



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS



Posgrado en Ciencias en Ingeniería Química

**Adsorción de Amonio en Solución Acuosa sobre Diversos
Materiales y Nanomateriales**

Tesis que para obtener el grado de:
Maestro en Ciencias en Ingeniería Química

Presenta:
Marmolejo Contreras Juan de la Cruz

Director de Tesis: **Dr. Roberto Leyva Ramos**
Codirector de Tesis: **Dra. Damarys Haidee Carrales Alvarado**

SAN LUIS POTOSÍ, S. L. P.

Agosto, 2026.



UASLP-Sistema de Bibliotecas

Repositorio Institucional Tesis Digitales Restricciones de Uso

DERECHOS RESERVADOS

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en este Trabajo Terminal está protegido por la Ley Federal de Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos.

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde se obtuvo, mencionando el autor o autores.

Cualquier uso distinto o con fines de lucro, reproducción, edición o modificación será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Adsorción de Amonio en Solución Acuosa sobre Diversos Materiales y Nanomateriales ©
2026 por Marmolejo Contreras, Juan de la Cruz se distribuye bajo una licencia de Creative
Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International

Este proyecto se realizó en el Laboratorio de Ingeniería Química Ambiental adscrito a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, en el periodo comprendido entre agosto 2024 y agosto 2026, bajo la dirección del Dr. Roberto Leyva Ramos y el Dr. Raúl Ocampo Pérez y fue apoyado por la secretaria de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación de donde se obtuvieron recursos para la realización del trabajo.

El programa de Maestría en Ciencias en ingeniería Química de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí pertenece al Sistema Nacional de Posgrados de Calidad (SNP) del SESCHITY, registro 000896. Número de la beca otorgada por CONAHCYT: 4025142. Número de CVU.1324257

Los datos del trabajo titulado Adsorción de Amonio en Solución Acuosa sobre Diversos Materiales y Nanomateriales se encuentran bajo el resguardo de la Facultad de Ciencias Químicas y pertenecen a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

Facultad de Ciencias Químicas

Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

Posgrado en Ciencias en Ingeniería Química

Programa de Maestría

Solicitud de Registro de Tesis Maestría

San Luis Potosí SLP a 24/ Octubre /2024

Comité Académico

En atención a: Coordinador/a del Posgrado

Por este conducto solicito a Usted se lleve a cabo el registro de tema de tesis de Maestría, el cual quedo definido de la siguiente manera: Adsorción de Amonio en Solución Acuosa sobre Diversos Materiales y Nanomateriales que desarrollará el/la estudiante: Juan de la Cruz Marmolejo Contreras bajo la dirección y/o Co-dirección de: Dr. Roberto Leyva Ramos y Dra. Damarys Haidee Carrales Alvarado

Asimismo, le comunico que el proyecto en el cual trabajará el alumno involucrará el manejo de animales de experimentación, estudios con seres humanos o muestras derivadas de los mismos, el manejo y/o generación de organismos genéticamente modificados y requiere de aval de Comité de Ética e investigación de la FCQ.

(Complete la opción que aplique en su caso):

() Sí debido a que: _____

() No

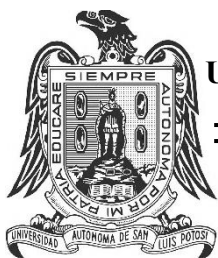
(x) No Aplica

Sin otro particular, quedo de Usted.

ATENTAMENTE

Nombre y firma del estudiante

Nombre y firma del Director de Tesis



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS



Posgrado en Ciencias en Ingeniería Química

**Adsorción de Amonio en Solucion Acuosa sobre Diversos
Materiales y Nanomateriales**

Tesis que para obtener el grado de:

Maestría en Ciencias en Ingeniería Química

Presenta:

Marmolejo Contreras Juan de la Cruz

Sinodales

Presidente: Dr. Raúl Ocampo Pérez _____

Secretario: Dr. Roberto Leyva Ramos _____

Vocal: Dra. Damarys Haidee Carrales Alvarado _____

Vocal: Dra. Génesis Derith Valdez García _____

SAN LUIS POTOSÍ, S. L. P.

Agosto, 2026.

INTEGRANTES DEL COMITÉ TUTORIAL ACADEMICO

Dr. Roberto Leyva Ramos: Director de tesis. Adscrito al Posgrado en Ciencias en ingeniería Química de la Universidad Autónoma de San Luis Potosi, San Luis Potosi, S.L.P.

Dra. Damarys Haydee Carrales Alvarado: Codirector de tesis. Adscrito al Posgrado en Ciencias en ingeniería Química de la Universidad Autónoma de San Luis Potosi, San Luis Potosi, S.L.P.

Dr. Raúl Ocampo Pérez: Tutor de tesis. Adscrito al Posgrado en Ciencias en ingeniería Química de la Universidad Autónoma de San Luis Potosi, San Luis Potosi, S.L.P.

Dra. Genesis Derith Valdez García: Tutor de tesis. Adscrito al Posgrado en Ciencias en ingeniería Química de la Universidad Autónoma de San Luis Potosi, San Luis Potosi, S.L.P.

Carta Cesión de Derechos

San Luis Potosí SLP a Julio/ 20 /2026.

En la ciudad de San Luis Potosí el día 15 del mes de Agosto del año 2026 El que suscribe Marmolejo Contreras Juan de la Cruz Alumno(a) del programa de posgrado en Ciencias en Ingeniería Química adscrito a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo terminal, realizado bajo la dirección de: Dr. Roberto Leyva Ramos y el Dr. Raúl Ocampo Pérez y cede los derechos del trabajo titulado Adsorción de Amonio en Solución Acuosa sobre Diversos Materiales y Nanomateriales a la **Universidad Autónoma de San Luis Potosí**, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir de forma total o parcial texto, gráficas, imágenes o cualquier contenido del trabajo si el permiso expreso del o los autores. Éste, puede ser obtenido directamente con el autor o autores escribiendo a la siguiente dirección juan07marmolejocont@gmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

Nombre y firma del alumno

Carta de Análisis de Similitud

San Luis Potosí SLP a 22/07/2026.

L.B. Reyna Nayeli Ortiz Quintero

Biblioteca de Posgrado FCQ

Asunto: Reporte de porcentaje de similitud de tesis de grado

Por este medio me permito informarle el porcentaje de similitud obtenido mediante Ithenticate para la tesis titulada Adsorción de Amonio en Solución Acuosa sobre Diversos Materiales y Nanomateriales presentada por el autor IQ. Juan de la Cruz Marmolejo Contreras. La tesis es requisito para obtener el grado de Maestría en el Posgrado en Ciencias en Ingeniería Química. El análisis reveló un porcentaje de similitud de 27% excluyendo referencias y metodología.

Agradezco sinceramente su valioso tiempo y dedicación para llevar a cabo una exhaustiva revisión de la tesis. Quedo a su disposición para cualquier consulta o inquietud que pueda surgir en el proceso.

Sin más por el momento, le envío un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E

Dra. Erika Padilla Ortega

Coordinador Académico del Posgrado

en Ciencias en ingeniería Química

DEDICATORIA

A Dios, por ser mi guía y fortaleza en cada etapa de este camino. Gracias por brindarme sabiduría, salud y la oportunidad de alcanzar una de las metas más importantes de mi vida. Todo lo que soy y he logrado es gracias a su amor, gracia y bendiciones.

A mis padres, Juan y Vero, por su amor incondicional, esfuerzo, sacrificio y apoyo constante. Gracias por creer siempre en mí, por enseñarme el valor del trabajo, la perseverancia y la honestidad. Este logro también es suyo, porque sin ustedes nada de esto habría sido posible.

A mis hermanos, Fernando y Emanuel, por acompañarme a lo largo de este camino, por su apoyo, sus palabras de aliento y por estar siempre presentes en los momentos más importantes de mi vida. Gracias por ser parte de este sueño hecho realidad.

A mis ángeles en el cielo, mis abuelos, quienes, aunque ya no están físicamente conmigo, siempre viven en mi corazón. Su amor, sus enseñanzas y su recuerdo han sido una inspiración para seguir adelante. Espero que, desde donde estén, se sientan orgullosos de este logro, que también les pertenece.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer en primer lugar a Dios por todas sus bendiciones, por acompañarme en cada momento de este camino, por ser mi guía y fortaleza cuando más lo necesité. Gracias por darme la sabiduría, paciencia y perseverancia para superar cada reto, por no dejarme rendir ante las dificultades y por permitirme alcanzar una de las metas más importantes de mi vida.

A mis padres, José Juan Marmolejo Molina e Ignacia Verónica Contreras Martínez, por ser los pilares fundamentales de mi vida y mi mayor fuente de inspiración. Gracias por su amor incondicional, por cada sacrificio, por su apoyo constante y por creer siempre en mí. Gracias por enseñarme con su ejemplo el valor del esfuerzo, la responsabilidad y la perseverancia. Este logro no solo representa el resultado de mi trabajo, sino también todo lo que ustedes me han brindado a lo largo de mi vida. Sin ustedes, este sueño no habría sido posible.

A mis hermanos, Fernando José Marmolejo Contreras y Jesús Emanuel Marmolejo Contreras, gracias por su cariño, apoyo y por acompañarme en cada etapa de mi vida. Gracias por estar presentes, por sus palabras de ánimo y por compartir conmigo este camino. Me siento afortunado de tenerlos y de poder celebrar este logro junto a ustedes.

A mi mejor amigo, Luis Antonio Ávila Fuentes, gracias por ser una de las personas más importantes que me ha acompañado durante esta etapa. Gracias por tu amistad desde los años de licenciatura, por compartir conmigo tantos momentos, retos y aprendizajes, y por continuar formando parte de este camino durante la maestría. Gracias por tu apoyo incondicional, por escucharme, aconsejarme y motivarme siempre a seguir adelante. Sin duda, contar con tu amistad hizo que este proceso fuera más sencillo y significativo.

A mis grandes amigos, Hayde Ximena Esquivel, Eutimio de Jesús Pérez Álvarez y Samantha Castillo, gracias por su amistad que nació durante la licenciatura y que ha permanecido a lo largo de los años. Gracias por cada momento compartido, por las conversaciones, el apoyo y las palabras de ánimo que, de una u otra manera, hicieron más especial esta etapa. Me llevo grandes recuerdos y la satisfacción de haber compartido este camino con personas tan valiosas.

A mi gran amigo Yassine Gorine, por la amistad que nació durante mi estancia en España y que, a pesar del poco tiempo que tuvimos para conocernos, se convirtió en un vínculo muy especial. Gracias por tu apoyo, tu compañía y por todos los momentos compartidos durante esta etapa. Me llevo grandes recuerdos de esa experiencia y la fortuna de haber encontrado una gran amistad lejos de casa. Gracias por hacer de mi estancia una etapa aún más enriquecedora y significativa.

A mis amigos y compañeros de laboratorio, Luis, Génesis, Caro, Dianita, Damarys, Alejandra, Thalía, Uziel y la Mtra. Bety, gracias por formar parte de esta etapa tan importante de mi vida. Gracias por su compañerismo, apoyo, enseñanzas y por todos los momentos compartidos dentro y fuera del laboratorio. Las experiencias, las risas y el apoyo mutuo hicieron que los días de trabajo fueran más agradables y enriquecedores. Me quedo con grandes aprendizajes y recuerdos de cada uno de ustedes.

A mis fieles compañeros Oso, Flash y Palomo, así como a mis vacas y caballos, quienes han sido parte importante de mi vida y de este camino. Gracias por ser mi refugio en los días difíciles, por brindarme tranquilidad, alegría y esos momentos de desconexión que me permitieron encontrar fuerzas para continuar. Su compañía, cariño y presencia me ayudaron a superar momentos complicados y fueron una fuente de motivación para seguir adelante. Aunque no puedan leer estas palabras, quiero que sepan que su compañía ha significado mucho para mí y que también forman parte de este logro.

Finalmente, agradezco a todas las personas que de alguna manera contribuyeron a mi formación académica, profesional y personal durante este camino. Cada palabra de apoyo, consejo y muestra de confianza fueron parte importante para alcanzar esta meta.

Agradecimientos Especiales

Un agradecimiento muy especial al Dr. Roberto Leyva Ramos, mi director de tesis, por brindarme la oportunidad de formar parte de su grupo de investigación y por la confianza que siempre depositó en mí durante el desarrollo de este trabajo. Gracias por compartir conmigo sus conocimientos, por sus consejos y por guiarme durante esta etapa de mi formación. Agradezco profundamente no solo su apoyo académico, sino también la confianza y cercanía que hicieron de este camino una experiencia mucho más enriquecedora.

Admiro la pasión con la que comparte su conocimiento y la disposición que siempre ha mostrado para enseñar, resolver dudas y transmitir su experiencia. Gracias por cada explicación, por cada consejo, por las anécdotas, los chistes y las historias de vida que compartió conmigo durante este tiempo. Cada una de esas conversaciones me dejó grandes aprendizajes que van más allá de la investigación, motivándome a seguir adelante, superar nuevos retos y continuar creciendo profesionalmente. Su trayectoria, dedicación y la manera en que impulsa a quienes lo rodean son un ejemplo que llevaré conmigo en mi formación como investigador y como profesional.

A la Mtra. Rosa María Guerrero Coronado, quiero expresarle mi más sincero agradecimiento por su cariño, amabilidad y por todas sus atenciones durante este tiempo. Gracias por hacerme sentir siempre bienvenido, por su hospitalidad y por compartir conmigo momentos que hicieron esta etapa mucho más especial. Su alegría incomparable y su forma tan positiva de ver la vida lograron hacer más tranquilos incluso aquellos momentos de mayor presión. Gracias por sus consejos, sus palabras de motivación y por esa calidad humana que la caracteriza, la cual dejó una huella muy especial en esta etapa de mi vida.

Al Dr. Roberto Leyva Ramos y a la Mtra. Rosa María Guerrero Coronado, les agradezco profundamente por la confianza, generosidad y apoyo que me brindaron durante este camino. Gracias por impulsarme a seguir preparándome, por motivarme a crecer profesionalmente y por convertirse en personas importantes dentro de mi formación académica y personal. Me llevo grandes aprendizajes, experiencias y recuerdos que conservaré siempre con mucho aprecio.

Agradecimientos por Apoyo Técnico

Agradezco al Dr. Roberto Leyva Ramos por su guía durante el desarrollo de este proyecto y por el apoyo brindado a lo largo de esta investigación. Gracias por sus valiosas aportaciones en la revisión y discusión de los resultados experimentales, así como por sus observaciones y sugerencias que permitieron fortalecer la interpretación de los datos obtenidos y mejorar la calidad de este trabajo. Su experiencia y conocimiento fueron fundamentales para el desarrollo y culminación de esta tesis.

