamaños de la PP se seleccionaron con base en su disponibilidad después del proceso de molienda y tamizado; para poder hacer una comparación en la remoción de AM. De igual manera, la selección de los ácidos y bases que se utilizaron en la modificación superficial de la PP, se realizó a partir de una revisión y comparación de información dada por investigaciones anteriores, ver **Tabla 7**.

Tabla 7. Comparación de resultados obtenidos en otras investigaciones.

Adsorbente	Adsorbato	q _{max} (mg/g)	Referencia
PP natural	AM	37.79	GÜNEŞ (2023)
PP natural	AM	5.89	Prajaputra et al. (2019)
PP con HCl	AM	15.87	Derakhshan et al. (2013)
PP con NaOH	AM	9.12	Prajaputra et al. (2019)
PP con H ₂ SO ₄	Negro Remazol B	10.00	Soleimani et al. (2023)
PP con H ₃ PO ₄	Negro Remazol B	5.88	Soleimani et al. (2023)
PP con H ₃ PO ₄	Verde Malaquita	4.54	Osouleddini et al. (2020)

Así mismo, se caracterizaron las dos variantes de PP (modificada y sin modificar), eligiendo las técnicas que se mencionan en la **Tabla 8**, mismas que permitieron observar su morfología, estructura cristalina, carga eléctrica superficial, química superficial, composición química y tamaño de partícula.

Tabla 8. Técnicas de caracterización seleccionadas para la PP.

Propiedad física	Método analítico	Equipo analítico
Morfología	Microscopía electrónica	Microscopio electrónico de barrido (SEM)
Composición química	Espectroscopia de Florescencia de Rayos-X (XRF) y Espectroscopia de Energía Dispersiva (EDS)	Espectrómetro de Fluorescencia de Rayos-X (XRF) y Microscopio electrónico de Barrido con un detector EDS
Estructura cristalina	Difracción de Rayos X (XRD)	Difractómetro de Rayos-X de polvos
Química superficial	Espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR)	Espectrofotómetros Infrarrojo
Carga eléctrica superficial	Potencial Z	Analizador de Potencial Z
Tamaño de partícula	Dispersión Dinámica de la Luz (DLS)	Analizador de tamaño de partículas
Capacidad de adsorción	El método B.E.T., desarrollado por Brunauer, Emmett y Teller	Porosímetro

6.1 Acondicionamiento de la piedra pómez

6.1.1 Preparación de las soluciones para modificar la superficie de la PP

Para preparar las soluciones ácidas a 1 N de HCl, H₂SO₄ y H₃PO₄, primero se realizaron los cálculos necesarios para determinar el volumen (mL) de ácido requerido para preparar 1 L de cada solución. La Normalidad (N) se define como el número de equivalentes químicos de soluto por litro de solución, lo cual permite estandarizar la cantidad de iones hidrógeno (H⁺) disponible en la reacción. Los cálculos se realizaron utilizando la siguiente expresión (ver

Ecuación 10):

$$V(\text{mL}) = \frac{\text{Peso equivalente}(\text{g})}{\text{densidad}(\text{g/mL})} \quad \text{Ec. (10)}$$

Ecuación 10. Expresión para determinar los mL de ácido a 1 N.

Posteriormente, para la preparación de las soluciones, se midió el volumen requerido de cada ácido marca Analytyka utilizando una probeta aforada (ver **Tabla 9**), después se vertieron individualmente en diferentes matraces aforados de 1 L y se aforaron con agua desionizada.

Tabla 9. Volumen de ácido empleado en la preparación de soluciones 1 N.

Ácido	Densidad (g/mL)	Volumen (mL)
HCl	1.19	30.64
H ₂ SO ₄	1.84	26.65
H ₃ PO ₄	1.686	19.37

Por otra parte, para preparar la solución de 2.5 M (la Molaridad se define como moles de soluto por litros de solución) de NaOH, en primer lugar, se

realizaron los cálculos necesarios para determinar cuánto NaOH se requirió para preparar esta solución, empleando la siguiente expresión (ver **Ecuación 11**):

$$\text{masa del soluto (g)} = \text{Molaridad} \cdot \text{Volumen (L)} \cdot \text{peso molar (g/mol)} \quad \text{Ec. (11)}$$

Ecuación 11. Expresión para determinar los gramos de soluto a 2.5 M.

En segundo lugar, se pesaron 100 g de NaOH marca Sigma Aldrich, para posteriormente verterlo en un matraz aforado de 1 L y finalmente se aforó con agua desionizada.

6.1.2 Modificación superficial de la PP

Para empezar el acondicionamiento de la PP (proveniente del municipio de Jalacingo, Veracruz, México) empleada en las lavanderías de mezclilla de San Mateo Ayecac, Tlaxcala; fue necesario lavarla para evitar que esta contuviera impurezas, para lo cual aproximadamente 2 kg de PP fueron lavados meticulosamente, tres veces con agua potable y tres con agua desionizada. Posteriormente, se sometió a la PP a un tratamiento térmico de 90 °C por 1 h.

Después, la PP se trituró en un molino de cuchillas (*MALAB-M119, serie: 00119*), seguido de esto, se tamizó en un *Ro-Tap (TYLER-RX29, serie: 106871)*, el cual contaba con un sistema de cinco tamices, elegidos en base a su disponibilidad para obtener distintos tamaños de PP y encontrar el tamaño adecuado para la remoción de AM. En cuanto al tamaño de las mallas de los tamices se utilizaron las siguientes: No. 4 (4.76 mm), No. 5 (4 mm), No. 8 (2.38 mm) y No. 20 (0.85 mm).

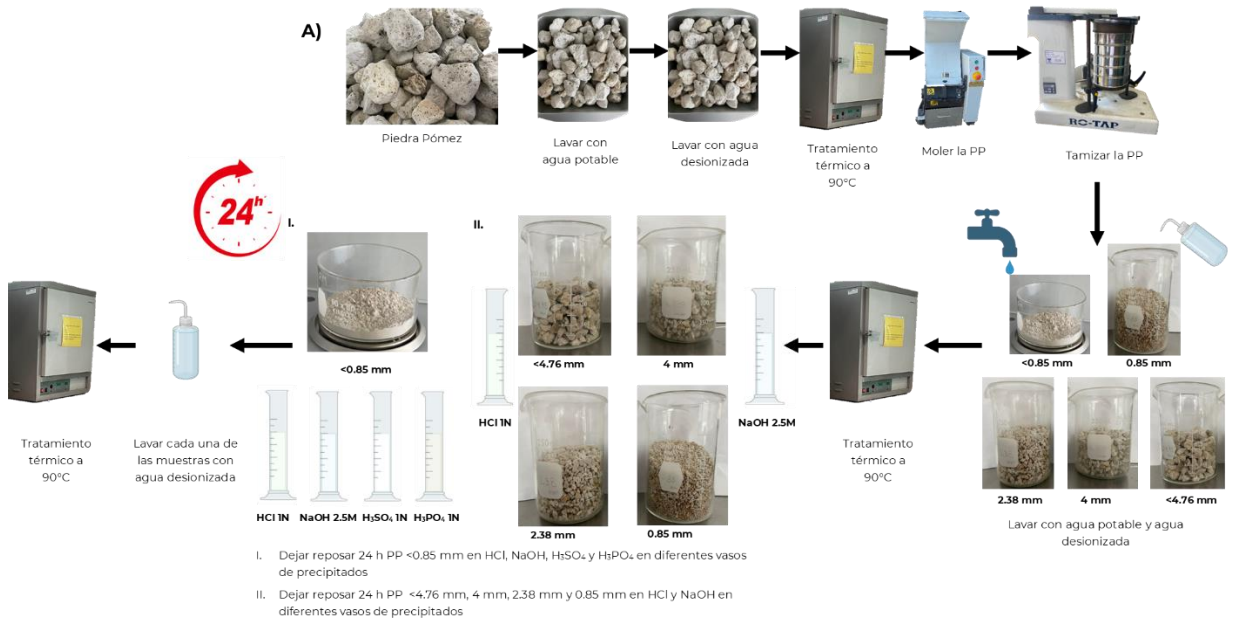
Por otro lado, los diámetros de las piedras molidas seleccionadas fueron: >4.76 mm, 4 mm, 2.38 mm, 0.85 mm y <0.85 mm. Así mismo, cada una de las piedras separadas por tamaño se lavaron tres veces con agua potable y tres con agua desionizada; para finalmente someterlas a un tratamiento térmico de 90 °C por 1 h.

Posteriormente, para realizar la modificación superficial de la PP se requirió, en dos vasos de precipitados, verter aproximadamente 10 g de piedra >4.76 mm a cada uno, seguido a esto, en el primer vaso de precipitado se depositaron 80 mL de HCl 1N anteriormente preparado, y finalmente al segundo 80 mL de NaOH 2.5 M.

Después, en dos vasos de precipitados se colocaron 10 g de PP de 4 mm a cada uno, de igual manera, en el primer vaso se vertió 80 mL de HCl 1N y al segundo 80 mL de NaOH 2.5 M. Así mismo, se repitió este proceso para la PP de 2.38 mm y 0.85 mm. Finalmente, para la piedra <0.85 mm se necesitaron cuatro vasos de precipitados con 10 g cada uno de esta piedra, en el primer vaso se colocaron 80 mL de HCl a una concentración de 1 N, en el segundo 80 mL de H₂SO₄ a una concentración de 1 N, el tercero con 80 mL de H₃PO₄ a una concentración de 1 N y al cuarto con 80 mL de NaOH 2.5 M.

Por otro lado, se dejaron reposar los doce vasos de precipitados por 24 h a temperatura ambiente. Después, se lavó cada uno de los experimentos tres veces con agua destilada y se sometieron a un tratamiento térmico de 90 °C por 2 h, de manera separada.

Finalmente, se obtuvieron 17 distintas piedras pómez, es decir, de diferentes tamaños tanto modificadas superficialmente y sin modificar (Natural) (ver **Figura 15**).



B)

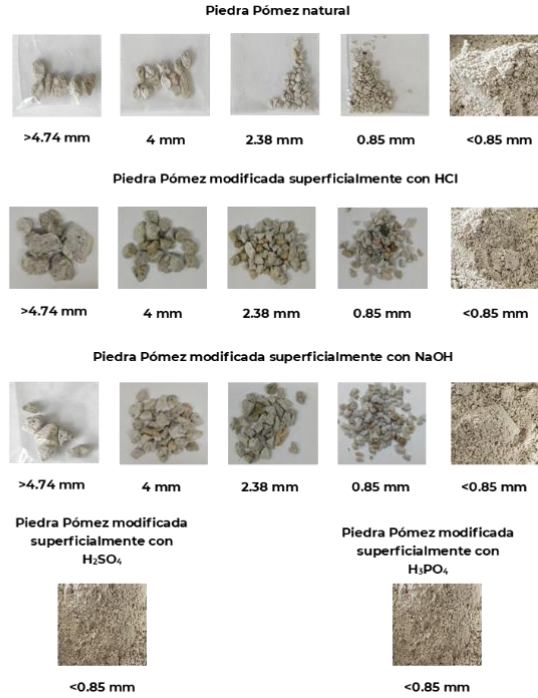


Figura 15. Acondicionamiento de la PP. A) Proceso de acondicionamiento de la piedra pómez. B) 17 diferentes piedras obtenidas.

6.2 Preparación de la solución de Azul de Metileno

Se emplearon soluciones de AM a 5, 10 y 20 ppm, para ello, en primer lugar, se realizaron los cálculos necesarios para ajustar las concentraciones con ayuda de la siguiente ecuación (ver **Ecuación 12**):

$$ppm = \frac{\text{masa del soluto (mg)}}{\text{volumen de la solución (L)}} \quad \text{Ec. (12).}$$

Ecuación 12. Expresión para calcular las partes por millón.

Así mismo, para preparar cada una de las soluciones se empleó AM de *Fisher Scientific Company* con una pureza al 86 %. A continuación, en la **Tabla 10**

se muestra cuanto se pesó de AM para cada solución en una balanza analítica de alta precisión (OHAUS), para posteriormente aforar con agua desionizada a 2 L.

Tabla 10. Azul de metileno empleado para preparar soluciones a 5, 10 y 20 ppm.

Muestra	Peso de Azul de Metileno (mg)	Concentración (ppm)
1	10	5
2	20	10
3	40	20

6.3 Caracterización de la PP

Se realizó una serie de análisis tanto para PP natural como modificada superficialmente (diámetro <0.85 mm), que serán utilizadas en la remoción de AM, con el objetivo de conocer sus propiedades físicas y químicas.

6.3.1 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) y Espectroscopía de Rayos-X de Energía Dispersiva (EDS)

El análisis de la morfología para comprobar la presencia de poros y semicuantificar su composición química de la PP fue realizado en un Microscopio Electrónico de Barrido *Topcon Sm 510*. Las condiciones de operación fueron 15 kV con aumentos X1000 y X2000. Para lo cual, se emplearon 0.5 g de cada muestra.

6.3.2 Espectrometría de Fluorescencia de Rayos-X (XRF)

Para la determinación de la composición química de la PP natural se empleó un analizador elemental XRF modelo Epsilon, de la marca Malvern

Panalytical. Este es un espectrofotómetro de fluorescencia de Rayos-X por dispersión de energías de sobremesa que se utiliza para análisis elemental en áreas como investigación y desarrollo o aseguramiento de la calidad de procesos. Cuenta con la combinación del tubo de Rayos-X (10W y 1mA) y el detector de deriva de silicio.

6.3.3 Difracción de Rayos-X (XRD)

Para determinar si existe cambios en su estructura cristalina de las piedras modificadas superficialmente a la PP sin modificar o Natural, se empleó un difractómetro *Dobel 500 (D500) Siemens* y aproximadamente 0.5 g de cada muestra. Los parámetros de operación fueron 35 kV, 25 mA y 2θ de 0 a 80°.

6.3.4 Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FT-IR)

La Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier se llevó a cabo en un Espectrofotómetro *Falcon NICOLER iS10*, utilizando como blanco el aire y 0.3 g de cada muestra; así mismo, el objetivo es conocer los grupos funcionales tanto de la PP natural y modificada superficialmente como después de las pruebas de remoción de AM en un intervalo de 600 a 4000 cm^{-1} .

6.3.5 Potencial Z (ζ)

El ζ se midió en un analizador *Microtrac ZETA-check* con un pistón de 0.1 (100 μm), con el fin de conocer la carga eléctrica superficial de las piedras que serán empleadas en la remoción de AM. Para esta caracterización se preparó una suspensión diluyendo 0.3 g de cada muestra en 10 mL de agua desionizada.

6.3.6 Dispersión Dinámica de la Luz (DLS)

Para conocer la distribución de tamaño de partícula de la PP <0.85 mm se utilizó un analizador *Microtrac modelo Nanotracs Wave II Q*, el cual utiliza celdas de plástico con volumen de 2 mL; además, se preparó una suspensión con 0.1 g de cada una de las muestras en 10 mL de agua desionizada, la cual se homogenizó mediante sonificación por 10 min.

6.3.7 Capacidad de Adsorción con BET

El análisis de la capacidad de adsorción de la PP sin modificar y modificada superficialmente se llevó a cabo mediante el análisis de fisisorción de N_2 utilizando la teoría BET y un equipo como el NOVA 400 permite determinar el área superficial específica (BET) de un material y su distribución de tamaño de poro. El proceso implica la adsorción de nitrógeno a diferentes presiones para generar una isoterma de adsorción, que luego se analiza con la ecuación BET

para calcular el área superficial. La distribución de tamaño de poro se calculó usando el modelo BJH (Barrett-Joyner-Halenda) a partir de los datos de desorción de la isoterma.

6.4 Pruebas de remoción de AM

Para realizar las pruebas de remoción de AM con PP en esta investigación se empleó soluciones sintéticas de AM preparadas en laboratorio a concentraciones conocidas, la cual se explica detalladamente su preparación en el subtema 6.2. Así mismo, la modificación de las PP, la preparación de las soluciones sintéticas y todos los experimentos de remoción fueron realizados en el Departamento de Química Macromolecular y Nanomateriales perteneciente al CIQA (Centro de Investigación en Química Aplicada).

6.4.1 Preparación de las pruebas de remoción de AM

Con el propósito de evaluar el efecto de remoción de AM, se emplearon las muestras de piedra pómez con un diámetro de <0.85 mm, tanto la PP natural como las que se modificó superficialmente con HCl, NaOH, H_3PO_4 y H_2SO_4 . El diseño experimental consistió en cinco ensayos realizados por triplicado para garantizar la reproductividad de los resultados. Para cada ensayo se pesó 1 g de cada muestra y se colocó en un vaso de precipitado, posteriormente se vertió 100 mL de solución AM 5 ppm a cada muestra.

Posteriormente la solución se colocó en un *shaker* JOANLAB a 200 rpm por 2 h., sin embargo, durante 30 min se requirió tener una muestra de aproximadamente 4 mL cada 5 min, y finalmente, pasado este tiempo muestras cada 10 min hasta cumplir las 2 h. Estas muestras fueron tomadas con una jeringa con un volumen de 6 mL un min antes del tiempo requerido, después estas eran vertidas en un tubo falcón de 15 mL, el cual era colocado en una centrifugadora 800D CENTRIFUGE por 1 min a 40 rpm, con el fin de separar las partículas de PP que se quedaban en la muestra y finalmente colocarlas en un tubo de ensayo. De esta manera se evaluó el efecto de remoción de AM en dependencia del tiempo realizando 16 mediciones por cada ensayo. (ver **Figura 16**).

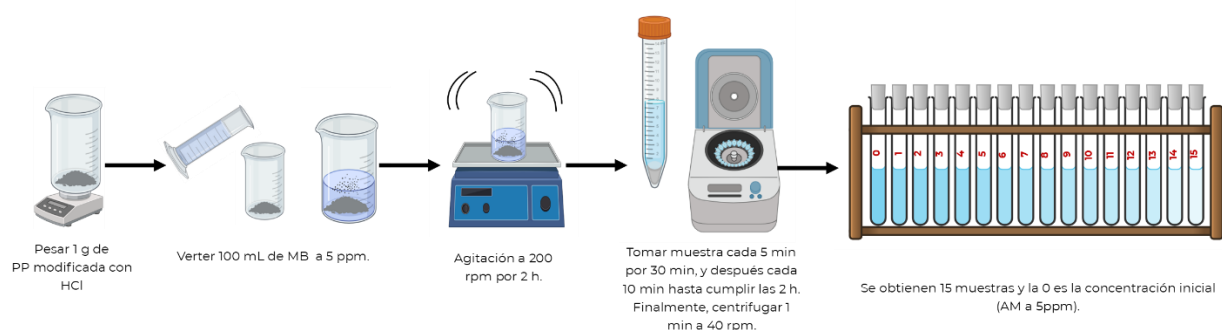


Figura 16. Esquema de remoción de AM a 5 ppm con PP <0.85 mm modificada con HCl.

Tras la evaluación inicial por triplicado de los cinco tratamientos, se comprobó visualmente que las piedras tanto la natural como las modificadas superficialmente con NaOH y HCl tenían más grado de remoción, así que, posteriormente se realizaron ensayos de remoción para estas muestras evaluando las soluciones de AM a 10 y 20 ppm.

Después, se utilizaron las piedras de 0.85 mm (tanto natural como modificadas con NaOH y HCl), para realizar las pruebas de remoción en AM a 20

ppm, de la misma forma que en pruebas anteriores, se pesó 1 g de cada piedra y se le agregaron 100 mL de AM 20 ppm, posteriormente, se colocó cada uno de los vasos en un *shaker* a 200 rpm por 2 h, con el fin de obtener muestras de 4 mL cada 5 min durante 30 min, enseguida cada 10 min hasta pasar las 2 h. Sin embargo, para estas pruebas no fue necesario centrifugar, porque las piedras no eran tan finas y al tomar las muestras con una jeringa no se traspasaban pequeñas partículas.

Finalmente, se realizaron pruebas de remoción con las piedras de 2.38, 4 y >4.74 mm para remover AM a 20 ppm, repitiendo el mismo proceso que en las piedras de 0.85 mm; con el fin de realizar un total de 23 pruebas de remoción de AM (ver **Tabla 11**).

Tabla 11. Pruebas de remoción de AM empleando PP.

Muestra de PP	Diámetro (mm)	Solución de AM
Sin modificar (Natural)	<0.85	5 ppm
		10 ppm
		20 ppm
	0.85	20 ppm
	2.38	
4		
>4.74		
HCl	<0.85	5 ppm
		10 ppm
		20 ppm
	0.85	20 ppm
	2.38	
4		
>4.74		
NaOH	<0.85	5 ppm
		10 ppm
		20 ppm
	0.85	20 ppm
	2.38	
4		
>4.74		
H₃PO₄	<0.85	5 ppm
H₂SO₄	<0.85	5 ppm

6.5 Análisis de remoción de AM

El análisis empleado para determinar cuantitativamente la remoción de AM con PP natural y modificada superficialmente se realizó con ayuda de un espectrofotómetro de UV-vis, a continuación, se describe a detalle la metodología.

6.5.1 Análisis de remoción de AM con UV-vis

Para este estudio se utilizó un espectrofotómetro *HACH Company DR 6000* con el cual se midió la absorbancia de las muestras contenidas en celdas de plástico de 2 mL, se realizó la medición en el intervalo de 400 a 850 nm empleando una solución de AM a 30 ppm, identificando que la máxima absorbancia (λ_{max}) del colorante ocurre a 664 nm; se seleccionó esta longitud de onda para mediciones posteriores por presentar la mayor sensibilidad analítica.

6.5.2 Preparación de los estándares para la curva de calibración

Para realizar la curva de calibración se prepararon 100 mL de una solución madre a 30 ppm. Primero se pesaron 3 mg de AM y posteriormente se disolvieron en agua desionizada. Para calcular la cantidad en gramos (g) de AM que se requirieron se empleó la **Ecuación 12**.

Por otro lado, se realizaron cinco disoluciones apoyándose en la **Ecuación 13** para obtener concentraciones de 21, 15, 9, 6 y 3 ppm, para ello con ayuda de una pipeta graduada, se midió el volumen en mililitros (mL) que se requerían para cada dilución (V_i), después se vertió en un matraz de 10 mL y se aforó con agua desionizada (ver **Figura 17**), repitiendo el proceso para cada concentración (ver **Tabla 12**).

$$\frac{C_i}{C_f} = \frac{V_i}{V_f} \quad \text{Ec. (13)}$$

Ecuación 13. Expresión para disoluciones.

Donde:

C_i : es concentración inicial,

C_f : concentración final,

V_i : volumen inicial,

V_f : volumen final.

Tabla 12. Concentraciones conocidas para la curva de calibración.

C_i	C_f	V_f	V_i
30 ppm	21 ppm	10 mL	7 mL
30 ppm	15 ppm	10 mL	5 mL
30 ppm	9 ppm	10 mL	3 mL
30 ppm	6 ppm	10 mL	2 mL
30 ppm	3 ppm	10 mL	1 mL



Figura 17. Disoluciones utilizadas para formar la curva de calibración.

Después se ajustó el equipo a 664 nm y se realizó la medición de la λ de la solución madre de AM concentrada a 30ppm y las cinco diluciones de ésta (21, 15, 9, 6 y 3 ppm). Posteriormente, se realizó una gráfica con los datos obtenidos de concentración vs lecturas de absorbancia, donde se buscó una expresión matemática que se ajustara a las lecturas de los n puntos experimentales; resultando en una ecuación lineal del tipo $y=mx+b$, donde “ y ” es la señal medida, “ m ” la pendiente, “ x ” la concentración y “ b ” la intersección con el eje “ y ”, su linealidad se justificó con el coeficiente R^2 cuyo criterio de selección se basó en que el valor de éste parámetro fuera mayor o igual a 0.995.

Por otra parte, para conocer la concentración de una muestra “problema”, se realizó la medición de su absorbancia a la misma λ (664 nm), después se

interpoló en la curva de calibración a fin de obtener la concentración del analito y con ayuda de la **Ecuación 14** se calculó el % de remoción, donde C_0 es la concentración inicial y C es la concentración obtenida a diferentes tiempos.

$$\% \text{ de Remoción} = \left(\frac{C_0 - C}{C_0} \right) \times 100 \quad \text{Ec. (14)}$$

Ecuación 14. Expresión para el cálculo del % de remoción.

Finalmente, se modeló la adsorción de AM con PP natural y modificada con HCl y NaOH con isothermas tanto de Langmuir como Freundlich, al igual que su cinética de adsorción con el modelo de *pseudo-primer orden*, *pseudo-segundo orden* y difusión intrapartícula.

6.5.3 Isothermas de adsorción de AM

Para modelar las isothermas de adsorción de AM a partir de una solución acuosa, se utilizaron dos modelos Langmuir y Freundlich. Estos se eligieron debido a que según Sharma et al. (2023) cumplen con características clave en el proceso de remoción de colorantes, por ejemplo; a) ayudan a dimensionar los reactores y predecir cuánto adsorbente se necesita para una carga dada de contaminante una vez que el sistema alcanza el equilibrio, b) permiten comparar la capacidad de diferentes materiales (naturales o sintéticos) para adsorber colorantes específicos, determinando su eficacia, ayudando a optimizar condiciones que afectan el proceso (como pH, la temperatura y la concentración

inicial afectan la adsorción) y apoyando en la selección del adsorbente, el cual se busca que sea de bajo costo y alta superficie (Sharma et al., 2023).

Los modelos Freundlich y Langmuir solo se usaron para la piedra natural y modificadas con HCl e NaOH, debido a que estas presentaron mayores porcentajes de remoción de AM. La forma matemática de los modelos se presenta en la **Ecuación 1** y **Ecuación 2**, respectivamente.

6.5.4 Cinética de adsorción de AM

Para el estudio cinético de este trabajo se utilizaron los modelos de *pseudo-primer orden* (PPO), *pseudo-segundo orden* (PSO) y difusión intrapartícula (IPD) porque describen diferentes mecanismos: PPO asume que la fisisorción (transferencia de masa) es el paso limitante, ideal para capturar la dinámica inicial, mientras que PSO asume que la quimisorción (interacción química) es la etapa clave, ajustándose a datos de adsorción controlada por la reacción, y su superioridad aparente se debe a su capacidad para simular una variedad de sistemas, aunque a veces enmascara el mecanismo real (Surela et al., 2024; Varela, 2023). Finalmente, el IPD es útil para predecir el paso limitante de la velocidad en la adsorción del colorante, además de proporcionar información sobre la capa limitante (Onyango et al., 2024; Pholosi et al., 2020).

No obstante, al igual que en las isotermas solo se usó para la PP natural y las modificadas con HCl y NaOH, debido a su mayor eficiencia de remoción. La

expresión matemática empleada para *pseudo-primer* orden fue **Ecuación 4**, pseudo-segundo orden **Ecuación 5** y difusión intrapartícula **Ecuación 6**.

7. Resultados y Discusión

7.1 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)

En la **Figura 18 (A-E)** se presentan las micrografías obtenidas por microscopía electrónica de barrido con electrones secundarios, en ellas se puede observar la morfología de la PP tanto natural como modificada superficialmente con diámetros <0.85 mm. En la piedra pómez prístina (A) se observan poros con tendencia a presentar una forma circular, los cuales se encuentran relativamente cercanos entre sí. En contraste, los tratamientos con: H_3PO_4 (B), H_2SO_4 (C) y HCl (D), indujeron a una fragmentación estructural y poros semicirculares más profundos. Este fenómeno se atribuye a la lixiviación (leaching) de óxidos metálicos, lo cual no solo limpia la superficie de la piedra, sino incrementa el volumen de poro disponible (Angaji et al., 2013; Soleimani et al., 2019).

Por su parte, la modificación superficial con NaOH (E), se aprecia una erosión superficial más agresiva y un aumento en su rugosidad debido a un proceso de desilificación. Esta disolución de sílice favorece el ensanchamiento del radio de los poros (Aziz et al., 2023; Hasanuzzaman et al., 2026).

Además, estas cavidades profundas representan sitios idóneos para la adsorción de contaminantes, lo cual es consistente con lo reportado en la literatura (Soleimani et al., 2019). Es consecuencia, la apertura de poros derivados

tanto de la lixiviación como de la desilificación incrementa los sitios activos disponibles para la interacción con el AM.

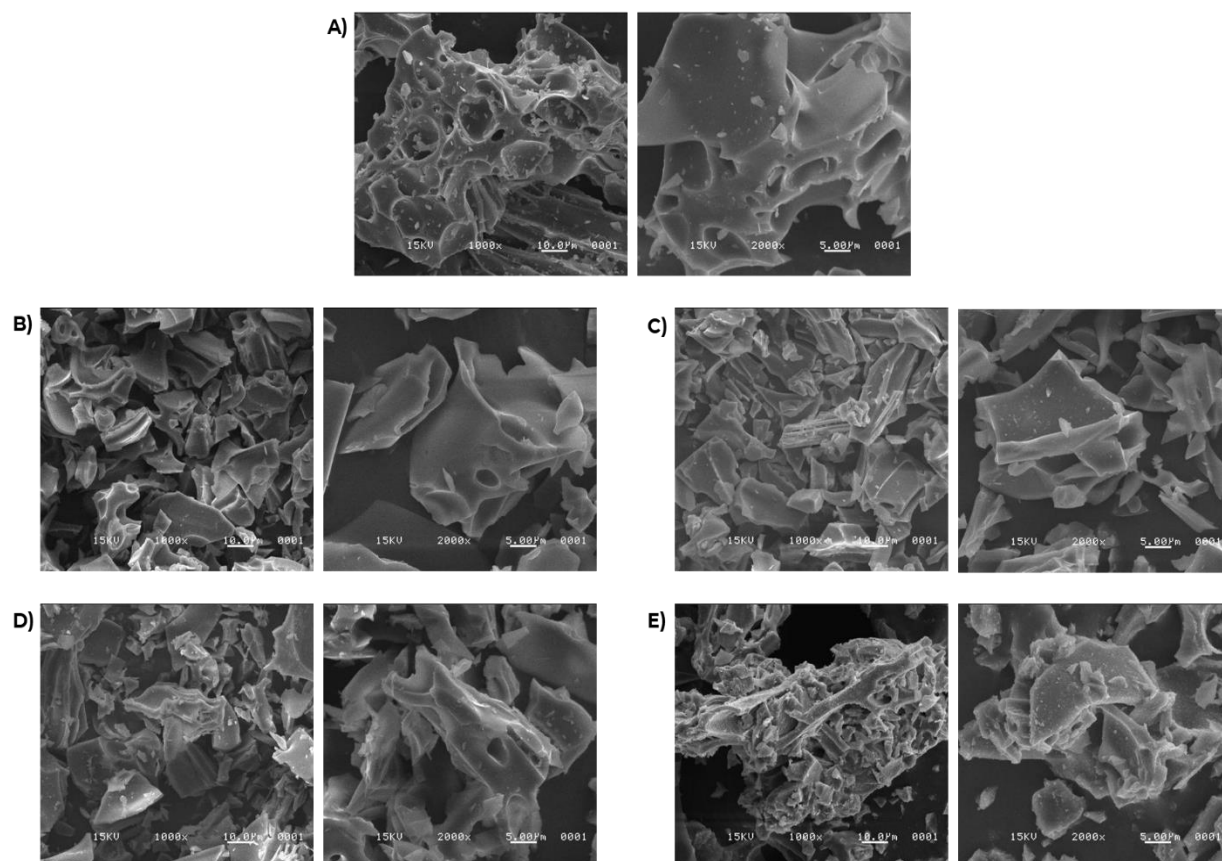


Figura 18. Micrografías de las piedras pómez. **A)** PP, **B)** PP modificada con H_3PO_4 , **C)** PP modificada con H_2SO_4 , **D)** PP modificada con HCl y **E)** PP modificada con NaOH.

7.2 Espectroscopía de Rayos-X de Energía Dispersiva (EDS) y Espectrometría de Fluorescencia de Rayos-X (XRF)

En los espectros obtenidos por EDS y XRF, se determinó la composición química de la PP natural y después de su modificación superficial con H_3PO_4 , H_2SO_4 , HCl y NaOH, con diámetros <0.85 mm (**Figura 19**).