A la Dra. Génesis Derith Valdez García, por su valioso apoyo durante el desarrollo de esta investigación, por su disposición para resolver mis dudas y por compartir conmigo sus conocimientos y experiencia. Gracias por sus aportaciones en la revisión de esta tesis, así como por sus comentarios y sugerencias que contribuyeron a enriquecer la discusión e interpretación de los resultados experimentales.

A la Dra. Damarys Haidee Carrales Alvarado, por su apoyo en la revisión de esta tesis y por sus valiosas observaciones y recomendaciones que permitieron mejorar este trabajo. Asimismo, agradezco su apoyo durante el desarrollo experimental, su asistencia en el uso de equipos de laboratorio y su contribución en la interpretación de los resultados obtenidos. Su disposición y experiencia fueron de gran importancia durante esta etapa.

A la Dra. Diana Elizabeth Villela Martínez, por su gran disposición y apoyo durante el desarrollo de esta investigación. Gracias por estar siempre disponible para resolver mis dudas, por compartir sus conocimientos y por orientarme en cada momento en que necesité apoyo. Agradezco especialmente su paciencia y su disposición para ayudarme a encontrar soluciones, incluso cuando era necesario buscar nuevas alternativas. Sus consejos fueron de gran importancia para mi formación y para el desarrollo de este trabajo.

Al I.Q. Luis Antonio Ávila Fuentes, por su apoyo y amistad durante esta etapa. Gracias por ayudarme a cuestionar y analizar mis resultados experimentales desde diferentes perspectivas, promoviendo una mejor interpretación y comprensión de los datos obtenidos. Sus comentarios, preguntas y aportaciones fueron de gran valor para fortalecer el análisis de este trabajo.

A la Mtra. Carolina Vázquez Mendoza, por su apoyo y disposición para ayudarme a resolver dudas durante esta etapa. Gracias por compartir sus conocimientos, por sus consejos y por sus aportaciones, las cuales fueron de gran ayuda durante el desarrollo de esta investigación.

A las Químicas Laura Guadalupe Hernández de la Rosa y Korina Loredó Martínez, por su colaboración en el análisis de muestras mediante espectrofotometría de absorción atómica. Gracias por su apoyo, tiempo y disposición, para la obtención de algunos resultados importantes presentados en esta tesis.

A la IQ. Alejandra Castro, por su apoyo y dedicación durante la realización de su servicio social. Gracias por su disposición para colaborar en las actividades experimentales, por su compromiso y entusiasmo durante esta etapa. Su ayuda fue de gran valor para el desarrollo de esta investigación.

Al Dr. Antonio Aragón Piña, por su colaboración en la realización e interpretación de los análisis de microscopía electrónica de barrido (SEM) presentados en esta tesis. Gracias por compartir su experiencia y conocimientos, los cuales contribuyeron al análisis y comprensión de los materiales estudiados.

A mi Comité Tutorial, integrado por el Dr. Roberto Leyva Ramos, la Dra. Damaris Haidee Carrales Alvarado, la Dra. Génesis Derith Valdez García y el Dr. Raúl Ocampo Pérez, les agradezco profundamente por su dedicación, orientación y apoyo durante esta etapa académica. Gracias por el tiempo brindado, por sus observaciones, recomendaciones y valiosas contribuciones, las cuales permitieron fortalecer este trabajo. Sus enseñanzas y comentarios fueron fundamentales para mi formación como investigador y dejaron una huella importante en mi desarrollo académico y profesional.

Finalmente, agradezco a todas las personas que de alguna manera brindaron su apoyo técnico, académico y experimental durante el desarrollo de esta investigación. Su colaboración, tiempo y disposición fueron fundamentales para la realización y culminación de esta tesis.

Agradecimientos a las Instituciones

Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

Facultad de Ciencias Químicas
Posgrado en Ciencias en Ingeniería Química

Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación

(SESHITI)

Beca Nacional de Posgrado No. 4025142.

Número de CVU.1324257

Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Instituto de Metalurgia

Publicaciones, congresos y reconocimientos.

Publicaciones

Artículos científicos

Marmolejo-Contreras, J. C., Leyva-Ramos, R., Carrales-Alvarado, D. H., *et al.* Adsorption of ammonium from water solution onto natural and modified palygorskite. *MRS Advances*, 10, 301–307 (2025). <https://doi.org/10.1557/s43580-024-01027-4>

Estancia de investigación

Estancia de Investigación Internacional en la Universidad de Granada, Granada, España, del 16 de febrero al 5 de mayo de 2026, bajo la asesoría del Dr. Francisco Carrasco Marín, Catedrático de Química Inorgánica, Director de la Escuela de Doctorado en Ciencias, Ingenierías y Tecnologías y responsable del Grupo de Investigación Materiales Polifuncionales Basados en Carbono (RNM-172). Durante esta estancia se realizaron actividades de investigación relacionadas con la caracterización de materiales carbonosos y el estudio de procesos de adsorción y fotocatalíticos para aplicaciones en tratamiento de agua.

Congresos

Congreso Estatal de Ciencia e Ingeniería de Materiales (CECIM). Modalidad cartel. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica (IPICYT), San Luis Potosí, México, abril de 2024.

3.er Foro Estatal del Agua. Modalidad cartel. Centro Cultural Universitario Bicentenario, Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP), San Luis Potosí, México, mayo de 2024.

32nd International Materials Research Congress (IMRC 2024). Simposio *Next-Generation Materials for Water, Soil, and Air Cleanup: Integrating Bioresources and*

Circular Economy. Modalidad presentación oral. Cancún, Quintana Roo, México, del 18 al 23 de agosto de 2024.

2.º Simposium Nacional de Investigación e Innovación en Nanociencias y 1.º Internacional. Modalidad presentación oral. Centro de Física Aplicada y Tecnología Avanzada (CFATA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Juriquilla, Querétaro, México, del 20 al 22 de octubre de 2025.

Reconocimientos

Primer lugar en el Concurso de Carteles Científicos de la 4.^a Jornada Académica del Día del Químico, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP), con el trabajo titulado "Modificación de diatomita para incrementar su capacidad de adsorber amonio en solución acuosa".

Constancias

Fundamentos de Espectroscopía de Fotoemisión de Rayos X (XPS) y Tratamiento Básico de Datos.

Taller Teórico-Práctico de Técnicas de Adsorción de Gases, impartido en el Tecnológico Nacional de México, Campus Celaya.

Nomenclatura

$\overline{\%D}$ = Porcentaje de desviación promedio

$\%D$ = Porcentaje de desviación

NH_4^+ = Amonio

a = Constante de ajuste del polinomio de la curva de calibración.

a = Constante de la isoterma de Radke-Prausnitz, L/g.

Abs = Absorbancia

b = Constante de ajuste del polinomio de la curva de calibración.

b = Constante de la isoterma de Radke-Prausnitz, L/g.

C_A = Concentración de NH_4^+ en solución acuosa, mg/L.

C_{A0} = Concentración inicial de NH_4^+ en solución acuosa, mg/L.

CADN = Carbon Amorfo Dopado con Nitrogeno.

CC = Curva de calibración.

C_{calc} = Concentración calculada mediante la curva de calibración, mg/L.

C_e = Concentración de NH_4^+ en el equilibrio, mg/L.

C_{exp} = Concentración experimental, mg/L.

C_F = Concentración de NH_4^+ en el equilibrio al final del proceso de desorción, mg/L.

C_f = Concentración final de la solución neutralizante, eq/L.

CIC = Capacidad de Intercambio cationico

C_N = Concentración inicial de la solución neutralizante, mol/L.

C_S = Carga superficial, C/m².

C_{Sact} = Concentración de sitios activos, meq/g.

C_T = Concentración de la solución titulante, meq/L.

d_p = Diámetro promedio de poros, nm.

DTM = Diatomita.

DTM-Mg = Diatomita modificada con cloruro de magnesio.

DTM-MgOP = Diatomita modificada con la relación óptima de $MgCl_2/NaOH$.

F = Constante de Faraday, 96485, C/mol.

FI = Fuerza Iónica

k = Constante de Freundlich, relacionada con la capacidad de adsorción, $(mg\ g^{-1}) (L\ mg^{-1})^{1/n}$.

K = Constante relacionada a la afinidad del adsorbato y el adsorbente de la isoterma de Langmuir, L/mg.

m = Masa del adsorbente, g.

n = Factor de heterogeneidad o intensidad de adsorción de Freundlich.

N = Número de datos experimentales.

N_A = Número de Avogadro, 6.023×10^{23} , moléculas/mol.

P = Presión del N_2 en el equilibrio, atm.

P° = Presión de vapor de saturación del N_2 a 77 K, 1 atm.

pH_{PCC} = pH al punto de carga cero.

q = Cantidad de soluto adsorbido por unidad de masa de adsorbente, mg/g.

q_d = Cantidad de soluto que no se desorbió, mg/g.

$q_{d,rev}$ = Cantidad de NH_4^+ que permaneció adsorbida al final del experimento de desorción, si la desorción fue reversible, mg/g

q_{e0} = Cantidad de NH_4^+ adsorbido en el material al inicio de la desorción, mg/g

q^{H^+} = Moles de protones adsorbidos sobre el adsorbente a un cierto valor de pH, mol/g.

q_m = máxima masa de soluto que se adsorbe sobre el adsorbente, mg/g.

$q_{\max}$ = Máxima capacidad de adsorción de los N componentes, mg/g.

R = Constante universal de los gases ideales, J/mol K.

S_{BET} = Área específica, m²/g.

T = Temperatura, °C.

T_S = Temperatura estándar, 273.15 K.

V = Volumen de la solución en el adsorbedor, L.

V_A = Volumen de la solución valorada de HCl o NaOH para alcanzar un cierto valor de pH correspondiente a la curva del adsorbente, L.

V_B = Volumen de la solución valorada de HCl o NaOH para alcanzar un cierto valor de pH correspondiente a la curva del blanco, L

V_F = Volumen de la solución sin NH_4^+ agregado al adsorbedor, L.

V_m = Volumen de la muestra de la solución neutralizante, L.

V_p = Volumen promedio de poros, cm³/g.

V_T = Volumen requerido de la solución titulante, L.

β = Constante de la isoterma de Radke-Prausnitz.

Índice

Publicaciones, congresos y reconocimientos.....	XV
Nomenclatura.....	XVII
Índice de Tablas	XXII
Índice de Figuras	XXIII
1. Introducción	1
2. Antecedentes.....	5
2.1 Contaminación del agua	5
2.2 Ciclo del nitrógeno	6
2.3 Química del amonio	7
2.3.1 Equilibrio ácido-base de amonio	7
2.3.2 Especiación del amonio	8
2.4 Toxicología del amonio	9
2.5 Fuentes de contaminación por amonio	10
2.5.1 Fuentes naturales:	10
2.5.2 Fuentes antropogénicas:	11
2.5.3 Movilidad ambiental:	11
2.6 Métodos de eliminación de amonio en solución acuosa	11
2.6.1 Cloración al punto de quiebre	11
2.6.2 Nitrificación biológica	12
2.6.3 Nitrificación/desnitrificación biológica	13
2.6.4 Arrastre con aire	14
2.6.5 Intercambio iónico	15
2.6.6 Adsorción	16
2.7 Fundamentos de adsorción	16
2.7.1 Modelos de isothermas de adsorción	19
2.7.2 Materiales adsorbentes	21
2.8 Diatomita	24
2.9 Carbón amorfo dopado con nitrógeno	26
2.10 Adsorción de amonio sobre diferentes materiales y nanomateriales	29
2.10.1 Arcillas naturales y modificadas	29
2.10.2 Zeolitas naturales y sintéticas	30

2.10.3 Biochar y adsorbentes carbonosos	30
2.10.4 Nanomateriales y adsorbentes avanzados	31
3. Justificación, Hipótesis y Objetivos	32
3.1 Justificación	32
3.2 Hipótesis	33
3.3 Objetivos	33
4. Aparatos y Sustancias.....	35
4.1 Materiales adsorbentes	35
4.2 Reactivos	35
4.3 Soluciones reactivo y patrón	36
4.4 Instrumentos y equipos analíticos	38
4.5 Adsorbedor experimental de lote	42
Referencias Bibliográficas	136

Índice de Tablas

Tabla 2.1	Capacidades de adsorción obtenidas para la eliminación de amonio sobre diversos materiales adsorbentes.	24
Tabla 4.1	Lista de reactivos empleados en el desarrollo experimental.	35
Tabla 4.2	Descripción de la forma de preparación de soluciones patrón y de reactivos.	37
Tabla 4.3	Instrumentos y equipos analíticos.	38

Índice de Figuras

Figura 2.1	Diagrama de especiación del ion amonio NH_4^+ .	8
Figura 2.2	Representación esquemática de la superficie de sílice amorfa presente en la diatomita.	25
Figura 2.3	Ilustración esquemática del mecanismo de formación de CADN.	27
Figura 4.1	Adsorbedor experimental de lote.	42

1. Introducción

El nitrógeno es uno de los elementos más abundantes e importantes para la vida en la Tierra, ya que forma parte de compuestos esenciales como proteínas, aminoácidos y ácidos nucleicos. Su circulación en el medio ambiente ocurre mediante el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, un conjunto de procesos físico-químicos y biológicos que permiten la transformación continua de este elemento entre la atmósfera, el suelo, los organismos vivos y los sistemas acuáticos. Entre las principales etapas de este ciclo se encuentran la fijación del nitrógeno atmosférico, la asimilación por los organismos vivos, la amonificación de la materia orgánica, la nitrificación y la desnitrificación. Estos procesos regulan la disponibilidad de nitrógeno en diferentes formas químicas y contribuyen al mantenimiento del equilibrio ecológico de los ecosistemas (Kuypers et al., 2018).

Dentro del ciclo del nitrógeno, el amonio (NH_4^+) constituye una de las principales especies de este elemento. La formación de este ocurre principalmente durante la etapa de amonificación, en la que los microorganismos descomponen la materia orgánica nitrogenada y liberan nitrógeno en forma de amonio. Posteriormente, este compuesto puede ser asimilado por plantas y otros organismos o se transforma en nitritos y nitratos mediante procesos de nitrificación. Estas transformaciones son fundamentales para el reciclaje natural del nitrógeno y para el adecuado funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y terrestres.

Sin embargo, las actividades antropogénicas han alterado significativamente el equilibrio natural del ciclo del nitrógeno. El crecimiento poblacional, el desarrollo de las actividades agrícolas y pecuarias, el uso intensivo de fertilizantes nitrogenados y las descargas de aguas residuales domésticas e industriales han incrementado considerablemente la cantidad de compuestos nitrogenados liberados al ambiente. Como consecuencia, las concentraciones de amonio en numerosos cuerpos de agua han incrementado en las últimas décadas, lo que ha ocasionado que esta problemática ambiental sea un tema de interés a nivel mundial.

Gran parte de estos compuestos terminan incorporándose a aguas superficiales y subterráneas, afectando la calidad de uno de los recursos más importantes para la vida que es el agua. Aunque aproximadamente el 71 % de la superficie terrestre está cubierta por agua, cerca del 97 % corresponde a agua salada, mientras que solo una pequeña fracción se encuentra disponible como agua dulce apta para el consumo humano y otras actividades esenciales. Debido a esta disponibilidad limitada, la protección y conservación de los recursos hídricos constituyen una prioridad a nivel mundial.

El agua desempeña un papel fundamental en el desarrollo de los ecosistemas y constituye un elemento indispensable para las actividades domésticas, agrícolas, industriales y energéticas. Además de satisfacer necesidades básicas de la población, es un recurso estratégico para el desarrollo económico y el bienestar social. Sin embargo, el deterioro de la calidad del agua provocado por la presencia de contaminantes representa uno de los principales desafíos ambientales del siglo XXI, debido a sus implicaciones ecológicas, económicas y sanitarias.

La presencia de amonio en concentraciones elevadas puede ocasionar diversos efectos negativos sobre los ecosistemas acuáticos. Entre los impactos más importantes se encuentran los procesos de eutrofización, los cuales favorecen el crecimiento excesivo de algas y microorganismos, causando así alteraciones en el equilibrio ecológico y disminución en la concentración de oxígeno disuelto. Asimismo, la transformación del amonio en otras especies nitrogenadas puede contribuir al deterioro de la calidad del recurso hídrico y afectar los diferentes usos del agua.

Desde el punto de vista sanitario, la presencia de amonio en fuentes destinadas al abastecimiento de agua puede afectar las características físicas y químicas de este recurso e interferir con algunos procesos de tratamiento y desinfección. Debido a lo anterior, diversos organismos internacionales han establecido criterios para su control. La Organización Mundial de la Salud establece un valor guía de 0.5 mg/L de amonio en agua destinada al consumo humano, resaltando la importancia de monitorear y reducir las concentraciones de este contaminante para proteger la salud pública y garantizar la calidad del agua (WHO, 2022).

Ante esta problemática, existe un gran interés en el desarrollo de tecnologías eficientes y sostenibles para la eliminación de amonio en solución acuosa, entre las cuales la adsorción en fase acuosa ha recibido especial atención debido a su capacidad para transferir y retener especies contaminantes sobre la superficie de un material sólido mediante interacciones físicas y/o químicas. Además, este proceso destaca por su elevada eficiencia, facilidad de operación, bajos requerimientos energéticos y la posibilidad de emplear materiales naturales o modificados como adsorbentes; por ello, la búsqueda de materiales con alta capacidad de adsorción de amonio representa una alternativa prometedora para el tratamiento de aguas contaminadas, debido a su potencial de aplicación, simplicidad operativa y viabilidad económica.

Diversos materiales adsorbentes han sido evaluados para la eliminación de amonio en solución acuosa, entre ellos resinas de intercambio iónico, zeolitas naturales y sintéticas, biochars obtenidos a partir de biomasa, materiales arcillosos modificados y diferentes compósitos híbridos. Sin embargo, factores importantes a considerar en estos materiales son los costos de producción y regeneración, así como la disponibilidad de la materia prima. Por esta razón, la búsqueda de nuevos adsorbentes continúa siendo un área activa de investigación, con el objetivo de desarrollar materiales que presenten mayores capacidades de adsorción, mejor estabilidad, menor costo e impacto ambiental. En este contexto, los materiales de origen natural y aquellos modificados químicamente han despertado un interés creciente debido a su potencial para combinar eficiencia de remoción, sustentabilidad y viabilidad económica (Mugwili et al., 2023).

Entre los materiales adsorbentes estudiados en este trabajo para la eliminación de amonio destacan la diatomita y materiales carbonosos avanzados como el carbón amorfo dopado con nitrógeno. Estos materiales tienen propiedades estructurales y superficiales que favorecen la adsorción de contaminantes; sin embargo, en algunos casos su capacidad de adsorción puede ser limitada por la naturaleza de sus sitios activos. Por esta razón, se han estado desarrollado estrategias de modificación superficial orientadas a mejorar sus capacidades de adsorción. Una de estas estrategias consiste en la incorporación de óxido de magnesio (MgO) sobre la superficie de la diatomita mediante procesos de impregnación

química, lo que puede incrementar la disponibilidad de sitios activos y favorecer la remoción de especies nitrogenadas en solución acuosa (Zhang et al., 2023).

Este trabajo de investigación contribuye al incremento y optimización de la capacidad de diferentes materiales y nanomateriales adsorbentes para adsorber amonio en solución acuosa. Se evaluó la capacidad de adsorción de cada material y se analizó la influencia de sus características fisicoquímicas sobre la capacidad de adsorción. Asimismo, se investigó el efecto de variables de operación como el pH, la temperatura y la fuerza iónica de la solución en la capacidad para adsorber amonio. Los resultados obtenidos contribuyen al entendimiento de los mecanismos involucrados en la adsorción de especies nitrogenadas y proporcionan información relevante para el desarrollo de alternativas eficientes para el tratamiento de aguas contaminadas.

2. Antecedentes

2.1 Contaminación del agua

La disponibilidad de agua de buena calidad es indispensable para satisfacer las necesidades de la población y mantener el funcionamiento de los ecosistemas. Además de ser necesaria para el consumo humano, este recurso participa en la producción de alimentos, la agricultura, los procesos industriales y diversas actividades que sustentan el desarrollo de la sociedad. Debido a ello, el acceso al agua potable ha sido reconocido como un derecho humano fundamental. Sin embargo, garantizar su disponibilidad y proteger las fuentes de abastecimiento continúa siendo uno de los principales retos ambientales del siglo XXI.

Aunque aproximadamente el 71 % de la superficie terrestre está cubierta por agua, cerca del 97.5 % corresponde a agua salada y únicamente alrededor del 2.5 % es agua dulce. De esta última, la mayor parte permanece almacenada en glaciares, casquetes polares y acuíferos profundos, por lo que sólo una fracción muy pequeña se encuentra disponible para el consumo humano y otras actividades. Se estima que apenas alrededor del 0.036 % del agua total del planeta puede aprovecharse de forma directa (Jayaswal et al., 2018). Esta limitada disponibilidad resalta la importancia de proteger los recursos hídricos y promover su uso sostenible. A esta situación se suma el deterioro progresivo de la calidad del agua. En las últimas décadas, el crecimiento de la población, la expansión de las zonas urbanas, el desarrollo industrial y la intensificación de las actividades agrícolas han incrementado la descarga de contaminantes hacia ríos, lagos y acuíferos. Como consecuencia, la disponibilidad de agua apta para consumo humano ha disminuido en muchas regiones del mundo, afectando tanto al medio ambiente como a la salud de la población (Li y Wu, 2019; Mumbi y Watanabe, 2022).

La contaminación del agua puede originarse por causas naturales o por actividades antropogénicas. Entre las primeras se encuentran algunos procesos geológicos, el cambio climático y determinados fenómenos naturales. Sin embargo, en la actualidad las actividades humanas representan la principal fuente de contaminación de los cuerpos de agua. Las descargas de aguas residuales sin tratamiento, los efluentes industriales, el uso intensivo de fertilizantes y plaguicidas en la agricultura, así como el crecimiento urbano y el manejo

inadecuado de los residuos, favorecen la incorporación de una gran variedad de contaminantes al medio acuático (Akhtar et al., 2021).

Los contaminantes presentes en el agua incluyen compuestos orgánicos, microorganismos patógenos, residuos de origen agrícola, sólidos suspendidos, contaminantes térmicos, materiales radiactivos, nanocontaminantes y compuestos inorgánicos, entre los que destacan diversas sales y metales (Ghangrekar y Chatterjee, 2018a). La presencia de estos contaminantes reduce la calidad del agua y limita su aprovechamiento para consumo humano, actividades agrícolas e industriales. Además, representa un riesgo para la salud de la población y hace necesario el desarrollo de tecnologías de tratamiento cada vez más eficientes para garantizar un suministro seguro de agua (Shah et al., 2023).

2.2 Ciclo del nitrógeno

El ciclo del nitrógeno es un proceso biogeoquímico esencial que describe la transformación y circulación del nitrógeno en diferentes formas químicas dentro del medio ambiente, a través de la atmósfera, el suelo, el agua y los seres vivos. Este ciclo permite que el nitrógeno, indispensable para la síntesis de aminoácidos, proteínas y ácidos nucleicos, sea accesible para los organismos (Canfield et al., 2010).

Se compone de varias etapas interconectadas:

1. Fijación del nitrógeno:

En esta etapa, el nitrógeno molecular (N_2) que constituye el 78% del aire atmosférico es transformado en compuestos utilizables por las plantas, como el amonio (NH_4^+). Este proceso puede ser biológico, realizado por bacterias fijadoras como *Rhizobium*, que viven en simbiosis con raíces de leguminosas, o no biológico, como la fijación por rayos y tormentas eléctricas, que convierte (N_2) en óxidos de nitrógeno (NO_x) que se disuelven como nitratos en el suelo.

2. Amonificación:

Esta etapa consiste en la transformación de materia orgánica nitrogenada (proteínas, urea, aminoácidos) en amonio (NH_4^+) gracias a la acción de microorganismos descomponedores. Esta etapa ocurre durante la degradación de restos orgánicos y excretas de animales y plantas muertas, representando una fuente importante de amonio en suelos y cuerpos de agua.

3. Nitrificación:

Este es un proceso biológico que consta de dos etapas y es llevado a cabo por bacterias quimioautótrofas:

- **Nitrosación:** Bacterias del género *Nitrosomonas* convierten el amonio (NH_4^+) en nitrito (NO_2^-).
- **Nitratación:** Bacterias del género *Nitrobacter* oxidan el nitrito en nitrato (NO_3^-), que es la forma de nitrógeno más asimilable por las plantas.

4. Asimilación:

Las plantas absorben el nitrato (NO_3^-) y el amonio (NH_4^+) del suelo a través de sus raíces e incorporan estos iones a moléculas orgánicas como aminoácidos y proteínas. Luego, los animales consumen estas plantas y utilizan el nitrógeno para sus propios procesos metabólicos.

5. Desnitrificación:

En esta etapa, el nitrato (NO_3^-) se reduce a nitrógeno molecular (N_2) o a óxidos de nitrógeno gaseosos (como (N_2O)), realizada por bacterias anaerobias como *Pseudomonas* y *Clostridium*, especialmente en ambientes anaerobios. Este proceso recupera el nitrógeno a la atmósfera y cierra el ciclo.

2.3 Química del amonio

El amonio (NH_4^+) es un ion inorgánico que representa una forma reducida del nitrógeno y desempeña un papel clave en procesos ambientales, agrícolas e industriales. El comportamiento químico de este ion está íntimamente relacionado con el equilibrio con el amoníaco (NH_3), su forma no ionizada, y con el pH del medio.

2.3.1 Equilibrio ácido-base de amonio

En soluciones acuosas, el amonio (NH_4^+) y el amoníaco (NH_3) están en equilibrio según la reacción:



Este equilibrio depende principalmente del pH. A pH bajos, predomina la forma iónica NH_4^+ , mientras que a pH más altos (alcalinos), se incrementa la proporción de NH_3 .

La constante de disociación (pK_a) del NH_4^+ es aproximadamente 9.25, lo que significa que, a pH mayores a este valor, predomina el amoníaco libre, que es más tóxico para los organismos acuáticos.

2.3.2 Especiación del amonio

Un diagrama de especiación muestra cómo varía la fracción de NH_4^+ y NH_3 con el pH de la solución. Por ejemplo, a pH 7, más del 99% del nitrógeno está como NH_4^+ , pero a pH 9.5, la proporción de NH_3 aumenta significativamente. Esto tiene implicaciones directas en la toxicidad ambiental.

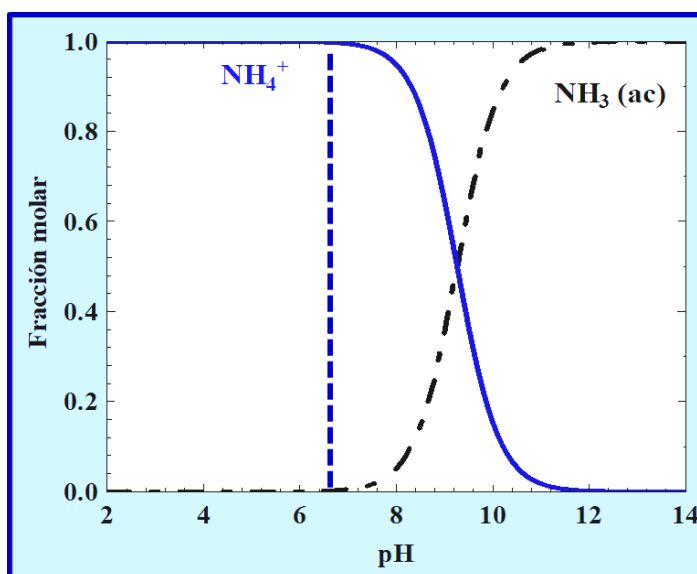


Figura 2.1. Diagrama de especiación del ion amonio NH_4^+ .

El amonio es altamente soluble en agua, pero tiende a ser inmovilizado en el suelo debido a su atracción por partículas cargadas negativamente (arcillas). En cuerpos de agua, su persistencia depende de la temperatura, pH, oxigenación y presencia de microorganismos nitrificantes.

2.4 Toxicología del amonio

Los compuestos nitrogenados son nutrientes esenciales para los organismos vivos; sin embargo, su presencia en exceso en aguas residuales puede provocar problemas de contaminación ambiental, tales como la reducción de la concentración de oxígeno disuelto en aguas receptoras, eutrofización, toxicidad para la vida acuática y alteraciones en la calidad del agua. Además, el exceso de nitrógeno puede limitar los procesos de tratamiento y afectar el potencial de reutilización del agua, por lo que su eliminación constituye un aspecto fundamental en el tratamiento de aguas residuales (Mishra et al., 2022).

Por lo anterior el control de estos compuestos nitrogenados en aguas residuales es una actividad importante para la salud pública.

La eutrofización es un problema ambiental relacionado directamente con altas concentraciones de amonio en ríos lagos y estuarios. Esta se define como el crecimiento excesivo de plantas y algas, resultando en una sobre fertilización de los cuerpos acuáticos. La eutrofización provoca turbiedad en aguas claras, problemas de olores y disminución de concentración de oxígeno, lo cual afecta a las plantas y animales acuáticos (Smith, 2003).

La toxicidad del amonio en organismos acuáticos se atribuye principalmente a la fracción de amoniaco disuelto en solución acuosa mientras que el amonio se considera relativamente menos tóxico, el amoniaco disuelto es dañino para los peces a concentraciones de 0.05 mg/L y es mortal a 2 mg/L. Una concentración de nitrógeno amoniacal menor a un 1 mg/L no causa problemas de toxicidad en aguas receptoras (Sawyer et al., 1994; Mishra et al., 2022).