Así mismo, aunque la matriz mineralógica se mantiene relativamente estable, se observan variaciones elementales tras los tratamientos químicos. En la piedra natural (A) y la modificada superficialmente con H_3PO_4 (B), se detectó una pequeña señal de Titanio (Ti), la cual, desaparece en las piedras modificadas con H_2SO_4 (C) y HCl (D). Este comportamiento se atribuye a la heterogeneidad composicional propia de la naturaleza de la PP y a la selectividad de los procesos de lixiviación.

Así mismo, la modificación ácida provocó una disminución de Magnesio (Mg), Aluminio (Al) y Hierro (Fe), siendo la PP con HCl (D) el más efectivo en la lixiviación de cationes (Angaji et al., 2013). Por el contrario, la PP modificada con NaOH (E) muestra un incremento notable en la intensidad del pico de Na, localizado en 1.04 keV, lo cual confirma la incorporación de este elemento en la superficie tras su desilificación.

Por otra parte, para confirmar la composición química de la PP prístina (diámetro <0.85 mm), empleando otra técnica complementaria, se optó por realizar el análisis químico mediante XRF. Los resultados encontrados fueron comparables con lo mencionado en el apartado 0, puesto que se encontró, de acuerdo con la **Tabla 13** y la **Figura 20**, que la PP prístina está compuesta principalmente de SiO_2 y Al_2O_3 , además de contener cantidades de K_2O , Fe_2O_3 , CaO, TiO_2 , P_2O_5 , Cl y trazas varias de otras sustancias. Esta composición química es consistente con los espectros de EDS, donde se observa una alta concentración de Silicio (Si) y Aluminio (Al), en los picos ubicados en aproximadamente 1.74 keV y 1.4 keV, respectivamente. Así mismo, en menor concentración Magnesio (Mg), Hierro (Fe), Sodio (Na) y Potasio (K).

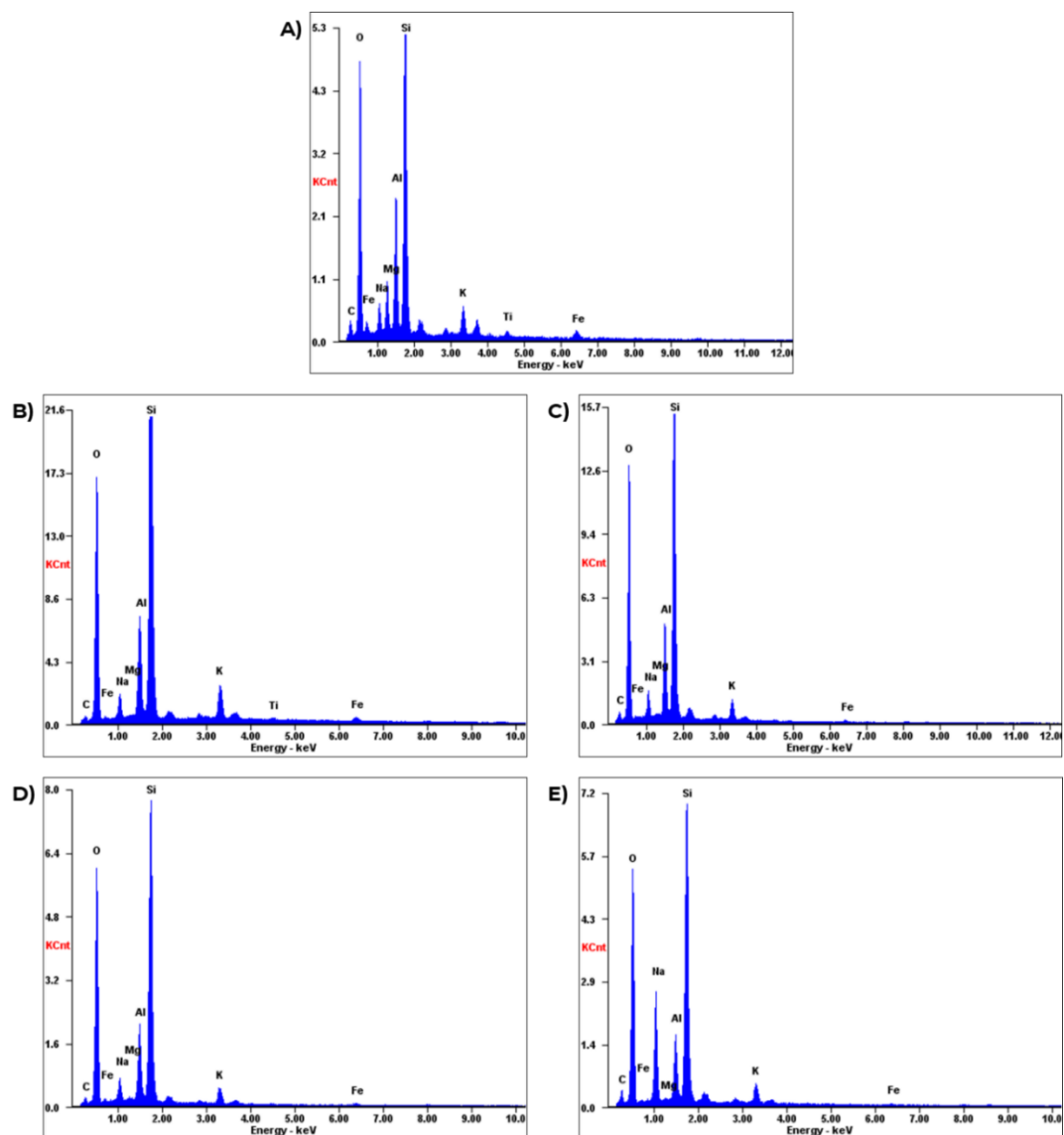


Figura 19. Espectros de EDS. **A)** PP natural, **B)** PP modificada con H_3PO_4 , **C)** PP modificada con H_2SO_4 , **D)** PP modificada con HCl y **E)** PP modificada con NaOH.

Tabla 13. Resultados del análisis elemental, mediante XRF, de la composición química de la piedra pómez empleada en esta investigación.

Compuesto Químico	Concentración (%)
SiO ₂	74.628
Al ₂ O ₃	12.562
K ₂ O	6.005
Fe ₂ O ₃	3.167
CaO	2.113
TiO ₂	0.555
P ₂ O ₅	0.511
Cl	0.223
Otros (suma de trazas)	0.236

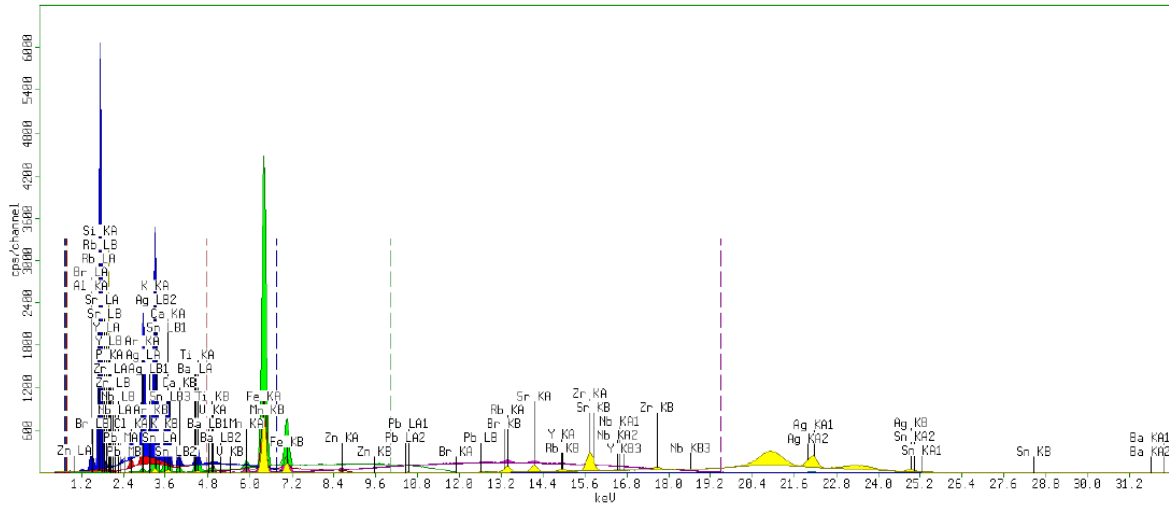


Figura 20. Espectro de XRF de la piedra pómez empleada en este trabajo de investigación.

7.3 Difracción de Rayos-X (XRD)

Es importante aclarar un detalle técnico fundamental: **la piedra pómez (PP) no tiene una sola ficha JCPDS**, ahora conocidas como ICDD (International Centre for Diffraction Data). Esto se debe a que la PP no es un mineral con una fórmula química fija, sino una roca volcánica vítrea. Al ser mayoritariamente amorfa (vidrio), no produce un patrón de difracción único y ordenado como un cristal puro (ver **Figura 21**). Por lo tanto, para identificarla mediante DRX, se utilizan las fichas de los minerales cristalinos que se encuentran atrapados dentro de ella.

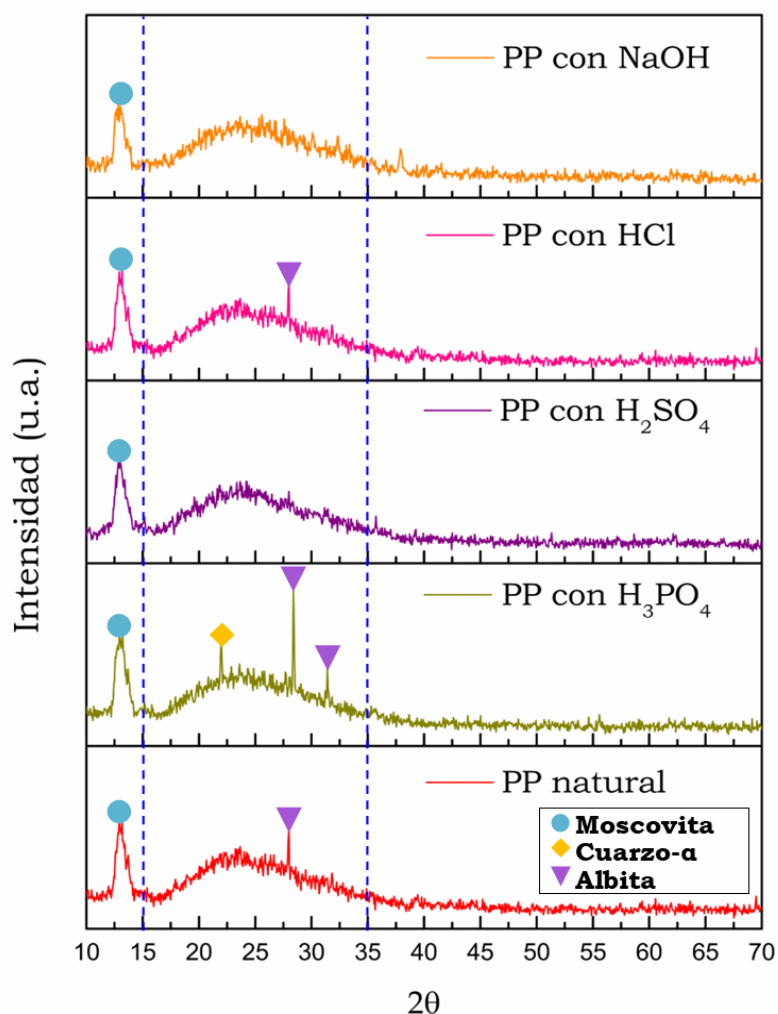


Figura 21. Patrones de difracción de Rayos-X (DRX) de la pumita natural (PP natural) y modificada mediante tratamientos ácidos (HCl, H₂SO₄, H₃PO₄) y básico (NaOH).

Tabla 14. Identificación de fases cristalinas en los difractogramas de la PP natural y modificada.

Ángulo Experimental (°) a 2θ	Fase Mineral Identificada	Ficha de Referencia (JCPDS)	Plano (hkl)	Observaciones
12.90	Moscovita	07-0042	(002)	Pico característico de filosilicatos; indicador de estabilidad
21.98	α-Cuarzo	46-1045	(100)	Fase cristalina de soporte
27.97 y 31.40	Albita (Feldespatos)	09-0466	(002)	Trazas de aluminosilicato sódico
15.00 – 35.00	Sílice Amorfa	29-0085	Halo	Matriz vítrea predominante (fase no cristalina)

Los resultados de Difracción de Rayos-X resumidos en la **Tabla 14** confirman la composición mineralógica de la PP. La identificación se realizó

mediante la comparación de los ángulos experimentales con las fichas estándar del JCPDS (*Joint Committee on Powder Diffraction Standards*) fundamentales para establecer la integridad estructural de la PP antes y después de los procesos de modificación superficial. La justificación de la presencia de estas fases se sustenta en los siguientes puntos: la banda ancha (halo) observada entre los 15.00° y 35.00° (JCPDS 29-0085) es la característica principal de los materiales de origen volcánico. Su inclusión en la tabla justifica que la PP es predominantemente un vidrio de sílice, lo cual explica su baja área superficial inicial y la necesidad de una activación química para exponer centros activos.

Además, la presencia de la fase Moscovita (JCPDS 07-0042) en 12.90° y del α -Cuarzo (JCPDS 46-1045) en 21.98° ratifica la naturaleza puzolánica (material de origen geológico y estructura mayoritariamente amorfa/vítrea) del material. Cabe destacar que la posición e intensidad de estos picos de moscovita no se vieron alteradas significativamente por los tratamientos químicos, lo que demuestra que la estructura cristalina permanece intacta, validando que el proceso de adsorción ocurre preferencialmente en la superficie modificada.

Por otra parte, el α -Cuarzo (JCPDS 46-1045) y la Albita en 27.97° y 31.40° (JCPDS 09-0466) actúan como indicadores de la composición riolítica/feldespática de la muestra. Además, la comparación cualitativa de los difractogramas indica que la estructura basal de aluminosilicato no sufrió degradación por los agentes químicos empleados. Sin embargo, la mayor intensidad relativa y resolución de los picos en la muestra PP con HCl evidencia que el HCl eliminó eficientemente las capas de material amorfo superficial. Desde la perspectiva nanotecnológica, esta 'limpieza' estructural expone los

planos cristalinos de la albita, donde los iones de sodio (Na^+) en sitios de intercambio catiónico son desplazados y sustituidos por moléculas de Azul de Metileno. En este sentido, la persistencia de sus máximos de difracción en todas las muestras tratadas justifica que la mejora en la remoción de Azul de Metileno no se debe a una transformación de fase cristalina, sino a una modificación textural y electroquímica de la superficie (Valladares Cisneros et al., 2019).

7.4 Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FT-IR)

En la **Figura 22** se muestran los espectros FT-IR de la PP natural y modificada (diámetro <0.85 mm), tanto antes como después de las pruebas de adsorción de AM. En la imagen se observan desplazamientos de las señales asociadas a los modos de vibración característicos de la PP natural en dependencia del tratamiento al que fueron sometidas, sugiriendo que los cambios pueden atribuirse a la activación con ácidos y una base fuerte. La señal a 782 cm^{-1} (flexión de Si-O-Si) (Sawasdee & Watcharabundit, 2024), se desplazó a 776 cm^{-1} y a 775 cm^{-1} , para las muestras modificadas con ácidos y con NaOH, respectivamente. De forma similar la señal de estiramiento asimétrico de Si-O-T (Al o Si T-tetraédricos) (Onyango et al., 2024) se desplazó de 1012 cm^{-1} a 1003 cm^{-1} y a 994 cm^{-1} , por último, la señal de vibración de flexión de grupos hidroxilos (-OH) (Sawasdee & Watcharabundit, 2024; Talaat Mohammed & Yaltay, 2024) se desplazó de 1652 cm^{-1} a 1632 cm^{-1} en las piedras modificadas tanto con H_3PO_4 como HCl, a 1630 cm^{-1} con H_2SO_4 , finalmente, a 1622 cm^{-1} con NaOH. Estos cambios

confirman la alteración química de la superficie en la red de aluminosilicatos debido a la lixiviación y desilificación.