Debido a los problemas ambientales causados por la presencia de amonio en los sistemas acuáticos, la agencia de protección ambiental de Estados Unidos ha recomendado reducir la concentración de amonio a niveles menores de un miligramo por litro (Jama y Yucel., 1990; Mugwili et al., 2023). En México, actualmente no se establece un límite máximo permisible específico para nitrógeno amoniacal en las descargas de aguas residuales hacia cuerpos receptores de aguas superficiales. Sin embargo, la NOM-001-SEMARNAT-2021 establece los límites permisibles de diversos contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la Nación, incluyendo parámetros relacionados con el nitrógeno total. Esta regulación busca prevenir la contaminación de los cuerpos de agua y proteger su calidad para usos posteriores. El nitrógeno total corresponde a la suma de

nitrógeno amoniacal orgánico, nitritos y nitratos. Adicionalmente, La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece un valor guía de 0.5 mg/L para amonio en aguas destinadas al consumo humano, aunque este límite es por razones indicativas de contaminación y no por toxicidad directa. En diversas fuentes se han encontrado niveles superiores a 3 mg/L, lo cual indica presencia de aguas residuales o materia orgánica en descomposición.

- **Efectos sobre organismos acuáticos:**

El amoníaco libre afecta el sistema nervioso de los peces y altera el equilibrio ácido-base de los organismos acuáticos. A concentraciones superiores a 0.05 mg/L de NH_3 se pueden observar efectos crónicos como estrés fisiológico, reducción en la tasa de crecimiento, daño a las branquias, y alteraciones reproductivas. Niveles superiores a 0.2–0.3 mg/L pueden ser letales para muchas especies (Randall y Tsui, 2002).

- **Toxicidad indirecta:**

Además del daño directo, el amonio puede contribuir a la eutrofización, promoviendo el crecimiento excesivo de algas y disminuyendo los niveles de oxígeno disuelto, lo cual perjudica a la fauna acuática y altera el equilibrio ecológico (Smith, 2003).

2.5 Fuentes de contaminación por amonio

El amonio es descargado a los cuerpos de agua y al suelo por diversas fuentes, tanto naturales como antropogénicas, siendo estas últimas las más relevantes desde el punto de vista ambiental.

2.5.1 Fuentes naturales:

Incluyen la descomposición de materia orgánica, excreciones animales, actividad microbiológica en suelos y humedales. Estas fuentes mantienen un fondo natural de amonio en el ambiente, usualmente en niveles bajos.

2.5.2 Fuentes antropogénicas:

- **Aguas residuales domésticas:** El amonio es un producto común en la orina y desechos orgánicos humanos. Las plantas de tratamiento ineficientes o descargas directas contribuyen significativamente a su acumulación.
- **Agricultura y ganadería:** El uso excesivo de fertilizantes nitrogenados y el manejo inadecuado de estiércol animal generan lixiviación de amonio hacia cuerpos de agua y acuíferos.
- **Industrias químicas y alimentarias:** Descargas de efluentes industriales contienen amonio como subproducto de procesos de fermentación, síntesis química y tratamiento de alimentos.
- **Vertederos y lixiviados:** La degradación anaerobia de residuos sólidos produce amonio, que puede filtrarse al suelo y aguas subterráneas.

2.5.3 Movilidad ambiental:

El amonio, aunque retenido por la materia orgánica y partículas del suelo, puede ser arrastrado por lluvias intensas hacia arroyos, ríos y lagos. En cuerpos de agua, bajo condiciones anaerobias o de sobrecarga orgánica, puede acumularse en concentraciones peligrosas para el ecosistema.

2.6 Métodos de eliminación de amonio en solución acuosa

El amonio se puede eliminar de las aguas residuales empleando diversos métodos físico-químicos y biológicos. En estos se incluyen a la cloración al punto de quiebre, nitrificación, desnitrificación, arrastre con aire, intercambio iónico y adsorción.

2.6.1 Cloración al punto de quiebre

La cloración al punto de quiebre es un método utilizado para la eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales. Consiste en la oxidación del ion amonio (NH_4^+) a nitrógeno molecular (N_2) y otros compuestos estables mediante la adición controlada de cloro. Los compuestos clorados comúnmente empleados en este proceso incluyen el cloro gaseoso (Cl_2), hipoclorito de sodio (NaClO) e hipoclorito de calcio ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$), siendo el

cloro gaseoso uno de los más utilizados debido a su alta eficiencia y la reacción global es (Metcalf y Eddy., 1996; Yang et al., 2005).



Este proceso se basa en alcanzar un punto crítico en el que todo el amonio reacciona con el cloro añadido, generando productos como mono-, di- y tricloraminas durante las etapas intermedias. Una vez que se supera este punto, el cloro libre comienza a aparecer en el sistema, indicando que el nitrógeno amoniacal ha sido completamente oxidado, lo cual marca el “punto de quiebre”.

Aunque la cloración al punto de quiebre es efectiva, su aplicación es más común en aguas con bajas concentraciones de amonio, ya que el proceso se vuelve económicamente inviable en niveles más elevados. Por ejemplo, para concentraciones de amonio entre 25 y 40 mg/L, la demanda de cloro puede alcanzar hasta diez veces la cantidad de amonio presente, lo cual implica un alto consumo de reactivos y un aumento significativo en los costos de operación (Jorgensen et al., 1976; Yang et al., 2005).

Además, si no se controla adecuadamente, este método puede generar subproductos no deseados como las cloraminas o incluso compuestos orgánicos clorados, los cuales pueden representar riesgos para la salud humana y el medio ambiente. Por ello, su aplicación requiere de un monitoreo cuidadoso y un diseño adecuado según las características del agua a tratar.

2.6.2 Nitrificación biológica

La nitrificación biológica es un proceso en el cual el nitrógeno amoniacal presente en las aguas residuales se transforma en nitrato (NO_3^-) mediante una secuencia de reacciones biológicas que ocurren en condiciones aeróbicas. Este proceso se desarrolla en dos etapas sucesivas, catalizadas por diferentes tipos de bacterias especializadas: Nitrosomas y Nitrobacterias (Prosser, 1989; Ren et al., 2020).

En la primera etapa, las bacterias del género Nitrosomas oxidan al amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-). Posteriormente, en la segunda etapa, las Nitrobacterias convierten el nitrito en nitrato. Estas reacciones se describen generalmente mediante las siguientes ecuaciones bioquímicas:



Ambas reacciones son exotérmicas, y la energía liberada durante el proceso es utilizada por los microorganismos nitrificantes para su crecimiento, mantenimiento celular y generación de energía. Además, una fracción del amonio es asimilada directamente por los microorganismos como fuente de nitrógeno para la síntesis de componentes celulares.

Aunque los organismos nitrificantes están presentes de forma natural en la mayoría de los sistemas aerobios de tratamiento biológico, su abundancia suele ser limitada. En los procesos biológicos convencionales, representan una fracción muy pequeña de la biomasa microbiana total, con valores típicos menores al 8.3% (Wells et al., 2009).

Cabe destacar que, en ciertas industrias, como las dedicadas a la producción de fertilizantes, alimento para animales o compuestos orgánicos, las aguas residuales suelen contener concentraciones muy elevadas de nitrógeno amoniacal. En estos casos, la aplicación de la nitrificación biológica como método de tratamiento puede resultar económicamente inviable debido a los altos requerimientos de oxígeno y el control riguroso del proceso (Mishra et al., 2022).

2.6.3 Nitrificación/desnitrificación biológica

Este método se basa en un tratamiento biológico secuencial que consta de dos etapas principales. En la primera, denominada nitrificación, el nitrógeno amoniacal (NH_4^+) es oxidado a nitrato (NO_3^-) bajo condiciones aeróbicas, mediante la acción de bacterias nitrificantes como Nitrosomas y Nitrobacterias. En la segunda etapa, conocida como desnitrificación, el nitrato es reducido a nitrógeno molecular (N_2) en condiciones anaeróbicas o anóxicas, liberándose a la atmósfera en forma de gas (Kosgey et al., 2022).

Durante la desnitrificación, los microorganismos utilizan los iones nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^-) como aceptores de electrones en lugar de oxígeno, facilitando así su respiración en ambientes sin oxígeno molecular. Este proceso convierte el nitrógeno combinado en formas gaseosas, lo que representa una ruta eficaz para la eliminación total del nitrógeno del agua residual (Mishra et al., 2022).

La reducción del nitrato puede llevarse a cabo mediante dos tipos de mecanismos enzimáticos siguientes:

Reducción asimilativa: en la cual el nitrato (N-NO_3^-) es reducido a nitrógeno amoniacal, el cual es posteriormente incorporado a los compuestos celulares durante la biosíntesis. Este proceso ocurre únicamente cuando el nitrógeno está disponible como nitrato. Reducción catabólica: en este caso, el nitrato es reducido hasta nitrógeno molecular (N_2), completando la ruta de desnitrificación. Esta vía tiene un papel energético, ya que proporciona electrones para el metabolismo celular (Metcalf y Eddy., 1996).

A pesar de su eficiencia, este método presenta algunas limitaciones. No es adecuado para tratar aguas residuales que contienen compuestos tóxicos que puedan inhibir la actividad microbiana. Además, requiere un diseño cuidadoso, ya que es difícil de automatizar, consume un espacio físico considerable y exige un control preciso de las condiciones ambientales. Sin embargo, su costo operativo es moderado, lo que lo hace viable para su aplicación en plantas de tratamiento de gran escala (Jorgensen et al., 1976).

2.6.4 Arrastre con aire

El arrastre con aire, también conocido como stripping de amoníaco, es un método físico utilizado para la eliminación del nitrógeno amoniacal disuelto en aguas residuales. Este proceso se basa en la volatilización del amoníaco (NH_3), que ocurre cuando el equilibrio químico entre el ion amonio (NH_4^+) y el amoníaco disuelto se desplaza hacia la formación de este último bajo condiciones de pH elevado (Yang et al., 2022).

En particular, cuando el pH de la solución se ajusta a valores alcalinos, típicamente entre 10.5 y 11.5, la forma predominante del nitrógeno en solución es el amoníaco libre (NH_3), el cual posee una baja solubilidad en agua. Bajo estas condiciones, es posible remover el amoníaco mediante el barrido o burbujeo de aire a través del agua, promoviendo su transferencia desde la fase líquida a la fase gaseosa (Jorgensen et al., 1976).

Aunque este método puede ser eficiente en ciertos casos, su aplicación está limitada a situaciones específicas en las que ya se requiere mantener un pH elevado por otras razones de proceso. De lo contrario, el ajuste continuo del pH y el uso de grandes volúmenes de aire implican costos de operación y de mantenimiento considerablemente altos.

Adicionalmente, el arrastre con aire no es adecuado en ambientes de baja temperatura, ya que la solubilidad del amoníaco en agua depende fuertemente de la temperatura: a menor temperatura, el amoníaco tiende a permanecer disuelto, reduciendo así la eficiencia del proceso (Mugwili et al., 2023).

Por estas razones, el arrastre con aire se considera una tecnología viable solo en condiciones de operación muy particulares, generalmente en procesos industriales específicos donde el control del pH y la temperatura ya está contemplado.

2.6.5 Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso mediante el cual el ion amonio (NH_4^+) presente en soluciones acuosas es removido al ser intercambiado por otros cationes previamente fijados en la superficie de un material sólido insoluble, conocido como intercambiador iónico (Metcalf y Eddy., 1996). Este mecanismo es ampliamente utilizado en el tratamiento de aguas residuales, particularmente para eliminar compuestos nitrogenados.

Una de las principales ventajas de este método es su alta eficiencia a bajas temperaturas, especialmente por debajo de $15\text{ }^{\circ}\text{C}$, lo cual representa una ventaja significativa frente a procesos biológicos cuya eficiencia puede ser disminuida a condiciones frías.

Entre los materiales más utilizados como intercambiadores iónicos destacan las zeolitas naturales y minerales microporosos con alta capacidad de retención iónica. En particular, la clinoptilolita es una de las zeolitas más empleadas para la remoción de amonio debido a su alta selectividad por el ion NH_4^+ , incluso en presencia de otros cationes competidores, su bajo costo y su abundante disponibilidad en la naturaleza (Leyva Ramos et al., 2004; Jama y Yucel, 1990).

Estudios posteriores han demostrado que la chabasita, otra zeolita natural, posee una mayor capacidad de intercambio iónico (Leyva Ramos y Monsiváis Rocha., 2010) que la clinoptilolita. Sin embargo, su uso está limitado debido a su baja disponibilidad geológica, lo que reduce su viabilidad a escala industrial.

A pesar de sus ventajas, el intercambio iónico con zeolitas suele ser más costoso que otros métodos como la nitrificación/desnitrificación. Además, el material debe ser regenerado una vez saturado con amonio, lo que añade una etapa adicional al proceso de operación.

No obstante, este método ofrece los beneficios siguientes frente a otras tecnologías:

- Es fácil de automatizar,
- No depende de factores climatológicos, ni de la actividad microbiológica
- Requiere poco espacio físico para su implementación.

Estas características lo convierten en una alternativa viable para instalaciones compactas, aplicaciones específicas o situaciones en las que los métodos convencionales presentan limitaciones.

2.6.6 Adsorción

La adsorción es una de las tecnologías más empleadas para la remoción de amonio en solución acuosa debido a su elevada eficiencia, simplicidad de operación y bajo consumo energético. En comparación con otros métodos de tratamiento, este proceso permite trabajar con una amplia variedad de materiales adsorbentes, tanto naturales como sintéticos o modificados, lo que ha favorecido su aplicación en el tratamiento de aguas residuales municipales, industriales y agrícolas (Crini y Lichtfouse, 2019; Dotto y McKay, 2020).

El desempeño de esta tecnología depende principalmente de las propiedades del adsorbente y de las condiciones de operación del sistema, por lo que en los últimos años se ha orientado un gran esfuerzo al desarrollo y modificación de materiales con mayor capacidad de adsorción y selectividad hacia el ion amonio. Debido a estas características, la adsorción se considera una alternativa prometedora para el tratamiento de aguas contaminadas (Wang y Guo, 2020).

2.7 Fundamentos de adsorción

La adsorción es una de las tecnologías más utilizadas para la remoción de contaminantes presentes en soluciones acuosas debido a su elevada eficiencia y a la gran variedad de materiales que pueden emplearse como adsorbentes. Este proceso consiste en la transferencia de moléculas o iones, denominados adsorbatos, desde la fase líquida hacia la superficie de un sólido, donde permanecen retenidos por diferentes tipos de interacciones (Wang y Guo, 2020a).