Además, la banda de absorción en 3400 cm^{-1} se atribuye a las vibraciones de estiramiento de los grupos hidroxilo (-OH) y de las moléculas de agua coordinadas a la estructura (LindaNtangu & Macha, 2023). Por otro lado, las señales en un rango de $1622\text{-}1652\text{ cm}^{-1}$ corresponden a los modos de vibración de flexión de grupos -OH y moléculas de agua adsorbidas (Sawasdee & Watcharabundit, 2024; Soleimani et al., 2023). El pequeño cambio de los picos de grupos hidroxilo de la PP natural y las piedras modificadas con ácidos induce a modificaciones en los grupos funcionales, como AlO-H y SiO-H, así como puentes entre hidroxilos ácidos Si-OH-Al (Soleimani et al., 2023).

Por otra parte, como se muestra en la imagen **Figura 22 F** el AM tiene picos de absorción espectral en 3410 cm^{-1} que son vibraciones de estiramiento -NH o -OH, 1600 cm^{-1} estiramiento del anillo central C=N, 1485 cm^{-1} estiramiento aromático C=C, 1385 cm^{-1} grupo alquilo, 1143 cm^{-1} vibraciones de estiramiento C-N, 880 cm^{-1} vibración de flexión del plano C-H y 665 cm^{-1} vibración de C-S-C (Güneş, 2023; Khan et al., 2022). Tras el proceso de remoción, se confirmó la adsorción del colorante mediante el análisis de bandas características del AM. Donde el pico en 1600 cm^{-1} presenta un solapamiento con los grupos -OH, a causa de la vibración de flexión (Güneş, 2023). Así mismo, el incremento en la banda de 3410 cm^{-1} en la **Figura 22 E** confirma la adsorción de AM. Indicando que los grupos -OH de la PP actúan como sitios activos de enlace, estableciendo interacciones electrostáticas con las moléculas de AM.

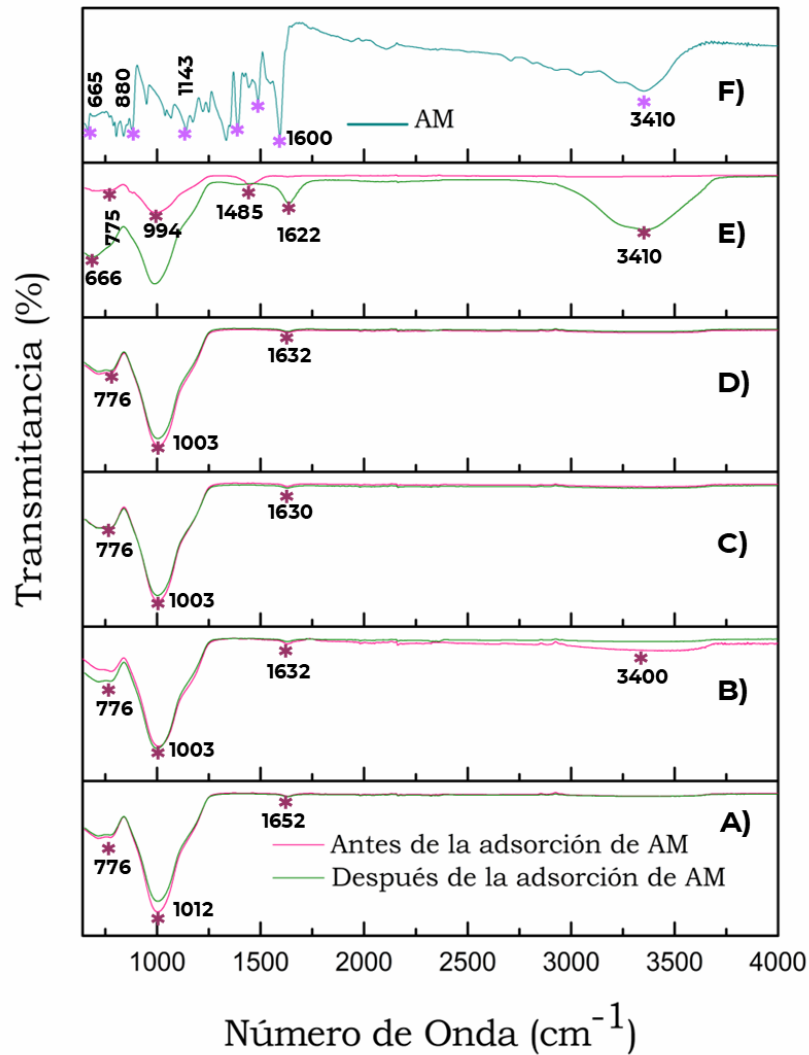


Figura 22. Espectros de FT-IR antes y después de las pruebas de adsorción de AM. **A)** PP natural, **B)** PP con H_3PO_4 , **C)** PP con H_2SO_4 , **D)** PP con HCl, **E)** PP con NaOH y **F)** AM.

7.5 Dispersión Dinámica de la Luz (DLS)

Como se observa en los gráficos de DLS (ver **Figura 23**) el intervalo en el que se encontraron los tamaños de partícula fue para la PP natural el 91.3 % en 4770 nm, por otro lado, la piedra modificada con H_3PO_4 el 63.6 % tenía diámetros de 86.8 nm, con H_2SO_4 el 95.4 % se encontraba en un intervalo de 100.8-521 nm,

con HCl el 64.7 % tamaños de 768-1301 nm, finalmente con NaOH el 69.4 % presentó diámetros de 2134-4520 nm. Esta disminución de tamaño es consistente con la fragmentación estructural observada en SEM, derivada de la lixiviación de óxidos metálicos. Sin embargo, la muestra modificada con NaOH confirma que el proceso de desilificación no fragmenta la partícula, sino que se induce a una erosión superficial.

Por otro lado, en relación con la distribución del tamaño de partícula, los valores del Índice de Polidispersidad (PDI) (ver **Tabla 15**) revelaron que la PP natural presenta un PDI de 0.1836, y al ser inferior a 0.2 se clasifica en una distribución monodispersa (Falke & Betzel, 2019).

Sin embargo, las PP modificadas con H_3PO_4 (PDI=0.1443) y H_2SO_4 (PDI=0.1378) redujeron más su polidispersidad en comparación con la PP, además que su disminución de tamaño se atribuye a procesos de lixiviación de cationes metálicos, los cuales provocan la fragmentación de partículas (Angaji et al., 2013). En cambio, el tratamiento con HCl presentó un PDI más alto (0.2853), sugiriendo una distribución más polidispersa, debido a que, el tratamiento fue más agresivo y ocasionó una fragmentación desigual durante la lixiviación (Angaji et al., 2013).

Finalmente, el hecho de que el tamaño de partícula de la PP modificada con NaOH (PDI=0.1053) sea similar a la PP natural y que tenga una mayor uniformidad, puede atribuirse a un proceso de desilificación, el cual ocasionó una erosión superficial y aumento en su rugosidad.

Tabla 15. Índices de Polidispersidad (PDI)

Modificación	PDI
PP natural	0.1836
PP con H₃PO₄	0.1443
PP con H₂SO₄	0.1378
PP con HCl	0.2853
PP con NaOH	0.1053

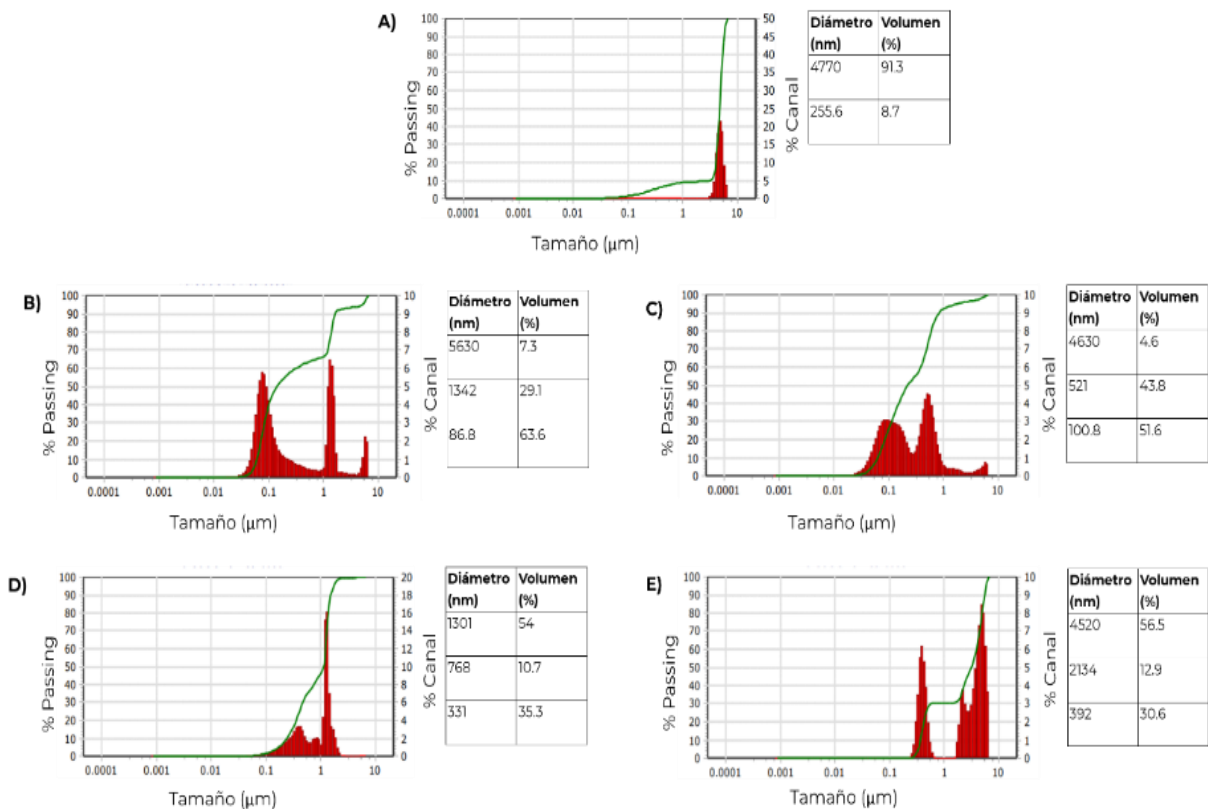


Figura 23. Tamaño de partícula con DLS. **A)** PP natural, **B)** PP modificada con H₃PO₄, **C)** PP modificada con H₂SO₄, **D)** PP modificada con HCl y **E)** PP modificada con NaOH.

7.6 Potencial Z (ζ)

Las piedras de diámetro <0.85 mm tanto natural como modificadas con H₃PO₄, H₂SO₄, HCl e NaOH están cargadas negativamente. Asimismo, cuentan

con una buena estabilidad al tener una carga superficial ± 30 mV (Serrano-Lotina et al., 2023). (ver **Tabla 16**).

Tabla 16. Valores de la carga superficial (potencial Z) de las PP empleadas en este estudio.

Modificación	Carga (mV)
PP con NaOH	-111.3
PP natural	-108.4
PP con HCl	-102.5
PP con H₃PO₄	-90.5
PP con H₂SO₄	-74.5

Además, su carga negativa de este material, al igual que en las zeolitas, se debe a la capacidad que tienen de la sustitución isomórfica del Si^{4+} por Al^{3+} que genera una carga negativa (ver **Figura 24**) (Palčić & Valtchev, 2020; Prajaputra et al., 2019). Sin embargo, la modificación con una base fuerte como NaOH induce a una desprotonación de Si-OH y Al-OH generando cargas negativas en la superficie (Si-O^- y Al-O^-), en cambio, al modificarse con ácidos se protona generando cargas positivas (Si-OH_2^+ y Al-OH_2^+), así que, su carga negativa disminuye (Miri Ramsheh et al., 2023; Onyango et al., 2024).

En particular, esto es importante para la adsorción de AM, teniendo en cuenta que es un colorante catiónico, es decir, con carga positiva y el adsorbente tiene carga negativa, como resultado, se generan interacciones de atracción electrostática (Güneş, 2023).

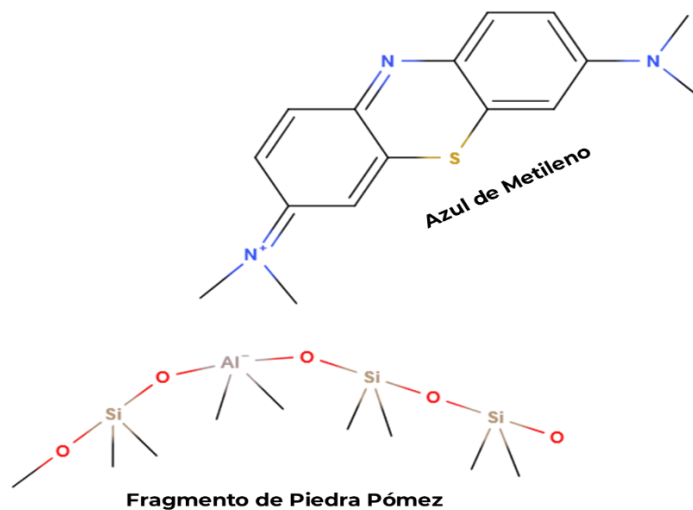


Figura 24. Mecanismo de Adsorción de AM con PP.

7.7 Medida de la Capacidad de Adsorción con el método BET

La **Figura 25** muestra las isotermas de adsorción-desorción de nitrógeno obtenidas para las muestras de piedra pómez natural y modificada con diferentes agentes químicos (diámetro <0.85 mm); estas presentaron una forma característica del tipo IV según la clasificación de la IUPAC, con un lazo de histéresis propio de materiales mesoporosos. Este comportamiento indica la presencia de poros intermedios (2–50 nm) y una buena capacidad de adsorción. Las modificaciones con H_2SO_4 , HCl, H_3PO_4 y NaOH generaron variaciones en la pendiente y en el volumen adsorbido, reflejando cambios en el relieve de las partículas y accesibilidad de los poros, factores determinantes para su aplicación en la AM, en la **Tabla 17** se muestran los resultados obtenidos.

Por otro lado, el incremento de área superficial en la PP modificada con HCl respecto de la natural validó lo observado en las micrografías de SEM y espectros

de EDS, debido a que este ácido elimino impurezas. Sin embargo, la PP con NaOH ocasiono un ligero ensanchamiento en el poro.

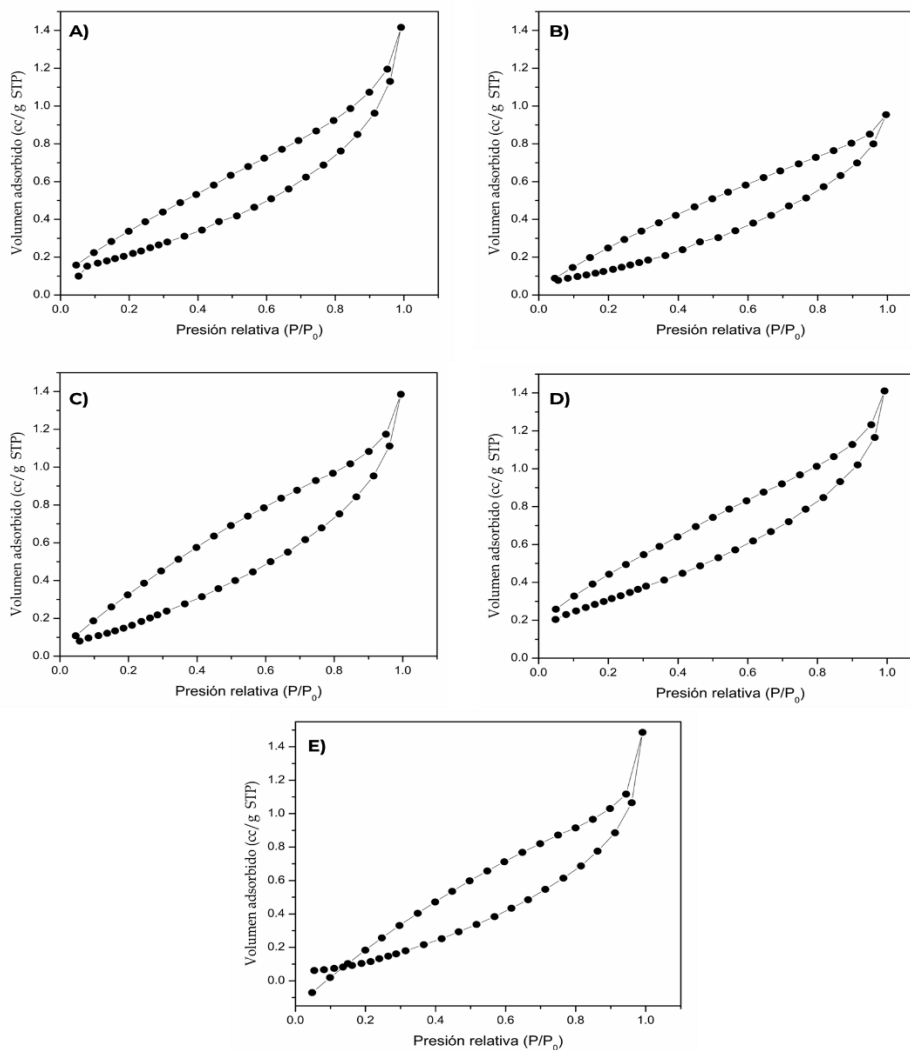


Figura 25. Isothermas de adsorción-desorción de nitrógeno obtenidas para: **A)** PP modificada con H_2SO_4 , **B)** PP modificada con H_3PO_4 , **C)** PP modificada con NaOH, **D)** PP modificada con HCl y **E)** PP natural.