En comparación con otros métodos de tratamiento de agua, la adsorción presenta diversas ventajas, entre las que destacan su operación sencilla, bajo costo de implementación, fácil mantenimiento y alta eficiencia para remover contaminantes incluso cuando se encuentran en bajas concentraciones. Además, en muchos sistemas es posible regenerar el adsorbente

mediante un proceso de desorción, permitiendo su reutilización en varios ciclos de operación y disminuyendo los costos del tratamiento (Dotto y McKay, 2020; Chakraborty et al., 2020; Tripathi y Rawat Ranjan, 2015).

La eficiencia de un proceso de adsorción depende de la interacción entre las propiedades del adsorbente, las características del adsorbato y las condiciones de operación. Variables como el pH, la temperatura, el tiempo de contacto y la presencia de otras especies en solución pueden modificar el equilibrio de adsorción y, por lo tanto, la cantidad de contaminante retenida por el material. A continuación, se describen los factores que ejercen mayor influencia sobre este proceso (Pourhakkak et al., 2021; Rathi y Kumar, 2021; Leyva-Ramos, 2010).

- **pH de la solución**

El pH es uno de los parámetros que mayor influencia ejerce sobre la adsorción. Su variación modifica la carga superficial del adsorbente y también la forma química en la que se encuentra el adsorbato en solución. Dependiendo de estas condiciones, pueden favorecerse o disminuir las interacciones entre ambas especies, lo que se refleja directamente en la capacidad de adsorción del material (Crini y Badot, 2010).

- **Tiempo de contacto**

Durante el proceso de adsorción, la cantidad de contaminante retenida aumenta conforme transcurre el tiempo hasta alcanzar el equilibrio. Al inicio del proceso existe una gran cantidad de sitios activos disponibles, por lo que la velocidad de adsorción suele ser elevada. Posteriormente, conforme estos sitios son ocupados, la velocidad disminuye hasta que la cantidad adsorbida permanece prácticamente constante (Crini y Badot, 2010).

- **Temperatura**

La influencia de la temperatura depende de la naturaleza del proceso de adsorción. En sistemas exotérmicos, un incremento de la temperatura generalmente ocasiona una disminución de la capacidad de adsorción. En cambio, cuando el proceso es endotérmico, el aumento de la temperatura favorece la retención del adsorbato sobre la superficie del material. En algunos sistemas, el efecto de esta variable puede ser poco significativo (Crini y Badot, 2010).

- **Propiedades de textura del adsorbente**

Las características físicas del adsorbente desempeñan un papel importante en la eficiencia del proceso. Propiedades como el área superficial específica, el volumen y diámetro de poro, así como el tamaño de partícula, determinan la cantidad de sitios activos disponibles y la facilidad con la que el adsorbato puede difundirse hacia el interior de la estructura porosa. En términos generales, un mayor desarrollo de la porosidad favorece el proceso de adsorción, siempre que las dimensiones de los poros permitan el acceso de las especies presentes en la solución (Rouquerol et al., 2014).

- **Naturaleza del soluto**

Las propiedades del contaminante también influyen en el comportamiento del sistema de adsorción. La solubilidad, el tamaño molecular, la geometría, la polaridad y el estado de ionización pueden favorecer o limitar la interacción con la superficie del adsorbente. Por ejemplo, moléculas de gran tamaño pueden presentar dificultades para ingresar a los poros del material, mientras que especies altamente solubles suelen requerir una mayor afinidad por el adsorbente para ser removidas eficientemente (Rouquerol et al., 2014).

- **Competencia con otras moléculas de solutos**

En aplicaciones reales de tratamiento de agua es común encontrar diferentes contaminantes presentes de manera simultánea. En estos casos, varias especies pueden competir por los mismos sitios activos del adsorbente, disminuyendo la capacidad de adsorción o modificando la selectividad del material hacia determinados contaminantes.

De acuerdo con el tipo de interacción que se establece entre el adsorbente y el adsorbato, la adsorción puede clasificarse en fisisorción y quimisorción. La fisisorción ocurre cuando predominan fuerzas intermoleculares relativamente débiles, como las fuerzas de Van der Waals, las interacciones dipolo-dipolo y las fuerzas de dispersión de London. Debido a la naturaleza de estas interacciones, este proceso generalmente es reversible y se favorece a bajas temperaturas (Al-Ghouti y Da'ana, 2020).

Por otra parte, la quimisorción implica la formación de enlaces químicos entre el adsorbato y la superficie del adsorbente mediante la transferencia o compartición de electrones. Estas interacciones son considerablemente más fuertes y específicas que las presentes en la fisisorción, por lo que el proceso suele ser irreversible y requiere una mayor energía para romper los enlaces formados (Sims et al., 2019).

2.7.1 Modelos de isotermas de adsorción

El equilibrio de adsorción entre una fase líquida y un material sólido puede describirse mediante modelos matemáticos denominados isotermas de adsorción. Estos modelos permiten relacionar la cantidad de soluto retenida por el adsorbente con la concentración del contaminante que permanece en solución después de alcanzar el equilibrio, bajo determinadas condiciones de temperatura (Foo y Hameed, 2010; Al-Ghouti y Da'ana, 2020).

Actualmente existen diversos modelos empleados para interpretar los datos experimentales de equilibrio, entre los que destacan las isotermas de Langmuir, Freundlich, Radke-Prausnitz, Temkin y Sips. Sin embargo, es importante considerar que el modelo que presenta el mejor ajuste estadístico no necesariamente describe el mecanismo real mediante el cual ocurre la adsorción. En sistemas líquido-sólido, estos modelos funcionan principalmente como herramientas matemáticas para representar el comportamiento del proceso, por lo que un buen ajuste no confirma por sí solo que todas las consideraciones teóricas del modelo sean cumplidas (Leyva-Ramos, 2007; Wang y Guo, 2020).

A continuación, se describen los modelos de isotermas de adsorción de Langmuir, Freundlich y Radke-Prausnitz que fueron los modelos que se emplearon en este trabajo para analizar el comportamiento del equilibrio de adsorción.

2.7.1.1 Modelo de isoterma de Langmuir

El modelo de Langmuir fue desarrollado inicialmente para describir la adsorción de gases sobre superficies sólidas y posteriormente se ha aplicado ampliamente en sistemas líquido-sólido. Este modelo considera que la adsorción ocurre sobre una superficie homogénea con un número definido de sitios activos. Además, supone la formación de una monocapa de adsorbato, donde cada sitio puede retener únicamente una molécula y no existen interacciones entre las especies adsorbidas en sitios cercanos (Saadi et al., 2015).

La isoterma de Langmuir se representa matemáticamente como:

$$q = \frac{q_m KC}{1 + KC} \quad (2.6)$$

Donde q es la masa de soluto adsorbido por unidad de masa del adsorbente, mg/g; q_m es la máxima masa de soluto que se adsorbe sobre el adsorbente, mg/g; K es la constante de la isoterma de Langmuir relacionada con el calor de adsorción, L/mg; y C es la concentración de soluto en el equilibrio, mg/L;

2.7.1.2 Modelo de isoterma de Freundlich

A diferencia del modelo de Langmuir, la isoterma de Freundlich considera una superficie heterogénea, donde los sitios de adsorción presentan diferentes energías de interacción. Este modelo establece que la cantidad adsorbida aumenta con la concentración del soluto en solución y que la intensidad del proceso depende de las características del sistema adsorbato-adsorbente (Bonilla et al., 2017). La isoterma de adsorción de Freundlich se expresa matemáticamente como:

$$q = kC^{1/n} \quad (2.7)$$

Donde C es la concentración de soluto en el equilibrio, mg/L; k es la constante de la isoterma de Freundlich relacionada a la capacidad de adsorción, $\text{mg}^{1-1/n}\text{L}^{1/n}/\text{g}$; y n es la intensidad de la adsorción.

2.7.1.3 Modelo de isoterma de Radke-Prausnitz

El modelo de Radke-Prausnitz fue desarrollado como una expresión general que permite describir diferentes comportamientos de equilibrio de adsorción. Una de sus principales características es que puede representar otros modelos dependiendo del valor de sus parámetros, por lo que resulta útil para analizar sistemas donde el comportamiento no se ajusta completamente a las consideraciones de Langmuir o Freundlich.

La isoterma de adsorción de Radke-Prausnitz se representa como:

$$q = \frac{aC}{1 + bC^\beta} \quad (2.8)$$

Donde a es una constante de la isoterma de Prausnitz-Radke, L/g; b es una constante de la isoterma de Prausnitz-Radke, $\text{L}^\beta/\text{mg}^\beta$; β es una constante de la isoterma de Prausnitz-Radke; y C es la concentración de soluto en el equilibrio, mg/L.

Este modelo de isoterma se convierte: en la isoterma de Langmuir cuando $\beta = 1$; en la isoterma de Freundlich cuando el término bC^β es mucho mayor que la unidad; y en la isoterma lineal cuando el término bC^β es mucho menor que la unidad.

2.7.2 Materiales adsorbentes

La elección, desarrollo y caracterización del material adsorbente son aspectos fundamentales para el diseño de un proceso de adsorción eficiente. Hoy en día, existe una gran variedad de materiales adsorbentes naturales y sintéticos empleados para la eliminación de compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en solución acuosa. Estos materiales presentan diferentes estructuras, áreas superficiales y grupos funcionales con diversas características, lo que les confiere propiedades específicas y los convierte en adsorbentes versátiles para el tratamiento de agua.

En general, la actividad y capacidad de un material adsorbente dependen de sus propiedades fisicoquímicas, las cuales dependen de la naturaleza de la materia prima, así como del proceso de preparación o modificación del material. Por lo tanto, los materiales adsorbentes deben ser preferentemente no tóxicos y presentar ciertas características que favorezcan su desempeño en procesos de adsorción (Dotto y McKay., 2020). Entre las principales características que debe reunir un material adsorbente se encuentran las siguientes:

- **Bajo costo y disponibilidad**

Generalmente, el adsorbente representa aproximadamente el 70 % de los costos de operación de un proceso de adsorción y, en consecuencia, es necesario que el material sea de fácil acceso y económico. La disponibilidad de materias primas abundantes y de bajo costo facilita la aplicación de los adsorbentes a gran escala, especialmente en procesos de tratamiento de aguas residuales.

- **Estabilidad química**

El agua que se desea tratar puede presentar diferentes características químicas, tales como variaciones en el pH, fuerza iónica, conductividad y presencia de diversas especies químicas, que pueden afectar el desempeño del adsorbente. Por lo tanto, el material debe presentar estabilidad química frente a determinadas condiciones de operación, evitando su degradación o disolución durante el proceso de tratamiento.

- **Estabilidad mecánica**

Cuando el proceso de adsorción se lleva a cabo en sistemas continuos, como columnas empacadas, es necesario que el adsorbente posea adecuada resistencia mecánica para evitar que el material sea pulverizado o destruido por abrasión del agua fluyendo durante la

operación. Una buena estabilidad mecánica permite mantener la estructura del material y prolongar su vida útil.

- **Capacidad de adsorción considerable y competitiva**

La cantidad de contaminante adsorbido por gramo de adsorbente debe ser considerable. A mayor capacidad de adsorción, menor será la cantidad de material necesaria para lograr el tratamiento del agua. Para alcanzar esto, se requiere una alta afinidad entre el adsorbato y el adsorbente. Además, es importante que el material posea una elevada área superficial específica y un volumen de poros considerable, ya que estas propiedades favorecen la disponibilidad de sitios activos para la adsorción. Asimismo, la presencia de grupos funcionales en la superficie del adsorbente, capaces de interactuar con las moléculas de los contaminantes mediante diferentes mecanismos fisicoquímicos, influye directamente en la capacidad de adsorción del material.

- **Alta eficiencia**

El porcentaje de remoción del contaminante presente en el agua y transferido al adsorbente debe ser elevado, de manera que se garantice que la calidad del agua tratada cumpla con los estándares establecidos por la normativa ambiental aplicable.

- **Rápida velocidad de adsorción**

Las características del adsorbente deben permitir que el proceso de adsorción ocurra de manera rápida, alcanzando una considerable capacidad de adsorción en tiempos relativamente cortos. Esto es importante desde el punto de vista operativo, ya que permite reducir los tiempos de contacto necesarios para el tratamiento del agua.

- **Regeneración y reutilización**

Es deseable que el adsorbente pueda regenerarse fácilmente y reutilizarse en múltiples ciclos de adsorción, lo cual reduce significativamente los costos de operación y mejora la sostenibilidad del proceso de tratamiento.

Sin duda, el diseño y desarrollo de adsorbentes con características adecuadas permite obtener procesos de adsorción más eficientes para el tratamiento de agua. En los últimos años, la investigación sobre adsorbentes para la remoción de contaminantes ha aumentado considerablemente; sin embargo, aún existen desafíos que requieren continuar con el desarrollo, evaluación y optimización de nuevos materiales (Singh et al., 2018). Actualmente,

se han estudiado diversos adsorbentes de origen mineral, orgánico y biológico, como carbones activados, zeolitas, minerales arcillosos, subproductos industriales, residuos agrícolas, biomasa y materiales poliméricos, entre otros (Burakov et al., 2018).

Entre estos materiales, el carbón activado es uno de los adsorbentes más utilizados en la purificación de agua debido a su alta porosidad, elevada superficie específica y presencia de grupos funcionales superficiales, como fenólicos, lactónicos y carboxílicos, capaces de interactuar con diferentes contaminantes. Además, sus propiedades pueden mejorarse mediante modificaciones físicas y químicas para aumentar su capacidad de adsorción (Chai et al., 2021; Qasem et al., 2021).

Por otro lado, materiales minerales como zeolitas, sílice y arcillas han sido ampliamente estudiados debido a su bajo costo, capacidad de intercambio catiónico, selectividad y carácter hidrofílico, permitiendo la remoción de diversos contaminantes en solución acuosa. Aunque generalmente presentan áreas superficiales moderadas, poseen una importante capacidad de adsorción (Yadav et al., 2020; Zhao et al., 2016; Rakhym et al., 2020).

Asimismo, en los últimos años se han desarrollado adsorbentes avanzados basados en materiales nanoestructurados, como derivados del grafeno, nanotubos de carbono, nanofibras de carbono, geles de carbono, fullerenos, MOFs y nitruro de carbono grafitico. Estos materiales presentan propiedades texturales, estabilidad térmica y resistencia mecánica favorables, lo que contribuye a mejorar su desempeño en procesos de adsorción (Gusain et al., 2020; Duan et al., 2020; Wadhawan et al., 2020; Chai et al., 2021).

Adicionalmente, diversos estudios han evaluado la capacidad de adsorción de distintos materiales para la eliminación de contaminantes en solución acuosa.

En la Tabla 2.1 se presentan algunos ejemplos de materiales adsorbentes reportados en la literatura, junto con sus correspondientes capacidades de adsorción.

Tabla 2.1. Capacidades de diversos materiales para adsorber amonio en solución acuosa.

Material	$q_{\max}$ (mg NH_4^+ /g)	pH	Fuente / Estudio
Amberlita 15	~ 98	-	Nandoost, A et al., 2022
Biochar (hardwood biochar, leña dura)	~ 90	7	Li et al., 2016
Diatomita modificada (Cloruro de magnesio + NaOH)	~ 64	7	Este trabajo
Resina de intercambio catiónico comercial (Purolite C100E)	~ 35	7	Loganathan et al., 2022
Paligorskita natural y modificada	~28.5	3	Marmolejo-Contreras et al., 2025
Zeolita sintética modificada (MSZ)	~ 27.5	6	Zhang et al., 2024
Diatomita Natural	~ 23	7	Este trabajo
Mordenita-chitosan composito	~ 17.7	> 2	Wang et al., 2024

2.8 Diatomita

La diatomita, también conocida como tierra de diatomeas, es un mineral de origen sedimentario y biogénico que proviene de los esqueletos fosilizados de microalgas unicelulares llamadas diatomeas. Estas algas, presentes en ambientes acuáticos marinos y de agua dulce, están recubiertas por una frústula silíceica compuesta principalmente por dióxido de silicio amorfo ($\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$). La frústula externa, de apariencia traslúcida, se asemeja a la sílice vítrea, mientras que la capa interna contiene compuestos orgánicos como la pectina.

Cuando las diatomeas mueren, su contenido orgánico se descompone, pero su estructura silíceica permanece intacta y se va depositando lentamente en el fondo de mares,

pH ligeramente ácido a neutro, lo que influye en su interacción con diversas especies químicas, especialmente en medios acuosos contaminados.

Las reservas mundiales de diatomita se estiman en aproximadamente 800 millones de toneladas métricas. El país con la mayor cantidad de reservas es Estados Unidos, con cerca de 250 millones de toneladas métricas. En México, los principales depósitos se localizan en los estados de Tlaxcala, Estado de México, Michoacán y Jalisco, siendo este último el que posee la mayor reserva nacional (Zahajská et al., 2020).

Debido a sus características únicas, en los últimos años se ha intensificado la investigación sobre el uso de diatomita como material adsorbente en el tratamiento de aguas residuales, especialmente en la eliminación de iones amonio (NH_4^+). No obstante, su capacidad natural puede mejorarse mediante tratamientos de modificación física o química, como activación térmica, impregnación con sales metálicas o ácidos, o funcionalización con grupos específicos, que aumentan su afinidad por especies contaminantes. Estas modificaciones buscan potenciar su rendimiento y adaptarla a condiciones específicas de adsorción, mejorando su selectividad, cinética y capacidad total de retención de contaminantes.

En este contexto, la diatomita representa una alternativa viable, económica y ambientalmente amigable para el tratamiento de aguas contaminadas con compuestos nitrogenados, alineándose con los objetivos de sostenibilidad, valorización de residuos naturales y aprovechamiento de recursos abundantes.

2.9 Carbón amorfo dopado con nitrógeno

El carbón amorfo dopado con nitrógeno (CADN) es un material carbonoso que ha despertado un creciente interés en los últimos años debido a que la incorporación de átomos de nitrógeno en su estructura modifica las propiedades químicas y superficiales del carbono. Estas modificaciones favorecen la interacción del material con diferentes especies químicas, incrementando su potencial para aplicaciones como la adsorción de contaminantes, la catálisis y el almacenamiento de energía (Mohamed et al., 2019; Gorenskaia et al., 2020).

Los materiales carbonosos pueden modificarse mediante diferentes estrategias con el propósito de mejorar sus propiedades fisicoquímicas. Entre ellas, el dopaje con nitrógeno ha demostrado ser una alternativa eficiente para incrementar la reactividad superficial del

material y favorecer la interacción con diferentes iones y moléculas presentes en solución. Como consecuencia, los materiales carbonosos dopados con nitrógeno han mostrado un desempeño favorable en procesos de adsorción de contaminantes y tratamiento de aguas (Mohamed et al., 2019; Sultana et al., 2020).

La incorporación de nitrógeno dentro de la estructura carbonosa puede realizarse mediante diferentes métodos de síntesis, incluyendo tratamientos térmicos, dopaje in situ, activación química con precursores nitrogenados y métodos hidrotermales. Entre estas alternativas, la síntesis hidrotermal presenta ventajas relacionadas con su simplicidad experimental, bajo costo, condiciones moderadas de operación y la posibilidad de controlar las características del material obtenido (Lu et al., 2013; Gorenskaia et al., 2020).

En este trabajo, el carbón amorfo dopado con nitrógeno se obtuvo mediante un proceso hidrotermal empleando glucosa como precursor carbonoso, CTAB (bromuro de hexadeciltrimetilamonio) como agente de control estructural y una solución de hidróxido de amonio como fuente de nitrógeno. La formación del material mediante esta ruta de síntesis fue descrita por Mohamed et al. (2019), y el mecanismo propuesto se presenta en la Figura 2.3.

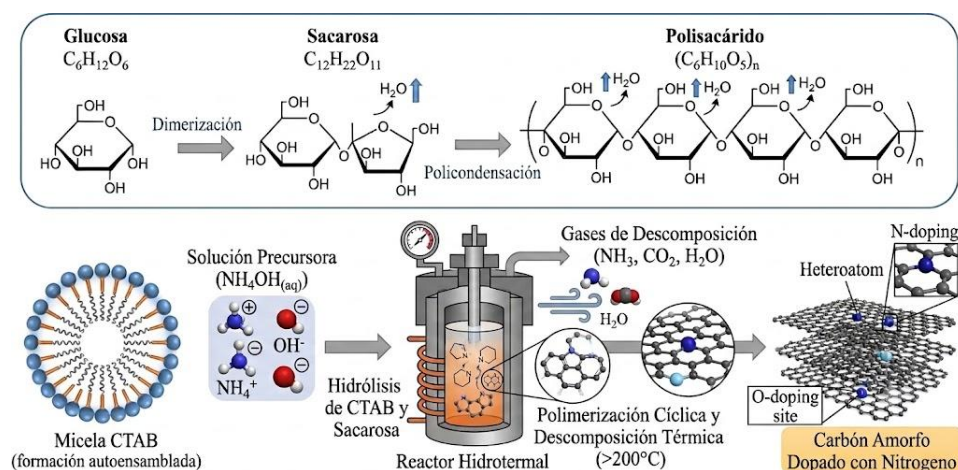


Figura 2.3. Ilustración esquemática del mecanismo de formación de CADN.

Durante la síntesis hidrotermal del carbón amorfo dopado con nitrógeno (CADN), la formación de la estructura carbonosa ocurre mediante una serie de transformaciones químicas inducidas por la temperatura y la presencia de los agentes de síntesis. En una primera etapa,

la glucosa utilizada como precursor carbonoso se disuelve en agua desionizada y, bajo condiciones hidrotermales, experimenta procesos de deshidratación que favorecen la formación de moléculas de sacarosa mediante reacciones de dimerización. Posteriormente, debido a la policondensación progresiva de estas especies, ocurre la formación de estructuras poliméricas cíclicas de polisacáridos, las cuales actúan como precursores para el desarrollo de la matriz carbonosa.

Conforme la temperatura del sistema supera los 200 °C, el CTAB y los compuestos nitrogenados presentes en el medio comienzan a experimentar procesos de descomposición térmica parcial, incrementando la concentración de iones OH^- . Estos interactúan electrostáticamente con la región cargada positivamente del CTAB, favoreciendo la formación de una capa intermedia alrededor de las especies carbonosas en crecimiento, conocida como capa pasiva.

Una vez formados los polisacáridos, estos presentan una elevada afinidad por las cadenas alifáticas del CTAB debido a las interacciones hidrofóbicas entre ambas estructuras. Estas interacciones se intensifican conforme aumenta la temperatura dentro de la capa pasiva, favoreciendo la organización de los precursores carbonosos. Posteriormente, los componentes presentes en esta capa, como los iones OH^- y los grupos amino, comienzan a descomponerse gradualmente, liberando especies gaseosas como H_2 y N_2 . La generación de estas especies favorece la modificación de la estructura carbonosa en formación, donde el hidrógeno participa en la reorganización parcial de la red carbonosa y las especies nitrogenadas contribuyen a la incorporación de nitrógeno dentro de la matriz carbonosa. Conforme avanzan estos procesos, la capa pasiva colapsa progresivamente, dando lugar a la formación de estructuras características del carbón amorfo dopado con nitrógeno (CADN).

Además de la incorporación de nitrógeno, durante la síntesis hidrotermal pueden generarse grupos funcionales que contienen oxígeno sobre la superficie del material. Estos grupos modifican la química superficial del CADN y proporcionan sitios activos capaces de interactuar con diferentes especies presentes en solución, favoreciendo su desempeño en procesos de adsorción (Sultana et al., 2020).

2.10 Adsorción de amonio sobre diferentes materiales y nanomateriales

En las últimas décadas, se han investigado una amplia variedad de materiales adsorbentes con diferentes características estructurales y superficiales, con el objetivo de mejorar la eficiencia de eliminación de NH_4^+ de soluciones acuosas y sistemas de tratamiento.

2.10.1 Arcillas naturales y modificadas

Diversos estudios han analizado la adsorción de amonio sobre minerales arcillosos naturales como montmorillonita, vermiculita, kaolinitas, sepiolita e illita. Investigaciones comparativas han mostrado que entre estos minerales, vermiculita y montmorillonita presentan las mayores capacidades de adsorción de NH_4^+ (≈ 50.06 mg/g y ≈ 40.84 mg/g respectivamente), atribuible principalmente al intercambio catiónico y a la presencia de superficies cargadas negativamente que favorecen la atracción de iones amonio (Zhao et al., 2018). En estos casos, el proceso de adsorción se ajusta bien a modelos de isoterma tipo Langmuir y sigue cinéticas de pseudo-segundo orden (Zhao et al., 2018).

Además, la modificación de arcillas puede influir en su capacidad adsorbente. Por ejemplo, estudios con montmorillonita modificada con Zn^{2+} han demostrado que la adsorción de NH_4^+ puede estar dominada tanto por intercambio catiónico como por formación de complejos superficiales y interacciones electrostáticas, alcanzando capacidades relevantes con buen rendimiento incluso tras múltiples ciclos de regeneración (Zhang et al., 2025).

También se ha investigado la adsorción de amonio sobre bentonita modificada con carboximetil- β -ciclodextrina, obteniéndose capacidades máximas de adsorción cercanas a 18.8 mg/g, donde los mecanismos involucrados incluyen intercambio iónico, interacciones electrostáticas e incluso enlaces de hidrógeno entre las moléculas de amonio y los grupos funcionales del material modificado (Hu et al., 2025).

2.10.2 Zeolitas naturales y sintéticas

Las zeolitas representan otro grupo de adsorbentes con alta afinidad para el amonio debido a su estructura microporosa y elevada capacidad de intercambio catiónico. Estudios recientes muestran que las zeolitas naturales pueden competir eficazmente por sitios de adsorción incluso frente a otros iones en soluciones complejas, aunque en presencia de altas concentraciones de NH_4^+ pueden reducir su capacidad de adsorción de metales pesados por competencia (Ofiera y Kazner., 2025).

Además, la zeolita sintética modificada puede exhibir elevadas capacidades de adsorción para NH_4^+ , con mecanismos que combinan intercambio catiónico y difusión en poros microporosos, lo que sugiere que este tipo de adsorbentes es prometedor para aplicaciones de tratamiento de aguas residuales con altas cargas de amonio (Zhou et al., 2024).

2.10.3 Biochar y adsorbentes carbonosos

El biochar, producto de la pirólisis de biomasa, se considera como un adsorbente económico con buena capacidad para adsorber amonio en soluciones acuosas, especialmente cuando se modifica químicamente para mejorar sus propiedades superficiales y estructura porosa. En varios trabajos se ha demostrado que el biochar puede adsorber más del 90 % de NH_4^+ retenido incluso tras varios días, atribuible a la presencia de grupos funcionales oxigenados como carboxilos y cetonas que facilitan las interacciones electrostáticas e incluso enlaces de hidrógeno (Cai et al., 2022).

La modificación del biochar con agentes como H_2O_2 , NaOH o KMnO_4 puede aumentar significativamente su capacidad de adsorción. Por ejemplo, biochar modificado con KMnO_4 alcanzó una capacidad máxima cercana a 68.15 mg/g, donde la mejora se explicó por un aumento considerable del área superficial y del volumen de poros, incrementando los sitios disponibles para adsorber NH_4^+ (Wang et al., 2019).

La adsorción de NH_4^+ sobre biochar modificado también se ha demostrado eficiente en sistemas dinámicos, como columnas de lecho empacado tratadas con biochar modificado mediante NaOH , KOH o FeCl_3 , mostrando tasas de eliminación superiores al 85 % en etapas optimizadas (Ding et al., 2020).

2.10.4 Nanomateriales y adsorbentes avanzados

En años más recientes, se han desarrollado adsorbentes compuestos y nanomateriales ultraeficientes para adsorción de amonio. Por ejemplo, nanosheets de estructuras tipo metal–organic frameworks como ZIF (zeolite imidazolate framework) modificados con metales específicos han mostrado capacidades muy elevadas (hasta centenas de mg g^{-1}) para remover NH_4^+ de soluciones acuosas, combinando interacciones electrostáticas fuertes y formación de complejos con sitios activos nanoestructurados (Liu et al, 2025).

Estos materiales suelen exhibir mecanismos mixtos donde el amonio se fija no solo por intercambio iónico sino también por enlace coordinado con sitios metálicos expuestos o por atracción dentro de estructuras de alta superficie específica, lo que los hace especialmente atractivos para aplicaciones avanzadas de tratamiento de agua y eliminación de contaminantes nitrogenados en concentraciones variables.

3. Justificación, Hipótesis y Objetivos

3.1 Justificación

La contaminación de los cuerpos de agua por especies nitrogenadas representa una problemática ambiental asociada principalmente al crecimiento poblacional, la intensificación de actividades agrícolas y pecuarias, así como al incremento de descargas de aguas residuales domésticas e industriales. Entre estas especies, el ion amonio (NH_4^+) destaca debido a su presencia frecuente en sistemas acuáticos impactados por actividades antropogénicas y por los efectos negativos que puede generar sobre la calidad del agua y el equilibrio de los ecosistemas.

La eliminación eficiente de amonio en aguas contaminadas constituye un desafío debido a la necesidad de desarrollar tecnologías que sean eficientes, económicas y ambientalmente sostenibles. En este contexto, la adsorción representa una alternativa prometedora debido a sus ventajas operativas, bajo consumo energético y posibilidad de emplear materiales naturales o modificados con propiedades adecuadas para la remoción de contaminantes. La diatomita es un material de interés debido a su abundancia, bajo costo, estabilidad química y características superficiales que pueden favorecer la interacción con especies iónicas. Además, la modificación de su superficie puede mejorar sus propiedades adsorbentes mediante la generación de nuevos sitios activos. Por otro lado, los materiales carbonosos dopados con nitrógeno presentan propiedades superficiales y químicas favorables para la adsorción de contaminantes en solución acuosa.