Tabla 17. Valores de las propiedades de adsorción analizadas mediante BET.

Muestra	Área superficial (m^2/g)	Diámetro de poro (Å)	Volumen de poro (cc/g)
PP con HCl	1.198	35.154	0.002
PP Natural	0.940	35.018	0.002
PP con H_2SO_4	0.878	35.138	0.002

PP con NaOH	0.647	35.422	0.002
PP con H₃PO₄	0.618	35.076	0.002

7.8 Relación Electro-Estructural

Al contrastar los resultados de la caracterización física (BET) con la química superficial (Potencial Zeta), se observa que la eficiencia de remoción de la piedra pómez no puede ser explicada de manera aislada por ninguno de estos parámetros. Los valores obtenidos de área superficial específica (0.618 a 1.198 m²/g) se consideran reducidos en comparación con adsorbentes sintéticos; sin embargo, son consistentes con la literatura científica para vidrios volcánicos sin procesos de activación profunda, los cuales oscilan típicamente entre 1.0 y 5.0 m²/g (Alraddadi & Assaedi, 2021). Esta baja magnitud en el área BET se atribuye a la naturaleza estructural de la piedra pómez: aunque presenta una alta macroporosidad visible, posee paredes celulares vítreas, lisas y sólidas que carecen de la red intrincada de micro y nanoporos característica de materiales como el carbón activado.

Dado que este material se comporta prácticamente como un sólido no poroso a nivel molecular, la magnitud de la carga superficial negativa juega un papel compensatorio crucial. Para integrar ambos factores, se introdujo el **Factor de Capacidad Electro-Estructural (FCE)** (parámetro propuesto en este estudio para la normalización de la capacidad de remoción), ver **Tabla 18**, definido como el producto del área superficial y el valor absoluto del potencial zeta (FCE= Área (BET) X |ζ|). Este parámetro permite cuantificar la densidad de sitios activos disponibles y su afinidad electrostática simultáneamente. Los resultados

demuestran que la muestra PP con HCl exhibe el mayor FCE (122.80), lo cual correlaciona directamente con su desempeño superior en la remoción de Azul de Metileno. En consecuencia, el tratamiento con HCl optimiza la sinergia entre la rugosidad superficial y la carga neta, maximizando la capacidad electro-estructural del adsorbente.

$$FCE = \text{Área BET} \times |\zeta| \quad \text{Ec. (15)}$$

Ecuación 155. Expresión para la normalización de la capacidad de remoción.

Donde:

FCE: factor de la capacidad electro-estructural ($\text{m}^2 \cdot \text{mV/g}$),

Área BET: capacidad de adsorción (m^2/g),

$|\zeta|$: valor absoluto del potencial zeta (mv).

Tabla 18. Relación entre los parámetros fisicoquímicos, el Factor de Capacidad Electro-Estructural (FCE) y la eficiencia de remoción de AM a 120 min de reacción.

Muestra	Área BET (m^2/g)	$ \zeta $ (mV)	FCE ($\text{m}^2 \cdot \text{mV/g}$)	Remoción de AM (%)
PP con HCl	1.198	102.5	122.80	100.0
PP natural	0.940	108.4	101.90	93.3
PP con NaOH	0.647	111.3	72.01	89.4
PP con H_2SO_4	0.878	74.5	65.41	85.1
PP con H_3PO_4	0.618	90.5	55.93	81.3

7.9 Análisis de Remoción de AM

7.9.1 Curva de Calibración

En **Figura 26 A)** se muestra los espectros de absorción de AM a concentraciones conocidas, en donde se observó una longitud de onda máxima de adsorción $\lambda_{max} = 664 \text{ nm}$, característica del AM. Por otra parte, en la **Figura 26 B)** se muestra la curva de calibración, la cual se formó a partir de la adsorción de

cada concentración en 664 nm. Además, el ajuste de la curva de calibración fue un modelo lineal con $R^2 = 0.997$ y un coeficiente de correlación de $r = 0.998$.

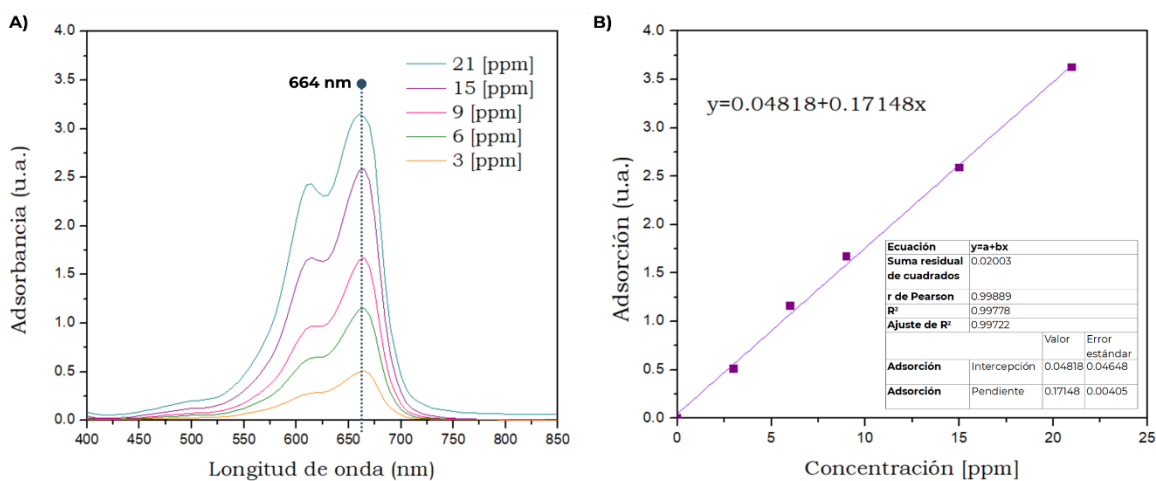


Figura 26. Curva de calibración. **A)** Espectros de adsorción de AM a concentraciones conocidas. **B)** Curva de calibración en función de la concentración de AM.

7.9.2 Remoción de AM con una concentración de 5 ppm

En la **Figura 27** se muestra como el AM de concentración 5 ppm es removido gradualmente con cada una de las PP de diámetro <0.85 mm; sin embargo, se observa un cambio significativo en el color cuando se emplea la PP natural y la modificada tanto con HCl como NaOH; donde la solución transita desde un azul más brillante hacia una tonalidad prácticamente incolora y cristalina. Este fenómeno indica una remoción casi total del colorante en forma acuosa.

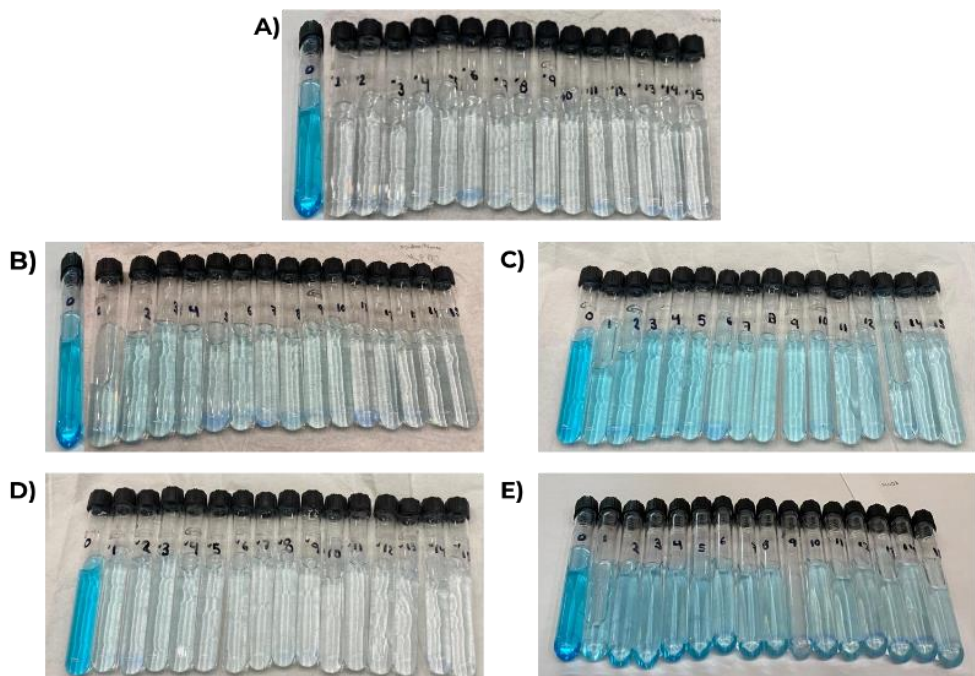


Figura 27. Muestras tomadas en las pruebas de remoción de AM a 5 ppm con: **A)** PP natural, **B)** PP modificada con NaOH, **C)** PP modificada con H₂SO₄, **D)** PP modificada con HCl y **E)** PP modificada con H₃PO₄.

Además, para comprobar cuantitativamente cuales piedras lograron mayor eficiencia de remoción, se calculó su porcentaje de remoción con la **Ecuación 14**. Asimismo, los ensayos de remoción de azul de metileno se realizaron por triplicado.

En la

Figura 28, se puede observar el comportamiento promedio, en la cual, la modificación química superficial de la PP altera significativamente su afinidad por el colorante catiónico Azul de Metileno (AM). El hallazgo más relevante fue la superioridad del tratamiento con HCl, el cual logró una remoción del 100 %, superando a la PP natural (93.3 %) y a los demás tratamientos ácidos y básicos. Este fenómeno se atribuye a una "activación por limpieza", donde el HCl elimina

impurezas minerales y carbonatos, desobstruyendo la red porosa y exponiendo una mayor densidad de sitios activos para la interacción con el adsorbato. Contrario a lo esperado, los tratamientos con H_2SO_4 (85.1 %) y H_3PO_4 (81.3 %) disminuyeron la capacidad de remoción respecto al material natural. Este comportamiento sugiere que estos ácidos, debido a su mayor volumen molecular o agresividad química, provocaron un bloqueo de microporos o una alteración estructural desfavorable en la matriz de aluminosilicato de la pumita. Desde la perspectiva de la Nanotecnología y Sostenibilidad, destaca que la PP natural posee una eficiencia intrínseca muy elevada, lo que la posiciona como un adsorbente de bajo costo sumamente competitivo. No obstante, el acondicionamiento con HCl se identifica como la ruta óptima para maximizar la eficiencia en tiempos reducidos, logrando una transferencia de masa casi instantánea (89.2 % en 5 min).

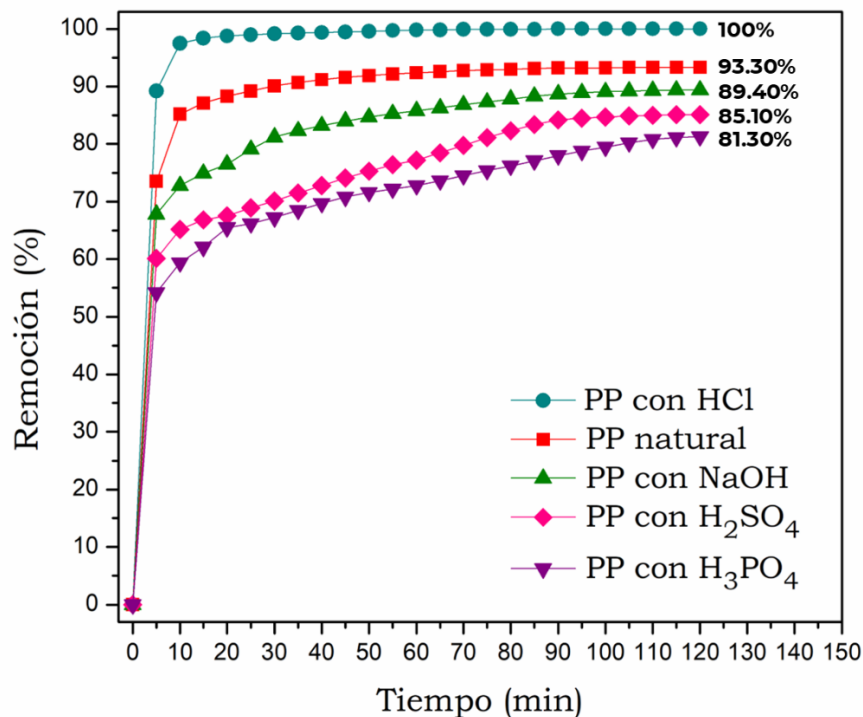


Figura 28. Porcentaje de remoción de AM a una concentración de 5 ppm con cada una de las piedras <0.85 mm.

7.9.3 Isotermas de Adsorción

La **Tabla 19** muestra los parámetros obtenidos en las isotermas de adsorción de AM, en los cuales el coeficiente de correlación (R^2) indica que la PP natural se ajusta más al modelo de *Freundlich*, por lo cual, sugiere una adsorción en multicapa y que la superficie del adsorbente es heterogénea tanto morfológicamente como energéticamente (GÜNEŞ, 2023; Sawasdee & Watcharabundit, 2024).

Además, la capacidad de adsorción obtenida con la PP natural fue $K_F = 3.60$ mg/g y la intensidad de adsorción $n=0.23$, lo que indica que el proceso de adsorción es favorable, es decir, que el AM en la PP puede atraer a otras moléculas de AM ($1/n > 1$ adsorción favorable) (Misran et al., 2025). Así mismo, el estudio de GÜNEŞ (2023) indicó que la PP natural es compatible con la ecuación de Freundlich.

Tabla 19. Parámetros de isotermas de adsorción de AM empleando PP natural y modificada superficialmente.

Muestra de PP	Modelos de isotermas					
	<i>Langmuir</i>			<i>Freundlich</i>		
	K_L (mg/g)	$q_{(max)}$ (mg/g)	R^2	K_F (mg/g)	n	R^2
Natural	1.51	1.32	0.98384	3.60	0.23	0.98436
Con HCl	1.05	0.87	0.95014	0.63	20.00	0.57158
Con NaOH	0.92	2.06	0.91345	0.92	2.52	0.60282

En el caso de las piedras modificadas con HCl y NaOH, los datos experimentales mostraron un mejor ajuste al modelo de isoterma de *Langmuir* lo que indica una adsorción tipo monocapa con una afinidad energética

uniforme. Las constantes de *Langmuir* obtenidas para la piedra modificada con HCl y NaOH fueron de 1.05 y 0.92 mg/g, respectivamente: lo que sugiere una adsorción favorable (Mzinyane, 2024) con una capacidad máxima de adsorción de $q_{\max} = 0.87$ mg/g para la piedra con HCl y $q_{\max} = 2.06$ mg/g con NaOH, (Mzinyane, 2024; Oladoye et al., 2022), ver **Figura 29**.

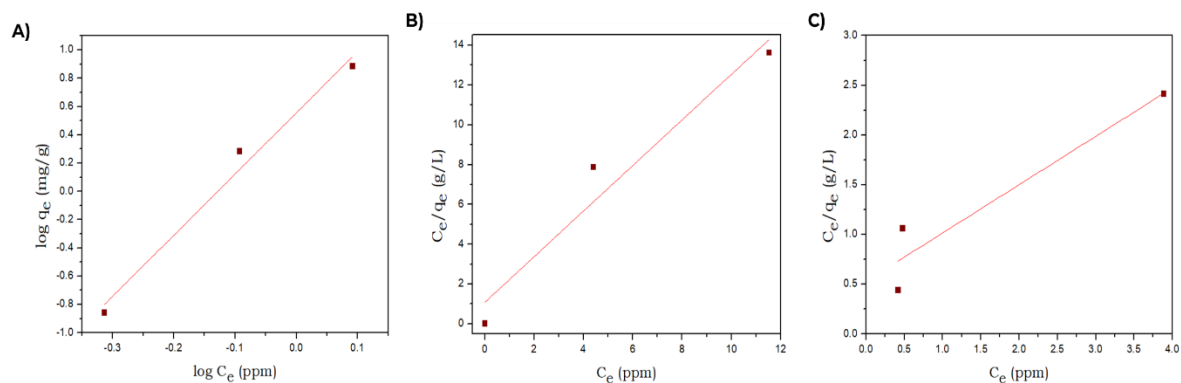


Figura 29. Isothermas de adsorción de AM con: **A)** PP natural (Freundlich), **B)** PP con HCl (Langmuir) y **C)** PP con NaOH (Langmuir). (tiempo de agitación: 120 min, dosis de adsorbente: 1 g, volumen: 100 mL, diámetro del adsorbente: <0.85mm).

7.9.4 Cinética de Adsorción de AM

Como se muestra en la **Tabla 20** y **Figura 30** el modelo de *pseudo-segundo* orden es el que mejor se ajusta a cada uno de los casos con R^2 muy cercanos a 1, indicando una interacción química entre el adsorbente y el adsorbato (Kaur et al., 2025).

Con respecto a la PP natural la velocidad de reacción (K_2) es más alta, en comparación con las modificadas teniendo valores de $K_2 = 4.384$, 0.779 y 0.236 ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$) a 5, 10 y 20 ppm respectivamente, lo que representa que el proceso de adsorción es más rápido con la piedra sin modificar. No obstante, la PP

modificada con NaOH tiene una capacidad máxima de adsorción mayor a las demás, $q_{max} = 2.06 \text{ mg/g}$.

Por otro lado, es importante mencionar que los valores de q_e experimentales son muy similares con los calculados teóricamente, además de un X^2 muy pequeño, que valida más el modelo de *pseudo-segundo* orden. Así mismo, se muestra que q_e aumenta a mayores concentraciones de AM, lo que sugiere que la PP tanto natural como modificada tiene potencial en la remoción de AM, sin embargo, K_2 disminuye a concentraciones más altas, lo cual podría ocurrir por la saturación lenta de sitios activos (Gupta et al., 2025).

Tabla 20. Parámetros cinéticos de la adsorción de AM.

Pseudo-Primer orden									
C_0 (ppm)	PP natural			PP con HCl			PP con NaOH		
	K_1 (min^{-1})	q_e, cal (mg/g)	q_e, exp (mg/g)	K_1 (min^{-1})	q_e, cal (mg/g)	q_e, exp (mg/g)	K_1 (min^{-1})	q_e, cal (mg/g)	q_e, exp (mg/g)
5	0.043	0.051	0.497	0.062	0.134	0.500	0.060	0.252	0.454
10	0.044	0.279	0.861	0.046	0.508	0.601	0.041	0.113	0.976
20	0.052	1.127	1.360	0.056	1.860	1.191	0.052	0.672	1.706
	R^2	X^2		R^2	X^2		R^2	X^2	
5	0.731	3.930		0.930	1.005		0.840		0.161
10	0.571	1.219		0.539	0.017		0.586		6.563
20	0.578	0.048		0.609	0.241		0.673		1.588
Pseudo-Segundo orden									
C_0 (ppm)	PP natural			PP con HCl			PP con NaOH		
	K_2 ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$)	q_e, cal (mg/g)	q_e, exp (mg/g)	K_2 ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$)	q_e, cal (mg/g)	q_e, exp (mg/g)	K_2 ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$)	q_e, cal (mg/g)	q_e, exp (mg/g)
5	4.384	0.497	0.497	1.868	0.504	0.500	0.949	0.459	0.454
10	0.779	0.848	0.861	0.250	0.592	0.601	2.606	0.967	0.976
20	0.236	1.316	1.360	0.082	1.203	1.191	0.207	1.728	1.706
	R^2	X^2		R^2	X^2		R^2	X^2	
5	0.999	0.0000		0.999	0.0000		0.999		0.0001
10	0.998	0.0002		0.988	0.0001		0.999		0.0001
20	0.996	0.0015		0.969	0.0001		0.998		0.0003
Difusión Intrapartícula (Weber-Morris)									
C_0 (ppm)	PP natural			PP con HCl			PP con NaOH		
	K_{id} ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1/2}$)	C	R^2	K_{id} ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1/2}$)	C	R^2	K_{id} ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1/2}$)	C	R^2
5	0.002	0.4781	0.951	0.0092	0.4459	0.8977	0.0089	0.3632	0.972
10	0.0092	0.7438	0.8729	0.4459	0.3266	0.9627	0.0031	0.9328	0.8171
20	0.7438	0.8909	0.8909	0.0534	0.558	0.8963	0.0583	1.1551	0.436

Además, considerando que se tiene una quimisorción, se infiere que existen mecanismos fuertes como la atracción electrostática (Gupta et al., 2025; Hayfron et al., 2025), lo que concuerda con los resultados obtenidos con ζ , los cuales muestran que la carga negativa del adsorbente tiene atracción al colorante catiónico. Así mismo, en el estudio GÜNEŞ (2023) se muestra que la PP se ajusta al modelo de *pseudo-segundo orden*.

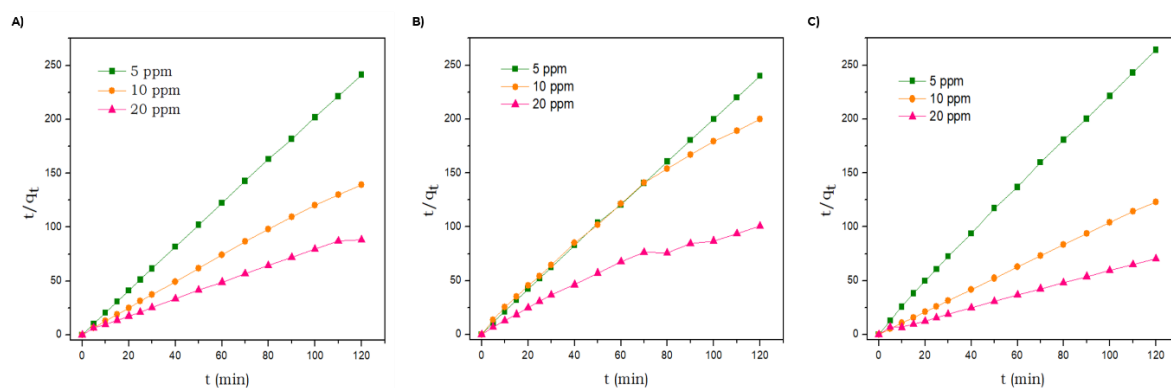


Figura 30. Cinéticas de pseudo-segundo orden para la adsorción de AM a 5, 10 y 20 ppm con: **A)** P.P. natural, **B)** P.P. con HCl y **C)** P.P. con NaOH. (tiempo de agitación: 120 min, dosis de adsorbente: 1 g, volumen: 100 mL, diámetro del adsorbente: <0.85mm).

Por otra parte, los resultados del modelo de Weber-Morris revelan que la difusión intrapartícula no es el único paso limitante de la de la velocidad, debido a que el intercepto C es significativamente mayor a 0. Así mismo, los valores de C reflejan un efecto de capa limitante o adsorción superficial a medida que se aumenta la concentración de AM. Además, los valores bajos de k_{id} confirman que el transporte del colorante hacia el interior de la piedra es un proceso muy lento (Pholosi et al., 2020).

En conclusión, el ajuste al modelo de *pseudo-segundo orden* y la magnitud del intercepto en el modelo de difusión intrapartícula demuestran que

la quimisorción superficial entre los sitios activos de la piedra y las moléculas de AM es el mecanismo dominante.

7.9.5 Efecto de la concentración inicial de AM

El efecto de la concentración inicial de AM sobre la eficiencia de remoción se presenta en la **Figura 31**, donde la PP natural y la modificada con HCl, alcanzaron su remoción máxima a 5 ppm (93.30 % y 100 %, respectivamente); sin embargo, su eficiencia disminuyó al incrementar la concentración de AM a 10 y 20 ppm. Asimismo, este comportamiento es característico en procesos de adsorción donde a bajas concentraciones el adsorbente dispone de una mayor cantidad de sitios activos en la superficie en relación con el número de moléculas de AM, lo que favorece una remoción casi total (Hayfron et al., 2025).

En cambio, la PP modificada con NaOH alcanzó una remoción máxima de AM a una concentración inicial de 10 ppm (97.62 %); no obstante, esta eficiencia disminuyó al incrementar la concentración a 20 ppm. Además, el análisis de EDS (**Figura 19 E**) revela que el tratamiento con NaOH alteró significativamente la química superficial de la PP en comparación con su estado natural (**Figura 19 A**). Según Hayfron et al. (2025) y Varela (2023) esto se debe a que el NaOH induce la desprotonación de los grupos funcionales del adsorbente, incrementando la densidad de sitios activos negativos. Esto permite que el material maneje cargas más altas de Azul de Metileno antes de alcanzar el equilibrio de saturación,

justificando así una velocidad de adsorción más lenta pero más persistente en concentraciones elevadas.

En concreto, la PP natural y la modificada con HCl muestran una saturación prematura de sus sitios activos al aumentar la concentración de AM; en contraste, la PP modificada con NaOH maximiza la carga negativa superficial, proporcionando una mayor cantidad de sitios activos que tardan más tiempo en saturarse en comparación con los otros tratamientos.

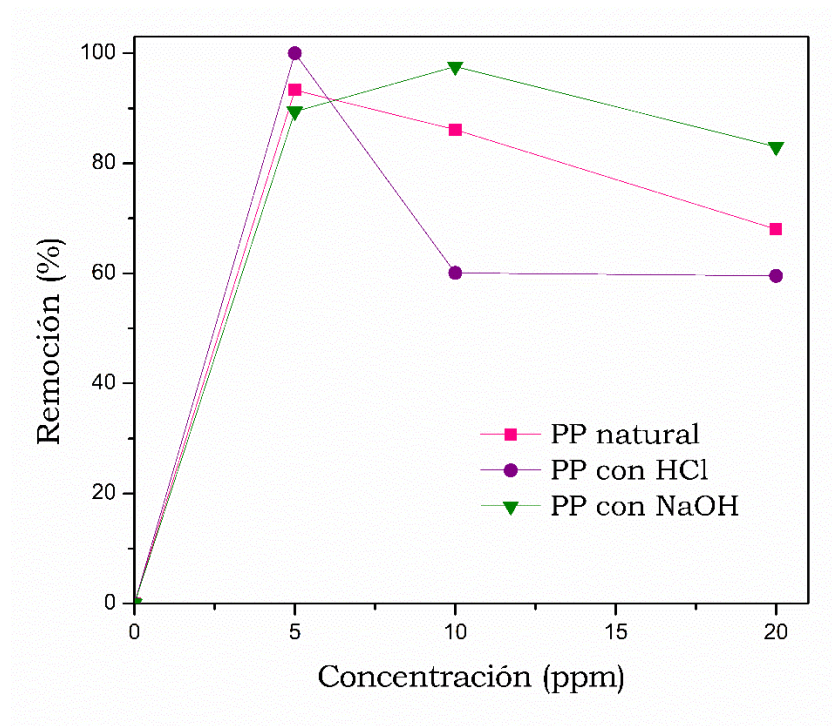


Figura 31. Efecto de la concentración inicial de AM en solución acuosa (tiempo de agitación: 120 min, dosis de adsorbente: 1 g, volumen: 100 mL, diámetro del adsorbente: <0.85mm).

7.9.6 Efecto de tamaño del adsorbente

En la **Figura 32** se muestra la influencia del tamaño de partícula en la capacidad de adsorción. Los resultados confirman que el proceso está fuertemente condicionado por la granulometría, observándose que la remoción de AM a 20 ppm es inversamente proporcional al diámetro del adsorbente.

El porcentaje máximo de remoción de AM se obtuvo a un diámetro de <0.85 mm con 68.02 para la PP natural, 59.53 piedra modificada con HCl y 82.99 con NaOH, en cambio para partículas más grandes disminuyó su porcentaje de remoción. Por lo tanto, las piedras con un diámetro más grandes tienen menor área superficial, así que, adsorben menos; por el contrario, las de menor diámetro cuentan con una gran área superficial expuesta, por lo cual adsorben más (Wekoye et al., 2020).

Sin embargo, destaca el comportamiento de la PP modificada con NaOH, la cual mantuvo eficiencias significativas incluso a tamaños más grandes, alcanzando un 37.31 % a 2.38 mm y 44.11 % a >4.74 mm a una concentración de AM a 20 ppm. Este fenómeno sugiere que el tratamiento alcalino modificó su química superficial mediante procesos de desilificación y desprotonación de grupos funcionales, incrementando la densidad de carga negativa y facilitando la quimisorción del AM inclusive a tamaños mayores.

Por lo tanto, desde la perspectiva tecnológica y económica, la PP modificada con NaOH representa la mejor alternativa. Aunque las partículas pequeñas son más eficientes, el uso de tamaños >4.74 mm simplifica los

procesos de separación y recuperación del adsorbente tras el tratamiento, reduciendo costos operativos.

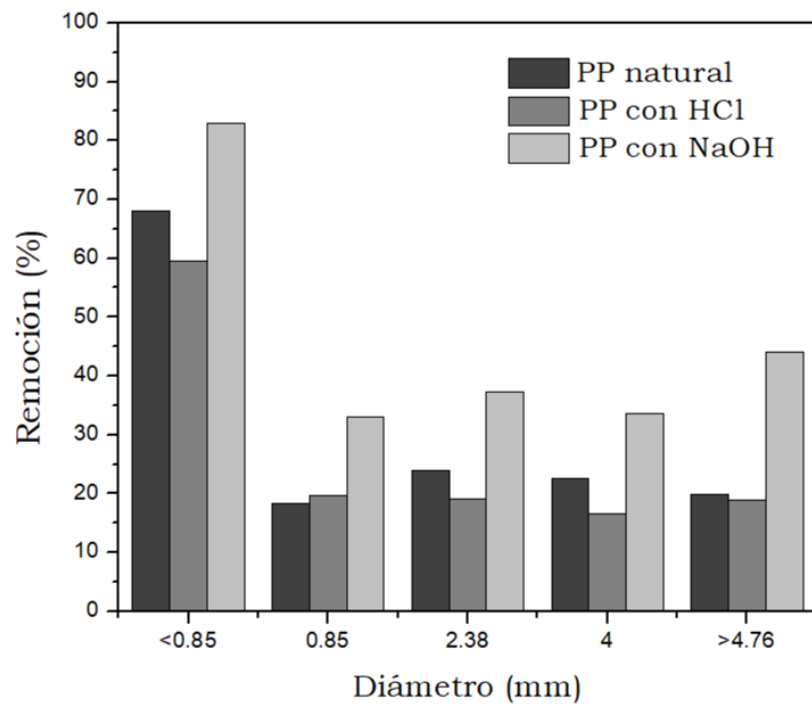


Figura 32. Efecto del tamaño del adsorbente (tiempo de agitación: 120 min, dosis de adsorbente: 1 g, volumen: 100 mL).