Sin embargo, aún existe información limitada sobre el comportamiento comparativo de diferentes materiales adsorbentes para la eliminación de amonio bajo condiciones experimentales equivalentes, así como sobre la influencia de variables como el pH, la temperatura, la concentración inicial y las modificaciones superficiales en la capacidad de adsorción. Por lo anterior, es necesario evaluar y comparar diferentes materiales adsorbentes con el propósito de comprender la relación entre sus propiedades fisicoquímicas y su desempeño en la remoción de amonio. Los resultados obtenidos permitirán ampliar el

conocimiento sobre los mecanismos involucrados en el proceso de adsorción y contribuir al desarrollo de alternativas sostenibles para el tratamiento de aguas contaminadas.

3.2 Hipótesis

La modificación superficial de la diatomita y el empleo de carbón amorfo dopado con nitrógeno permitirán incrementar la capacidad de adsorción de amonio en solución acuosa respecto a la diatomita natural, debido a cambios en las propiedades superficiales, estructurales y químicas de los materiales. Además, variables experimentales como el pH, la temperatura y la concentración inicial de amonio influirán en el equilibrio y mecanismo de adsorción.

3.3 Objetivos

Objetivo general

Evaluar la capacidad de adsorción de amonio en solución acuosa utilizando diatomita natural, diatomita modificada y carbón amorfo dopado con nitrógeno, mediante el análisis de sus propiedades fisicoquímicas, comportamiento de equilibrio y mecanismos involucrados en el proceso de adsorción, con la finalidad de identificar materiales con potencial aplicación en el tratamiento de aguas contaminadas.

Objetivos particulares

Obtener las isothermas de adsorción de amonio sobre diatomita natural, diatomita modificada y carbón amorfo dopado con nitrógeno.

Comparar la capacidad de adsorción de amonio entre los diferentes materiales adsorbentes e identificar el material con mayor eficiencia.

Evaluar el efecto del pH, temperatura y concentración inicial de amonio sobre la capacidad de adsorción de cada material.

Determinar las propiedades fisicoquímicas, estructurales, morfológicas y superficiales de los adsorbentes antes y después del proceso de adsorción mediante técnicas de caracterización.

Ajustar los datos experimentales de equilibrio mediante diferentes modelos de isothermas de adsorción.

Analizar los mecanismos involucrados en la adsorción de amonio considerando las características superficiales de los materiales y las condiciones experimentales.

Evaluar el efecto de la modificación superficial y estructural de los materiales sobre su capacidad de adsorción.

Analizar el potencial de aplicación de los materiales estudiados para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con amonio.

4. Aparatos y Sustancias

4.1 Materiales adsorbentes

En este trabajo se utilizaron dos materiales siguientes: La Diatomita fue suministrada por la empresa comercializadora Celite ubicada en Guadalajara, Jalisco, México. El carbón amorfo dopado con nitrógeno fue sintetizado en el laboratorio de Ingeniería Química Ambiental de la UASLP utilizando la metodología propuesta por Mohamed et al., (2019).

4.2 Reactivos

En la Tabla 4.1 se enlistan los reactivos utilizados en la preparación de las soluciones necesarias para el desarrollo experimental de este trabajo.

Tabla 4.1. Lista de reactivos empleados en el desarrollo experimental.

Reactivo	Especificaciones	Marca
Cloruro de Amonio NH_4Cl	CAS: 12125-02-9 99.7 %	Fermont
Fosfato tribásico de amonio $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$	CAS: 10101-89-0 98 %	J.T. Baker
Fenol $\text{C}_6\text{H}_6\text{O}$	CAS: 108-95-2 99 %	Karal
Nitro ferrocianuro de sodio $\text{Na}_2[\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	CAS: 13755-38-9 99 %	J.T. Baker
Cloruro de magnesio hexahidratado $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	CAS: 7791-18-6 Grado reactivo	Fermont
Hidróxido de Sodio NaOH	CAS: 1310-73-2 98.7 %	Fermont
Ácido clorhídrico HCl	CAS: 7647-01-0 37 %	J.T. Baker
Glucosa $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	CAS: 50-99-7 99.5 %	Sigma Aldrich

Tabla 4.1 (Continuación)

Reactivo	Especificaciones	Marca
Bromuro de hexadeciltrimetilamonio (CTAB) $((C_{16}H_{33})N(CH_3)_3)Br$	CAS: 57-09-0 $\geq 98\%$	Merck
Hidróxido de Amonio NH_4OH	CAS: 1336-21-6 Ensayo como $NH_3 = 30\%$	Karal
Acetato de sodio CH_3COONa	CAS: 127-09-3 99%	Fermont
Acetato de amonio CH_3COONH_4	CAS: 631-61-8 99.9 %	Fermont
Acetona $(CH_3)_2CO$	CAS: 67-64-1 99.6%	J.T. Baker
Metanol CH_3OH	CAS: 67-56-1 99.9%	Golden Bell
Etanol C_2H_6O	CAS: 64-17-5 99.94%	CTR Scientific
Alcohol isopropílico C_3H_8O	CAS: 67-63-0 99.98%	CTR Scientific
Carbonato de sodio Na_2CO_3	CAS: 497-19-8 99.9%	Golden Bell
Bicarbonato de sodio $NaHCO_3$	CAS: 144-55-8 99.9%	Golden Bell

4.3 Soluciones reactivo y patrón

Las soluciones reactivo y patrón se prepararon de acuerdo con la información sobre la masa del reactivo y volumen mostrado en la Tabla 4.2. Todas las soluciones se elaboraron con agua desionizada.

Tabla 4.2. Descripción de la forma de preparación de soluciones patrón y de reactivos.

Solución	Masa o Volumen de Reactivo	Volumen preparado
Solución de cloruro de amonio 1000 ppm	2.97 g de cloruro de amonio	1 L
Solución buffer fosfatos 5% p/v	25 g de fosfato tribásico de sodio	0.5 L
Solución estándar de fenol	62.5 g de fenol Aforar con metanol	0.1 L
Solución de fenato	75 mL de la solución estándar de fenol + 0.1 g de nitroferrocianuro de sodio.	0.5 L
Solución de hidróxido de sodio 27% p/v	67.5 g de hidróxido de sodio	0.25 L
Solución blanqueadora alcalino	150 mL de la solución de hidróxido de sodio 27% + 75 mL de blanqueador comercial Cloralex.	0.5 L
Solución de cloruro de magnesio 1.25 M	25 g de cloruro de magnesio hexahidratado	0.1 L
Solución de hidróxido de sodio 2.25 M	9 g de NaOH	0.1 L
Solución buffer HCl/NaOH 0.01N	0.4 g de hidróxido de sodio + 0.839 mL de HCl	1L
Solución buffer HCl/NaOH 0.1N	4 g de hidróxido de sodio + 8.39 mL de HCl	1 L
Solución buffer HCl/NaOH 1N	40g de hidróxido de sodio + 83.915 mL de HCl	1 L
Acetato de sodio 1 N	16.4 g de CH ₃ COONa	0.2 L

Tabla 4.2 (Continuación)

Solución	Masa o Volumen de Reactivo	Volumen preparado
Acetato de amonio 1 N	15.41 g de $\text{CH}_3\text{COONH}_4$	0.2 L
Cloruro de amonio 50 mg/L	5 mL de cloruro de amonio 1000 ppm	0.1 L
Cloruro de amonio 100 mg/L	10 mL de cloruro de amonio 1000 ppm	0.1 L
Cloruro de amonio 200 mg/L	20 mL de cloruro de amonio 1000 ppm	0.1 L
Cloruro de amonio 300 mg/L	30 mL de cloruro de amonio 1000 ppm	0.1 L
Cloruro de amonio 400 mg/L	40 mL de cloruro de amonio 1000 ppm	0.1 L
Cloruro de amonio 500 mg/L	50 mL de cloruro de amonio 1000 ppm	0.1 L
Cloruro de amonio 600 mg/L	60 mL de cloruro de amonio 1000 ppm	0.1 L

4.4 Instrumentos y equipos analíticos

Los equipos analíticos y de uso general empleados en la realización experimental de este trabajo se enlistan en la Tabla 4.3.

Tabla 4.3. Instrumentos y equipos analíticos.

Equipo	Marca	Modelo	Aplicación
Balanza Analítica	Mettler	AE200	Cuantificación de la masa de reactivos y adsorbentes
Potenciómetro	Thermo Scientific	Orion 4 Star	Medición de pH de las soluciones

Tabla 4.3 (Continuación)

Equipo	Marca	Modelo	Aplicación
Sonicador	BRASON	2510	Preparación de soluciones patrón
Recirculador	PolyScience	Sous Vide	Control de Temperatura del baño termostático
Agitador orbital	Yellow Line	OS 2 Basic	Agitación de la solución dentro de los adsorbedores de lote
Placa de Agitación y Calentamiento	1002-29	Fisher Scientific	Agitación y calentamiento de soluciones
Centrifuga	Centurion Scientific	K3 Series	Centrifugación de los adsorbedores de lote para separar las partículas de la solución
Espectrofotómetro UV-Vis	Shimadzu	2600	Determinación de las concentraciones de Amonio.
Mufla	Felisa	FE-340	Calcinación o tratamiento térmico de Materiales
Fisiorción de Nitrógeno	Micromeritics	ASAP 2020	Determinación de las propiedades de textura de los materiales

Tabla 4.3 (Continuación)

Equipo	Marca	Modelo	Aplicación
Microscopio Electrónico de Barrido	JEOL	JSM-6610LV	Caracterización morfológica y de la superficie de los materiales
Difractómetro de Rayos X	Rigaku	DMAX 2000	Identificación de las fases cristalinas de los materiales
Espectrofotómetro de infrarrojo FTIR-ATR	Thermo Scientific	Nicolet iS10	Identificación de los grupos funcionales de los materiales
Zetámetro	Malvern	Zetasizer 4	Determinación de la distribución de la carga superficial de los materiales
Analizador Termogravimétrico	TA Instruments	Q500	Determinación de la estabilidad térmica de los materiales
Espectrofotómetro de Absorción Atómica	Varian	SpectrAA-220	Cuantificación de las concentraciones de diferentes metales presentes en solución acuosa.

Tabla 4.3 (Continuación)

Equipo	Marca	Modelo	Aplicación
Espectrofotómetro Raman	Thermo Scientific	DRX Raman Microscope	Identificación de vibraciones moleculares asociadas a grupos funcionales en los materiales carbonosos.
Bomba de Vacío			Generación de vacío en la filtración y lavado de materiales.
Bomba de vacío de diafragma	Air Cadet	420-3901-00FK	Bomba para la obtención de las muestras del adsorbedor de tanque agitado
Bomba de cartucho	Masterflex L/S	7519-06	Bomba de recirculación del adsorbedor de tanque agitado
Portafiltro con embudo	Thermo Scientific	Nalgene	Adsorbedor de tanque agitado con recirculación

4.5 Adsorbedor experimental de lote

Los datos experimentales del equilibrio de adsorción de amonio sobre los materiales se obtuvieron en un adsorbedor experimental de lote, el cual se ilustra en la Figura 4.1. El adsorbedor de lote consiste en un tubo de centrífuga de 50 mL. Dentro de cada adsorbedor, se agrega una solución de amonio de concentración inicial conocida (en este caso concentraciones entre 50 y 600 mg/L) y una determinada masa de material adsorbente. La temperatura de la solución en el adsorbedor se mantiene constante durante la adsorción de amonio, colocando los adsorbedores en una gradilla y se sumergen parcialmente en un baño de temperatura constante. El baño de temperatura constante es un recipiente de acrílico con un recirculador de agua, que cumple la función de mantener constante la temperatura en todos los experimentos de adsorción.

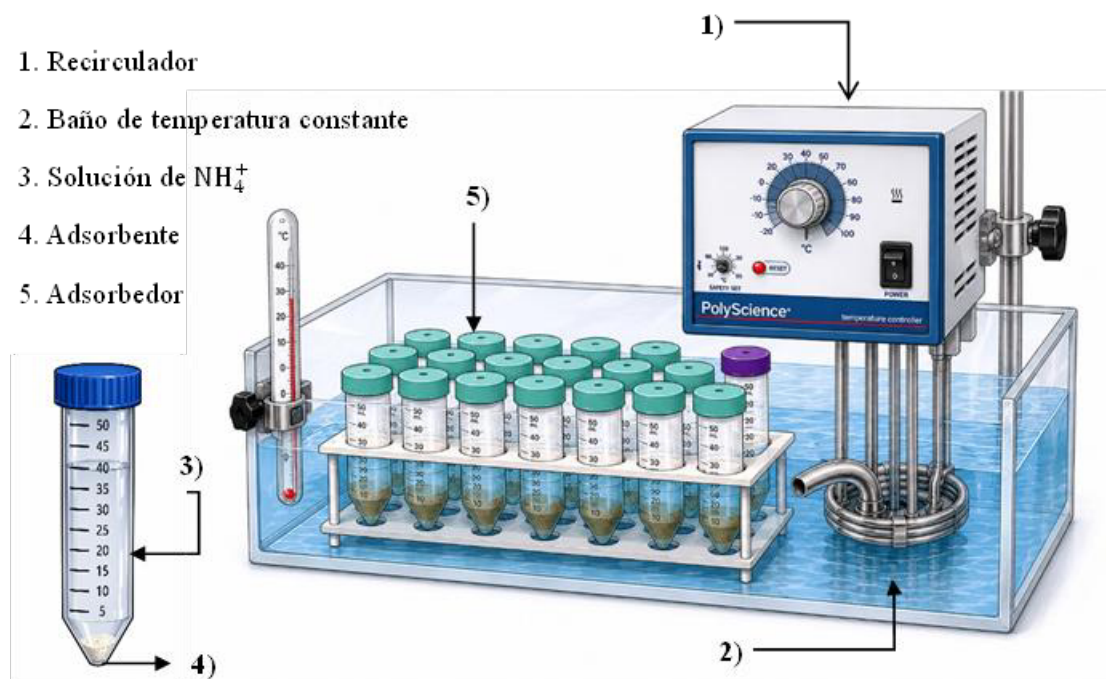


Figura 4.1. Adsorbedor experimental de lote.

Referencias Bibliográficas

Abukhadra, M.R., Adlii, A., El-Sherbeeney, A.M., Ahmed Soliman, A. T., y Abd Elgawad, A.E.E.