8. Conclusiones

La presente investigación permitió evaluar de manera integral el efecto de las modificaciones superficiales de la piedra pómez sobre su capacidad de remoción de Azul de Metileno, concluyendo que, si bien la estructura interna de matriz vítrea con fases de α -Cuarzo, Albita y Moscovita permanece estable tras los tratamientos químicos, la interfaz sólido-líquido experimenta cambios críticos que definen su eficiencia. Mediante los análisis de SEM y DLS, se confirmó que los ácidos provocan una fragmentación por lixiviación (proceso físico-químico donde la pérdida de ciertos componentes químicos de un material sólido debilita su estructura hasta que se rompe en pedazos más pequeños), mientras que el NaOH induce una erosión por desilificación (proceso químico de eliminación de sílice); estos procesos alteran la composición química superficial y la disponibilidad de sitios activos. En este sentido, aunque el tratamiento con HCl resultó ser el más efectivo para incrementar el área superficial específica (1.198 m²/g) y lograr remociones superiores a bajas concentraciones (5 ppm) y tiempos cortos de reacción (<10 min), el estudio de Potencial Zeta y el análisis de isothermas revelaron que la modificación con NaOH es la ruta más robusta para aplicaciones de mayor escala (concentraciones >10 ppm). Lo anterior se debe a que el tratamiento básico incrementa significativamente la carga negativa (-111.3 mV), permitiendo una capacidad máxima de adsorción superior ($q_{\max}= 2.06$ mg/g) y un ajuste al modelo de Langmuir que sugiere una distribución de sitios más uniforme. Estos hallazgos fueron validados mediante la propuesta del Factor de Capacidad Electro-Estructural (FCE) como un parámetro predictivo

fundamental, demostrando que la adsorción es un proceso sinérgico y de naturaleza quimisorbtiva, según el ajuste cinético de pseudo-segundo orden. Por lo tanto, se concluye que la PP modificada con NaOH representa la alternativa más eficiente para efluentes con altas concentraciones de colorante, posicionándola como un candidato idóneo para su escalamiento en sistemas de tratamiento de columna de lecho fijo, dada su resistencia estructural, su abundancia regional y su alta densidad de carga superficial.

Trabajo Futuro

Como prospectiva de esta investigación, se propone el escalamiento de los hallazgos de laboratorio hacia sistemas de flujo continuo mediante el diseño de columnas de lecho fijo, lo que permitirá determinar parámetros industriales como los tiempos de ruptura y la vida útil del adsorbente. Asimismo, resulta fundamental realizar estudios de regeneración y reutilización de la piedra pómez modificada para garantizar su viabilidad económica, así como evaluar su desempeño frente a efluentes textiles reales que presenten mezclas de colorantes y variaciones de pH. Finalmente, se sugiere explorar la síntesis de nanocompósitos mediante la incorporación de partículas fotocatalíticas en la superficie de la piedra y analizar la disposición final del material agotado en matrices de construcción, promoviendo así un esquema de economía circular y un tratamiento integral de los residuos generados

Referencias

- Acquafredda, P. (2019). XRF technique. *Physical Sciences Reviews*, 4(8). <https://doi.org/10.1515/psr-2018-0171>
- Adane, T., Adugna, A. T., & Alemayehu, E. (2021). Textile Industry Effluent Treatment Techniques. In *Journal of Chemistry* (Vol. 2021). <https://doi.org/10.1155/2021/5314404>
- Aguilar-Aguilar, A., de León-Martínez, L. D., Forgionny, A., Acelas Soto, N. Y., Mendoza, S. R., & Zárate-Guzmán, A. I. (2023). A systematic review on the current situation of emerging pollutants in Mexico: A perspective on policies, regulation, detection, and elimination in water and wastewater. *Science of the Total Environment*, 905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167426>
- Ajaz, M., Shakeel, S., & Rehman, A. (2020). Microbial use for azo dye degradation—a strategy for dye bioremediation. In *International Microbiology* (Vol. 23, Issue 2). <https://doi.org/10.1007/s10123-019-00103-2>
- Akash, M. S. H., & Rehman, K. (2020). Ultraviolet-Visible (UV-VIS) Spectroscopy. In *Essentials of Pharmaceutical Analysis*. https://doi.org/10.1007/978-981-15-1547-7_3
- Ali, A., Chiang, Y. W., & Santos, R. M. (2022). X-Ray Diffraction Techniques for Mineral Characterization: A Review for Engineers of the Fundamentals, Applications, and Research Directions. *Minerals*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/min12020205>
- Ali, A., Zhang, N., & Santos, R. M. (2023). Mineral Characterization Using Scanning Electron Microscopy (SEM): A Review of the Fundamentals, Advancements, and Research Directions. In *Applied Sciences (Switzerland)* (Vol. 13, Issue 23). <https://doi.org/10.3390/app132312600>
- Alqaheem, Y., & Alomair, A. A. (2020). Microscopy and spectroscopy techniques for characterization of polymeric membranes. *Membranes*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/MEMBRANES10020033>
- Alraddadi, S., & Assaedi, H. (2021). Physical properties of mesoporous scoria and pumice volcanic rocks. *Journal of Physics Communications*, 5(11). <https://doi.org/10.1088/2399-6528/ac3a95>
- Al-Tohamy, R., Ali, S. S., Li, F., Okasha, K. M., Mahmoud, Y. A. G., Elsamahy, T., Jiao, H., Fu, Y., & Sun, J. (2022). A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: Ecotoxicological and health concerns of textile dyes and possible remediation approaches for environmental safety. In *Ecotoxicology and Environmental Safety* (Vol. 231). <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113160>
- Ameh, E. S. (2019). A review of basic crystallography and x-ray diffraction applications. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, 105(7–8). <https://doi.org/10.1007/s00170-019-04508-1>
- Angaji, M. T., Zinali, A. Z., & Qazvini, N. T. (2013). Study of Physical, Chemical and Morphological Alterations of Smectite Clay upon Activation and Functionalization via the Acid Treatment. *World Journal of Nano Science and Engineering*, 03(04). <https://doi.org/10.4236/wjnse.2013.34019>

- Arman, N. Z., Salmiati, S., Aris, A., Salim, M. R., Nazifa, T. H., Muhamad, M. S., & Marpongahtun, M. (2021). A review on emerging pollutants in the water environment: Existences, health effects and treatment processes. In *Water (Switzerland)* (Vol. 13, Issue 22). <https://doi.org/10.3390/w13223258>
- Ashraf, R. S., Abid, Z., Shahid, M., Rehman, Z. U., Muhammad, G., Altaf, M., & Raza, M. A. (2021). *Methods for the Treatment of Wastewaters Containing Dyes and Pigments*. https://doi.org/10.1007/978-3-030-52395-4_17
- Aziz, I., Sugita, P., Darmawan, N., & Dwiatmoko, A. A. (2023). Effect of desilication process on natural zeolite as Ni catalyst support on hydrodeoxygenation of palm fatty acid distillate (PFAD) into green diesel. *South African Journal of Chemical Engineering*, 45. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2023.07.002>
- Azzouni, D., Saoudi Hassani, E. M., Rais, Z., & Taleb, M. (2022). An Excellent Alternative to Industrial Activated Carbons for the Purification of Textile Water Elaborated from Waste Coffee Grounds. *International Journal of Environmental Research*, 16(5). <https://doi.org/10.1007/s41742-022-00477-8>
- Bağiran, C., Körlü, A., & Yapar, S. (2020). Wastewater Treatment of a Denim Washing Plant by Using Waste Pumice Stones to Recycle Wastewater and Reuse. In *Sustainable Textile and Fashion Value Chains: Drivers, Concepts, Theories and Solutions*. https://doi.org/10.1007/978-3-030-22018-1_9
- Bahtiyari, M. İ., Aydınlioğlu, Ö., Yapar, S., & Körlü, A. (2024). Modification of Waste Pumice Stone for Valorization Purposes. *Waste and Biomass Valorization*. <https://doi.org/10.1007/s12649-024-02727-6>
- Beć, K. B., Grabska, J., & Huck, C. W. (2022). Physical principles of infrared spectroscopy. *Comprehensive Analytical Chemistry*, 98, 1–43. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2020.08.001>
- Benkhaya, S., M'rabet, S., & El Harfi, A. (2020). A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes. In *Inorganic Chemistry Communications* (Vol. 115). <https://doi.org/10.1016/j.inoche.2020.107891>
- Castro-González, N. P., Calderón-Sánchez, F., Moreno-Rojas, R., Tamariz-Flores, J. V., & Reyes-Cervantes, E. (2019). Heavy metals pollution level in wastewater and soils in the alto balsas sub-basin in tlaxcala and puebla, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(2). <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.02.06>
- CONAGUA. (2021). *Estadísticas del Agua en México 2021*.
- CONAGUA. (2023). *Compendio de Estadísticas Ambientales 2023*.
- Crini, G., Lichtfouse, E., Wilson, L. D., & Morin-Crini, N. (2019). Conventional and non-conventional adsorbents for wastewater treatment. In *Environmental Chemistry Letters* (Vol. 17, Issue 1). <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0786-8>
- Dao, H. M., Whang, C. H., Shankar, V. K., Wang, Y. H., Khan, I. A., Walker, L. A., Husain, I., Khan, S. I., Murthy, S. N., & Jo, S. (2020). Methylene blue as a far-red light-mediated photocleavable multifunctional ligand. *Chemical Communications*, 56(11). <https://doi.org/10.1039/c9cc08916k>

- de Anda, J., & Shear, H. (2021). Sustainable wastewater management to reduce freshwater contamination and water depletion in Mexico. *Water (Switzerland)*, 13(16). <https://doi.org/10.3390/w13162307>
- Derakhshan, Z., Baghapour, M. A., Ranjbar, M., & Faramarzian, M. (2013). Adsorption of Methylene Blue Dye from Aqueous Solutions by Modified Pumice Stone: Kinetics and Equilibrium Studies. *Health Scope*, 2(3). <https://doi.org/10.17795/jhealthscope-12492>
- Doménech-Carbó, M. T., & Osete-Cortina, L. (2016). Another beauty of analytical chemistry: chemical analysis of inorganic pigments of art and archaeological objects. *ChemTexts*, 2(3). <https://doi.org/10.1007/s40828-016-0033-5>
- Dutta, S., Adhikary, S., Bhattacharya, S., Roy, D., Chatterjee, S., Chakraborty, A., Banerjee, D., Ganguly, A., Nanda, S., & Rajak, P. (2024). Contamination of textile dyes in aquatic environment: Adverse impacts on aquatic ecosystem and human health, and its management using bioremediation. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 353). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120103>
- Eslami, F., Nodehi, R. N., Nasser, S., Salari, M., Mahvi, A. H., & Ardejani, F. D. (2020). Optimization of chromium (VI) adsorption by novel nano-pumice modified by cationic surfactant from aqueous media using the response surface method: Isotherm and kinetic studies. *Desalination and Water Treatment*, 177. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.24931>
- Fadlilmoula, A., Pinho, D., Carvalho, V. H., Catarino, S. O., & Minas, G. (2022). Fourier Transform Infrared (FTIR) Spectroscopy to Analyse Human Blood over the Last 20 Years: A Review towards Lab-on-a-Chip Devices. In *Micromachines* (Vol. 13, Issue 2). <https://doi.org/10.3390/mi13020187>
- Falke, S., & Betzel, C. (2019). *Dynamic Light Scattering (DLS)*. https://doi.org/10.1007/978-3-030-28247-9_6
- Ferreira Maillard, A. P. V., Espeche, J. C., Maturana, P., Cutro, A. C., & Hollmann, A. (2021). Zeta potential beyond materials science: Applications to bacterial systems and to the development of novel antimicrobials. In *Biochimica et Biophysica Acta - Biomembranes* (Vol. 1863, Issue 6). <https://doi.org/10.1016/j.bbamem.2021.183597>
- Gallego-Ramírez, C., Chica, E., & Rubio-Clemente, A. (2022). Estudio de los efectos ecotoxicológicos de los colorantes en diferentes organismos acuáticos. In E. Serna (Ed.), *Ciencia Transdisciplinaria En La Nueva Era* (pp. 336–346). Editorial Instituto Antioqueño de Investigación Medellín – Antioquia. <https://doi.org/https://doi.org/10.5281/zenodo.7381757>
- Garduño, C. (2019). Remoción del colorante Azul de Metileno empleando residuos de té verde. In *Universidad Autónoma del Estado De México Facultad de Planeación Urbana y Regional*.
- Goldstein, J. I., Newbury, D. E., Michael, J. R., Ritchie, N. W. M., Scott, J. H. J., & Joy, D. C. (2018). Energy Dispersive X-ray Spectrometry: Physical Principles and User-Selected Parameters. In *Scanning Electron Microscopy and X-Ray Microanalysis*. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6676-9_16

- Gond, R. K., Gupta, M. K., Singh, H., Rangappa, S. M., & Siengchin, S. (2021). Extraction and properties of cellulose for polymer composites. In *Biodegradable Polymers, Blends and Composites*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823791-5.00011-9>
- González Villarreal, F. J., Vázquez Herrera, E., Aguilar Amilpa, E., & Arriaga Medina, J. A. (2022). *Perspectivas Agua en México*. UNAM.
- Greenpeace. (2021, January 29). *Fast Fashion: de tu armario al vertedero*. Greenpeace.
- Guerrero-García-Rojas, H. R., García-Vega, D., & Seguí-Amórtegui, L. (2021). Industrial water productivity in Mexico: Efficiency analysis for eight sectors. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 12(1). <https://doi.org/10.24850/J-TYCA-2021-01-08>
- Güneş, K. (2023). Elucidation of the methylene blue adsorption mechanism at the interface of powder pumice and aqueous solution by electro-kinetic and static contact angle measurements. *Desalination and Water Treatment*, 298. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29655>
- GÜNEŞ, K. (2023). Isotherm and kinetic modeling of the adsorption of methylene blue, a cationic dye, on pumice. *International Journal of Chemistry and Technology*, 7(1). <https://doi.org/10.32571/ijct.1279701>
- Guo, Y., Liu, C., Ye, R., & Duan, Q. (2020). Advances on Water Quality Detection by UV-Vis Spectroscopy. *Applied Sciences*, 10(19), 6874. <https://doi.org/10.3390/app10196874>
- Gupta, P., Kaushik, A., Nagpal, G., Diantoro, M., Hamzah, F. M., Chowdhury, F. I., & Singh, P. K. (2025). Sorption isotherms and kinetics of Crystal Violet dye uptake from aqueous solution by using polyaniline nanocomposite as adsorbent. *Chemical Physics Impact*, 10, 100834. <https://doi.org/10.1016/j.chphi.2025.100834>
- Hasanuzzaman, Md., Quddus, Md. S., Saha, M., & Sharmin, N. (2026). Transformation of waste into wealth: Thermochemical conversion of coal fly ash to extract Al₂O₃ via alkali desilication and soda–lime assisted sintering. *Chemistry of Inorganic Materials*, 8, 100143. <https://doi.org/10.1016/j.cinorg.2026.100143>
- Hayfron, J., Jääskeläinen, S., & Tetteh, S. (2025). Synthesis of zeolite from rice husk ash and kaolinite clay for the removal of methylene blue from aqueous solution. *Heliyon*, 11(1), e41325. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e41325>
- Hidayanti, F., & Harnovan, A. A. (2020). Application of Scanning Electron Microscopy: a Review. *International Journal of Applied Science and Engineering Review*, 1(6).
- Holder, C. F., & Schaak, R. E. (2019). Tutorial on Powder X-ray Diffraction for Characterizing Nanoscale Materials. In *ACS Nano* (Vol. 13, Issue 7). <https://doi.org/10.1021/acsnano.9b05157>
- IMCO. (2023). *Aguas en México: ¿escasez o mala gestión?* <https://imco.org.mx/wp-content/uploads/2023/02/Situacion-del-agua-en-Mexico-1.pdf>
- INEGI. (2022). *Conociendo la industria del vestido*. www.inegi.org.mx
- Irwansyah, F. S., Amal, A. I., Diyanthi, E. W., Hadisantoso, E. P., Noviyanti, A. R., Eddy, D. R., & Risdiana, R. (2024). How to Read and Determine the Specific Surface Area of

- Inorganic Materials using the Brunauer-Emmett-Teller (BET) Method. *ASEAN Journal of Science and Engineering*, 4(1). <https://doi.org/10.17509/ajse.v4i1.60748>
- Islam, T., Repon, M. R., Islam, T., Sarwar, Z., & Rahman, M. M. (2023). Impact of textile dyes on health and ecosystem: a review of structure, causes, and potential solutions. In *Environmental Science and Pollution Research* (Vol. 30, Issue 4). <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24398-3>
- Ismail, G. A., & Sakai, H. (2022). Review on effect of different type of dyes on advanced oxidation processes (AOPs) for textile color removal. In *Chemosphere* (Vol. 291). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132906>
- Jenkins, R. (1999). *X-ray fluorescence spectrometry* (2^a ed.). Wiley-Interscience.
- Jimenez Santiago, A. (2019). Aplicación del ClO₂ en solución acuosa, en la torre de enfriamiento CT-2601 del campo procesador de gas nuevo Pemex. *Repositorio Institucional Del Tecnológico Nacional de México (RI - TecNM)* . <https://51.143.95.221/handle/TecNM/1297>
- Kaur, J., Kumar, N., Sharma, S., & Kumar, R. (2025). Effect of turbulent stirring and orbitally shaking on methylene blue adsorption by (NH₄)₂V₆O₁₆·1.5H₂O nanostructures: An intra-diffusion model analysis. *Desalination and Water Treatment*, 321, 100950. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100950>
- Khan, I., Saeed, K., Zekker, I., Zhang, B., Hendi, A. H., Ahmad, A., Ahmad, S., Zada, N., Ahmad, H., Shah, L. A., Shah, T., & Khan, I. (2022). Review on Methylene Blue: Its Properties, Uses, Toxicity and Photodegradation. In *Water (Switzerland)* (Vol. 14, Issue 2). <https://doi.org/10.3390/w14020242>
- Kristianto, H., Rahman, H., Prasetyo, S., & Sugih, A. K. (2019). Removal of Congo red aqueous solution using *Leucaena leucocephala* seed's extract as natural coagulant. *Applied Water Science*, 9(4). <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0972-2>
- Kumar, P. S., Prasanth, S. M., Harish, S., & Rishikesh, M. (2021). Industrial water footprint: Case study on textile industries. In *Environmental Footprints and Eco-Design of Products and Processes*. https://doi.org/10.1007/978-981-33-4377-1_2
- LindaNtangu, D. A., & Macha, I. J. (2023). Potential use of pumice rocks for municipal and industrial wastewater treatment in Tanzania. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20(3). <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04148-1>
- Liu, Y., Zhu, J., Chi, M., Eygen, G. Van, Guan, K., & Matsuyama, H. (2025). Comprehensive review of nanofiltration membranes for efficient resource recovery from textile wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 506, 160132. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.160132>
- Lozano Morales, et al. (2021). *RÍO ATOYAC: HACIA UNA GESTIÓN INTEGRAL DE UNA PROBLEMÁTICA MULTIFACTORIAL* (S. Alejandro Lozano Morales, Ed.; 1st ed., Vol. 1).
- Lunardi, C. N., Gomes, A. J., Rocha, F. S., De Tommaso, J., & Patience, G. S. (2021). Experimental methods in chemical engineering: Zeta potential. In *Canadian Journal of Chemical Engineering* (Vol. 99, Issue 3). <https://doi.org/10.1002/cjce.23914>

- Madhav, S., Ahamad, A., Singh, A. K., Kushawaha, J., Chauhan, J. S., Sharma, S., & Singh, P. (2020). *Water Pollutants: Sources and Impact on the Environment and Human Health*. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0671-0_4
- Marguí, E., Queralt, I., & de Almeida, E. (2022). X-ray fluorescence spectrometry for environmental analysis: Basic principles, instrumentation, applications and recent trends. *Chemosphere*, *303*, 135006. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135006>
- Meili, L., Lins, P. V. S., Costa, M. T., Almeida, R. L., Abud, A. K. S., Soletti, J. I., Dotto, G. L., Tanabe, E. H., Sellaoui, L., Carvalho, S. H. V., & Erto, A. (2019). Adsorption of methylene blue on agroindustrial wastes: Experimental investigation and phenomenological modelling. *Progress in Biophysics and Molecular Biology*, *141*. <https://doi.org/10.1016/j.pbiomolbio.2018.07.011>
- Miri Ramsheh, S., Turchi, M., Perera, S., Schade, A. M., Okhrimenko, D. V., Stipp, S. L. S., Solvang, M., Walsh, T. R., & Andersson, M. P. (2023). Prediction of the surface chemistry of calcium aluminosilicate glasses. *Journal of Non-Crystalline Solids*, *620*. <https://doi.org/10.1016/j.jnoncrysol.2023.122597>
- Misran, E., Pratama, W., Napitupulu, K. I. K., Supardan, M. D., Iryani, D. A., & Pramananda, V. (2025). Ultrasonic-assisted adsorption of methylene blue using shrimp shells as a low-cost adsorbent: Evaluation on the adsorption isotherm, kinetics, and thermodynamics. *South African Journal of Chemical Engineering*, *52*, 111–126. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2025.01.011>
- Moradi, M., Vasseghian, Y., Khataee, A., Kobya, M., Arabzade, H., & Dragoi, E. N. (2020). Service life and stability of electrodes applied in electrochemical advanced oxidation processes: A comprehensive review. In *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* (Vol. 87). <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2020.03.038>
- Murthy, N. S., & Minor, H. (1990). General procedure for evaluating amorphous scattering and crystallinity from X-ray diffraction scans of semicrystalline polymers. *Polymer*, *31*(6). [https://doi.org/10.1016/0032-3861\(90\)90243-R](https://doi.org/10.1016/0032-3861(90)90243-R)
- Mzinyane, N. N. (2024). Removal of Methylene Blue dye from aqueous solution using Fenton-modified submerged aquatic plant *Schoenoplectus* species (Bulrush). *Heliyon*, *10*(21), e40071. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40071>
- Nasrollahzadeh, M., Atarod, M., Sajjadi, M., Sajjadi, S. M., & Issaabadi, Z. (2019). Plant-Mediated Green Synthesis of Nanostructures: Mechanisms, Characterization, and Applications. *Interface Science and Technology*, *28*, 199–322. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813586-0.00006-7>
- Oladoye, P. O., Ajiboye, T. O., Omotola, E. O., & Oyewola, O. J. (2022). Methylene blue dye: Toxicity and potential elimination technology from wastewater. In *Results in Engineering* (Vol. 16). <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100678>
- ONU. (2019, April 12). *El costo ambiental de estar a la moda*. ONU.
- Onyango, C., Nyairo, W., Kwach, B., Shikuku, V., Sylvain, T., Dzoujo Tamaguelon, H., & Rüscher, C. (2024). Synthesis of pumice and medical waste incinerator fly ash based phosphate geopolymers for methylene blue dye adsorption: co-valorization,

- parameters and mechanism. *Materials Advances*, 5(21), 8546–8563. <https://doi.org/10.1039/D4MA00779D>
- Osouleddini, N., Heydari, M., Darvishmotevalli, M., & Khosravi, T. (2020). Application of artificial neural networks and response surface methodology for analysis of malachite green removal from aqueous solution using phosphoric acid–modified pumice powder: Kinetic and isotherm studies. *Desalination and Water Treatment*, 178. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.24948>
- Palčić, A., & Valtchev, V. (2020). Analysis and control of acid sites in zeolites. In *Applied Catalysis A: General* (Vol. 606). <https://doi.org/10.1016/j.apcata.2020.117795>
- Pholosi, A., Naidoo, E. B., & Ofomaja, A. E. (2020). Intraparticle diffusion of Cr(VI) through biomass and magnetite coated biomass: A comparative kinetic and diffusion study. *South African Journal of Chemical Engineering*, 32, 39–55. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2020.01.005>
- Piccolo, M., Aceto, M., & Vitorino, T. (2019). UV-Vis spectroscopy. *Physical Sciences Reviews*, 4(4). <https://doi.org/10.1515/psr-2018-0008>
- Pizzicato, B., Pacifico, S., Cayuela, D., Mijas, G., & Riba-Moliner, M. (2023). Advancements in Sustainable Natural Dyes for Textile Applications: A Review. In *Molecules* (Vol. 28, Issue 16). <https://doi.org/10.3390/molecules28165954>
- Prabhakaran, G., Manikandan, M., & Boopathi, M. (2020). Treatment of textile effluents by using natural coagulants. *Materials Today: Proceedings*, 33. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.03.029>
- Prajaputra, V., Abidin, Z., Widiatmaka, Suryaningtyas, D. T., & Rizal, H. (2019). Characterization of Na-P1 zeolite synthesized from pumice as low-cost materials and its ability for methylene blue adsorption. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 399(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/399/1/012014>
- Programa Mundial de la UNESCO de Evaluación de los Recursos Hídricos. (2023). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2023*. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000386807>
- Rahman, Md. M., Shafiullah, A. Z., Pal, A., Islam, Md. A., Jahan, I., & Saha, B. B. (2021). Study on Optimum IUPAC Adsorption Isotherm Models Employing Sensitivity of Parameters for Rigorous Adsorption System Performance Evaluation. *Energies*, 14(22), 7478. <https://doi.org/10.3390/en14227478>
- Rashad, A. M. (2021). An Overview of Pumice Stone as a Cementitious Material – the Best Manual for Civil Engineer. *Silicon*, 13(2). <https://doi.org/10.1007/s12633-020-00469-3>
- Rathi, B. S., & Kumar, P. S. (2021). Application of adsorption process for effective removal of emerging contaminants from water and wastewater. *Environmental Pollution*, 280. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116995>
- Rathi, B. S., Kumar, P. S., & Vo, D. V. N. (2021). Critical review on hazardous pollutants in water environment: Occurrence, monitoring, fate, removal technologies and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 797. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149134>

- Rodriguez Calderon, S. F., & Soto Olortico, D. S. (2019). *Proceso foto-fenton para la degradación de color del efluente de la industria textil* [Universidad Nacional del Centro de Perú]. <http://hdl.handle.net/20.500.12894/5344>
- Rorissa, G. L., Tesema, E. A., D.M., R. P., Hundee, A. R., Beyena, S. Y., Biru, M. A., Mekonnen, D. T., & Adnuallem, T. L. (2025). Removal of methylene blue dye from textile industry wastewater using green synthesized Teff straw assisted ZnO nanoparticle. *Scientific Reports*, 15(1), 26230. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-11746-9>
- Sahoo, T. R., & Prelot, B. (2020). Adsorption processes for the removal of contaminants from wastewater: The perspective role of nanomaterials and nanotechnology. In *Nanomaterials for the Detection and Removal of Wastewater Pollutants*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818489-9.00007-4>
- Salas-Salvadó, J., Maraver, F., Rodríguez-Mañas, L., de Pipaon, M. S., Vitoria, I., & Moreno, L. A. (2020). The importance of water consumption in health and disease prevention: The current situation. *Nutricion Hospitalaria*, 37(5). <https://doi.org/10.20960/nh.03160>
- Samsami, S., Mohamadi, M., Sarrafzadeh, M. H., Rene, E. R., & Firoozbahr, M. (2020). Recent advances in the treatment of dye-containing wastewater from textile industries: Overview and perspectives. In *Process Safety and Environmental Protection* (Vol. 143). <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.034>
- Sánchez-Trujillo, M. G., & Reséndiz Vega, M. (2020). Análisis de ciclo de vida y la huella de carbono en el proceso de fabricación de pantalón de mezclilla. Caso estudio plantas productoras Región Sur, Hidalgo, México. *Inquietud Empresarial*.
- Sawasdee, S., & Watcharabundit, P. (2024). Adsorption Behavior and Mechanism of Brilliant Green Dye onto Acid-modified Mesoporous Volcanic Pumice. *Applied Environmental Research*. <https://doi.org/10.35762/AER.2024042>
- Secretaría de Salud (SSA). (2020). *NOM-179-SSA1-2020: Agua para uso y consumo humano. Control de la calidad del agua distribuida por los sistemas de abastecimiento de agua*.
- Serrano-Lotina, A., Portela, R., Baeza, P., Alcolea-Rodriguez, V., Villarroel, M., & Ávila, P. (2023). Zeta potential as a tool for functional materials development. *Catalysis Today*, 423. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2022.08.004>
- Sharma, S., Sharma, A., & Sharma, S. K. (2023). Ecotoxicological effects and socio-economical aspects of nanoadsorbent materials. In *Adsorption through Advanced Nanoscale Materials* (pp. 507–531). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-18456-7.00023-7>
- Skoog, D. A. ., Holler, F. James., & Crouch, S. R. . (2018). *Principios de análisis instrumental*. Cengage Learning.
- Soleimani, H., Mahvi, A. H., Yaghmaeian, K., Abbasnia, A., Sharafi, K., Alimohammadi, M., & Zamanzadeh, M. (2019). Effect of modification by five different acids on pumice stone as natural and low-cost adsorbent for removal of humic acid from aqueous solutions - Application of response surface methodology. *Journal of Molecular Liquids*, 290. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111181>

- Soleimani, H., Sharafi, K., Amiri Parian, J., Jaafari, J., & Ebrahimzadeh, G. (2023). Acidic modification of natural stone for Remazol Black B dye adsorption from aqueous solution- central composite design (CCD) and response surface methodology (RSM). *Heliyon*, 9(4). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14743>
- Sonal, S., & Mishra, B. K. (2021). Role of Coagulation/Flocculation Technology for the Treatment of Dye Wastewater: Trend and Future Aspects. In *Water Pollution and Management Practices*. https://doi.org/10.1007/978-981-15-8358-2_13
- Suhalim, N. S., Kasim, N., Mahmoudi, E., Shamsudin, I. J., Mohammad, A. W., Zuki, F. M., & Jamari, N. L. A. (2022). Rejection Mechanism of Ionic Solute Removal by Nanofiltration Membranes: An Overview. In *Nanomaterials* (Vol. 12, Issue 3). <https://doi.org/10.3390/nano12030437>
- Surela, A. K., Chhachhia, L. K., Surela, V. K., & Meena, P. L. (2024). Polypyrrole-Based Composites for Dyes Removal From Contaminated Water. In *Reference Module in Materials Science and Materials Engineering*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95486-0.00019-3>
- Talaat Mohammed, D., & Yaltay, N. (2024). Strength and elevated temperature resistance properties of the geopolymers paste produced with ground granulated blast furnace slag and pumice powder. *Ain Shams Engineering Journal*, 15(3), 102483. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2023.102483>
- Tejeda-Mansir, A., Montesinos, R. M., & Guzmán, R. (2011). *Bioseparaciones*. PEARSON EDUCACIÓN.
- Ul'yabaeva, G. R., Podorozhko, E. A., Kil'deeva, N. R., & Lozinskii, V. I. (2019). Adsorption of an Acid Textile Dye from Aqueous Solutions by a Chitosan-Containing Polyvinyl Alcohol Composite Cryogel. *Fibre Chemistry*, 51(3). <https://doi.org/10.1007/s10692-019-10074-9>
- Ural, N. (2021). The significance of scanning electron microscopy (SEM) analysis on the microstructure of improved clay: An overview. In *Open Geosciences* (Vol. 13, Issue 1). <https://doi.org/10.1515/geo-2020-0145>
- Valladares Cisneros, M. G., Aranda Figueroa, M. G., & Romero Domínguez, R. J. (2019). Adsorbentes de origen vegetal y su aplicación en la remoción amigable de colorantes presentes en agua. *Inventio*, 15(37). <https://doi.org/10.30973/inventio/2019.15.37/7>
- Van Grieken, R. E., & Markowicz, A. A. (2002). *Handbook of X-Ray Spectrometry* (2^a ed.). CRC Press.
- Vanegas López, G. J. (2021). *Preparación y caracterización de Carbón activado obtenido a partir de residuos textiles de mezclilla* [Universidad Nacional de Colombia]. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/81024>
- Vareda, J. P. (2023). On validity, physical meaning, mechanism insights and regression of adsorption kinetic models. *Journal of Molecular Liquids*, 376, 121416. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2023.121416>
- Velusamy, S., Roy, A., Sundaram, S., & Kumar Mallick, T. (2021). A Review on Heavy Metal Ions and Containing Dyes Removal Through Graphene Oxide-Based Adsorption

Strategies for Textile Wastewater Treatment. In *Chemical Record* (Vol. 21, Issue 7). <https://doi.org/10.1002/tcr.202000153>

Wang, H., & Chu, P. K. (2013). Surface Characterization of Biomaterials. In *Characterization of Biomaterials* (pp. 105–174). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415800-9.00004-8>

Wekoye, J. N., Wanyonyi, W. C., Wangila, P. T., & Tonui, M. K. (2020). Kinetic and equilibrium studies of Congo red dye adsorption on cabbage waste powder. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 2. <https://doi.org/10.1016/j.enccoco.2020.01.004>