(2020). Promoting the decontamination of different types of water pollutants (Cd^{2+} , safranin dye, and phosphate) using a novel structure of exfoliated bentonite admixed with cellulose nanofiber. *J. Environ. Manage.*, 273, 111130.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111130>

Adam, M.R., Othman, M. H. D., Abu Samah, R., Puteh, M.H., Ismail, A.F., Mustafa, A., A.

Rahman, M., y Jaafar, J. (2019). Current trends and future prospects of ammonia removal in wastewater: A comprehensive review on adsorptive membrane development. *Sep. Purif. Technol.*, 213, 114-132. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.12.030>

Aguirre, M.E., Zhou, R., Eugene, A.J., Guzman, M. I., y Grela, M.A. (2017). $\text{Cu}_2\text{O}/\text{TiO}_2$

heterostructures for CO_2 reduction through a direct Z-scheme: Protecting Cu_2O from photocorrosion. *Appl. Catal. B Environ.*, 217, 485–493.

<https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.05.058>

Ahmad, R., y Kumar, R. (2010). Adsorptive removal of congo red dye from aqueous solution using bael shell carbon. *Appl. Surf. Sci.*, 257, 1628–1633.

<https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2010.08.111>

Ahmed, S., y Iqbal, A. (2018). Synthesis of 2D Magnesium Oxide Nanosheets: A Potential

Material for Phosphate Removal. *Glob. Chall.*, 2, 1800056.

<https://doi.org/10.1002/gch2.201800056>

- Aivalioti, M., Papoulias, P., Kousaiti, A., y Gidarakos, E. (2012). Adsorption of BTEX, MTBE and TAME on natural and modified diatomite. *J. Hazard. Mater.*, 207, 117–127.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.040>
- Ajamein, H., Haghighi, M., Minaei, S., y Alaei, S. (2018). Texture/phase evolution during microwave fabrication of nanocrystalline multicomponent (Cu/Zn/Al) O metal oxides with varying diethylene glycol content applied in hydrogen production. *Int. J. Hydrogen Energy*, 43, 22838–22851. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.10.174>
- Akhtar, N., Syakir Ishak, M. I., Bhawani, S.A., y Umar, K. (2021). Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: A review. *Water.*, 13, 2660.
<https://doi.org/10.3390/w13192660>
- Al-Ghouti, M.A., y Da'ana, D.A. (2020). Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. *J. Hazard. Mater.*, 393, 122383.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>
- Alharthi, F. A., Alghamdi, A.A., Al-Zaqri, N., Alanazi, H.S., Alsyahi, A.A., Marghany, A. El, y Ahmad, N. (2020). Facile one-pot green synthesis of Ag–ZnO Nanocomposites using potato peel and their Ag concentration dependent photocatalytic properties. *Sci. Rep.*, 10, 20229. <https://doi.org/10.1038/S41598-020-77426-Y>
- Ali, I., Alharbi, O.M.L., Tkachev, A., Galunin, E., Burakov, A., y Grachev, V.A. (2018). Water treatment by new-generation graphene materials: hope for bright future. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 7315–7329. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1315-9>
- Alrumman, S.A., El-Kott, A.F., y Kehsk, M.A. (2016). Water pollution: Source and treatment. *Am. J. Environ. Eng.*, 6, 88–98. <https://doi.org/10.5923/j.ajee.20160603.02>

- Alshameri, A., He, H., Zhu, J., Xi, Y., Zhu, R., Ma, L., y Tao, Q. (2018). Adsorption of ammonium by different natural clay minerals: Characterization, kinetics and adsorption isotherms. *Appl. Clay Sci.*, 159, 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.11.007>
- Alvarado, E., Torres-Martinez, L.M., Fuentes, A.F., y Quintana, P. (2000). Preparation and characterization of MgO powders obtained from different magnesium salts and the mineral dolomite. *Polyhedron*, 19, 2345–2351. [https://doi.org/10.1016/S0277-5387\(00\)00570-2](https://doi.org/10.1016/S0277-5387(00)00570-2)
- Angar, Y., Djelali, N.E., y Kebbouche-Gana, S. (2017). Investigation of ammonium adsorption on Algerian natural bentonite. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 24, 11078–11089. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6500-0>
- Ayawei, N., Ebelegi, A.N., y Wankasi, D. (2017). Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms. *J. Chem.*, 2017, 3039817. <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>
- Bai, Z., y Zhang, Y. (2017). A Cu₂O/Cu₂S-ZnO/CdS tandem photoelectrochemical cell for self-driven solar water splitting. *J. Alloys Compd.*, 698, 133–140. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2016.12.261>
- Bakeev, K.A. (Ed.). (2010). *Process analytical technology: Spectroscopic tools and implementation strategies for the chemical and pharmaceutical industries* (2nd ed.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470689592>
- Balci, S. (2004). Nature of ammonium ion adsorption by sepiolite: analysis of equilibrium data with several isotherms. *Water Res.*, 38, 1129–1138. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.005>

- Bardestani, R., Patience, G.S., y Kaliaguine, S. (2019). Experimental methods in chemical engineering: specific surface area and pore size distribution measurements—BET, BJH, and DFT. *Can. J. Chem. Eng.*, 97, 2781–2791. <https://doi.org/10.1002/cjce.23632>
- Bhatnagar, A., Hogland, W., Marques, M., y Sillanpää, M. (2013). An overview of the modification methods of activated carbon for its water treatment applications. *Chem. Eng. J.*, 219, 499–511. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.12.038>
- Bhattacharya, S., Gupta, A.B., Gupta, A., y Pandey, A. (2018). *Water remediation.*, 246. Springer Singapore. <http://www.springer.com/series/15901>
- Bhuyan, M.S.A., Uddin, M.N., Islam, M.M., Bipasha, F.A., y Hossain, S.S. (2016). Synthesis of graphene. *Int. Nano Lett.* 6, 65–83. <https://doi.org/10.1007/s40089-015-0176-1>
- Bodirsky, B.L., Popp, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J. P., Rolinski, S., Weindl, I., Schmitz, C., Müller, C., Bonsch, M., Humpenöder, F., Biewald, A., y Stevanovic, M. (2014). Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. *Nat. Commun.*, 5, 3858. <https://doi.org/10.1038/ncomms4858>
- Botle, A., Singhal, R.K., Basu, H., V, M., y Masih, J. (2020). Health risk assessment of heavy metals associated with Coarse and Quasi-accumulative airborne particulate matter in Mumbai City situated on the Western Coast of India. *Environ. Technol. Innov.*, 19, 100857. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100857>
- Brigante, M., y Avena, M. (2016). Biotemplated synthesis of mesoporous silica for doxycycline removal. Effect of pH, temperature, ionic strength and Ca_2^+ concentration on the adsorption behaviour. *Microporous Mesoporous Mater.*, 225, 534–542. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2016.01.035>

- Burakov, A.E., Galunin, E.V., Burakova, I.V., Kucheroва, A.E., Agarwal, S., Tkachev, A.G., y Gupta, V.K. (2018). Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 148, 702–712. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.034>
- Cai, G., y Ye, Z. long. (2022). Concentration-dependent adsorption behaviors and mechanisms for ammonium and phosphate removal by optimized Mg-impregnated biochar. *J. Clean. Prod.*, 349, 131453. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131453>
- Canfield, D.E., Glazer, A. N., y Falkowski, P. G. (2010). The evolution and future of Earth's nitrogen cycle. *Science*, 330, 192–196. <https://doi.org/10.1126/science.1186120>
- Canfield, D.E., Glazer, A.N., y Falkowski, P.G. (2010). The evolution and future of Earth's nitrogen cycle. *Science*, 330, 192–196. <https://doi.org/10.1126/science.1186120>
- Cao, J., Yang, Z. hui, Xiong, W. ping, Zhou, Y. yu, Peng, Y. rong, Li, X., Zhou, C. yun, Xu, R., y Zhang, Y. ru. (2018). One-step synthesis of Co-doped UiO-66 nanoparticle with enhanced removal efficiency of tetracycline: Simultaneous adsorption and photocatalysis. *Chem. Eng. J.*, 353, 126–137. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.07.060>
- Chai, W.S., Tan, W.G., Halimatul Munawaroh, H.S., Gupta, V.K., Ho, S.H., y Show, P.L. (2021). Multifaceted roles of microalgae in the application of wastewater biotreatment: A review. *Environ. Pollut.*, 269, 116236. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116236>
- Chen, F., An, W., Liu, L., Liang, Y., y Cui, W. (2017). Highly efficient removal of bisphenol A by a three-dimensional graphene hydrogel-AgBr/rGO exhibiting adsorption/photocatalysis synergy. *Appl. Catal. B Environ.*, 217, 65–80. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.05.078>

- Chen, F., Yang, Q., Wang, S., Yao, F., Sun, J., Wang, Y., Zhang, C., Li, X., Niu, C., Wang, D., y Zeng, G. (2017). Graphene oxide and carbon nitride nanosheets co-modified silver chromate nanoparticles with enhanced visible-light photoactivity and anti-photocorrosion properties towards multiple refractory pollutants degradation. *Appl. Catal. B Environ.*, 209, 493–505. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.03.026>
- Chen, F., Yang, Q., Wang, Y., Yao, F., Ma, Y., Huang, X., Li, X., Wang, D., Zeng, G., y Yu, H. (2018). Efficient construction of bismuth vanadate-based Z-scheme photocatalyst for simultaneous Cr (VI) reduction and ciprofloxacin oxidation under visible light: Kinetics, degradation pathways and mechanism. *Chem. Eng. J.*, 348, 157–170. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.04.170>
- Cheng, H., Zhu, Q., y Xing, Z. (2019). Adsorption of ammonia nitrogen in low temperature domestic wastewater by modification bentonite. *J. Clean. Prod.*, 233, 720–730. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.079>
- Cheng, Y., Huang, T., Shi, X., Wen, G., y Sun, Y. (2017). Removal of ammonium ion from water by Na-rich birnessite: Performance and mechanisms. *J. Environ. Sci.*, 57, 402–410. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.11.015>
- Coates, J. (2000). Interpretation of infrared spectra, a practical approach. En R.A. Meyers (Ed.), *Encyclopedia of Analytical Chemistry*. John Wiley y Sons. <https://doi.org/10.1002/9780470027318.a5606>
- Crini, G. (2005). Recent developments in polysaccharide-based materials used as adsorbents in wastewater treatment. *Prog. Polym. Sci.*, 30, 38–70. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2004.11.002>

- Crini, G., y Lichtfouse, E. (2019). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environ. Chem. Lett.*, 17, 145–155. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0785-9>
- Crini, G., y Lichtfouse, E. (2019). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environ. Chem. Lett.*, 17, 145–155. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0785-9>
- Cruz, H., Law, Y.Y., Guest, J.S., Rabaey, K., Batstone, D., Laycock, B., Verstraete, W., y Pikaar, I. (2019). Mainstream ammonium recovery to advance sustainable urban wastewater management. *Environ. Sci. Technol.*, 53, 11066–11079. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00603>
- Das, R. (2017). Nanohybrid catalyst based on carbon nanotube: A step-by-step guideline from preparation to demonstration. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-58151-4>
- Das, R.S., y Agrawal, Y.K. (2011). Raman spectroscopy: Recent advancements, techniques and applications. *Vib. Spectrosc.*, 57, 163–176. <https://doi.org/10.1016/j.vibspec.2011.08.003>
- Delgado, A.V., González-Caballero, F., Hunter, R.J., Koopal, L.K., y Lyklema, J. (2007). Measurement and interpretation of electrokinetic phenomena. *J. Colloid Interface Sci.*, 309, 194–224. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2006.12.075>
- Dong, W., Wang, D., Wang, H., Li, M., Chen, F., Jia, F., Yang, Q., Li, X., Yuan, X., Gong, J., Li, H., y Ye, J. (2019). Facile synthesis of In₂S₃/UiO-66 composite with enhanced adsorption performance and photocatalytic activity for the removal of tetracycline under visible light irradiation. *J. Colloid Interface Sci.*, 535, 444–457. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2018.10.008>

- Dong, Y., Yuan, H., Zhang, R., y Zhu, N. (2019). Removal of ammonia nitrogen from wastewater: A review. *Trans. ASABE*, 62, 1767–1778. <https://doi.org/10.13031/trans.13671>
- Dotto, G.L., y McKay, G. (2020). Current scenario and challenges in adsorption for water treatment. *J. Environ. Chem. Eng.*, 8, 103988. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2020.103988>
- Dotto, G.L., y McKay, G. (2020). Current scenario and challenges in adsorption for water treatment. *J. Environ. Chem. Eng.*, 8, 103988. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103988>
- Fan, W., Yu, X., Lu, H. C., Bai, H., Zhang, C., y Shi, W. (2016). Fabrication of $\text{TiO}_2/\text{RGO}/\text{Cu}_2\text{O}$ heterostructure for photoelectrochemical hydrogen production. *Appl. Catal. B Environ.*, 181, 7–15. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.07.032>
- Farghali, M., Chen, Z., Osman, A. I., Ali, I. M., Hassan, D., Ihara, I., Rooney, D.W., y Yap, P.S. (2024). Strategies for ammonia recovery from wastewater: a review. *Environ. Chem. Lett.*, 22, 2699–2751. <https://doi.org/10.1007/s10311-024-01768-6>
- Figueiredo, J.L., Pereira, M.F.R., Freitas, M.M.A., y Órfão, J.J.M. (1999). Modification of the surface chemistry of activated carbons. *Carbon*, 37, 1379-1389. [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(98\)00333-9](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(98)00333-9)
- Foo, K.Y., y Hameed, B.H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chem. Eng. J.*, 156, 2–10. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2009.09.013>
- Gan, Y., Wei, Y., Xiong, J., y Cheng, G. (2018). Impact of post-processing modes of precursor on adsorption and photocatalytic capability of mesoporous TiO_2 nanocrystallite aggregates towards ciprofloxacin removal. *Chem. Eng. J.*, 349, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.05.051>

- Ge, L., Han, C., y Liu, J. (2011). Novel visible light-induced g-C₃N₄/Bi₂WO₆ composite photocatalysts for efficient degradation of methyl orange. *Appl. Catal. B Environ.*, 108, 100–107. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2011.08.014>
- Gomri, M., Abderrazak, H., Chabbah, T., Souissi, R., Saint-Martin, P., Casabianca, H., Chatti, S., Mercier, R., Errachid, A., Hammami, M., y Jaffrezic-Renault, N. (2020). Adsorption characteristics of aromatic pollutants and their halogenated derivatives on bio-based poly(ether-pyridine)s. *J. Environ. Chem. Eng.*, 8, 104333. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104333>
- Guan, R., Yuan, X., Wu, Z., Wang, H., Jiang, L., Zhang, J., Li, Y., Zeng, G., y Mo, D. (2018). Accelerated tetracycline degradation by persulfate activated with heterogeneous magnetic Ni_xFe_{3-x}O₄ catalysts. *Chem. Eng. J.*, 350, 573–584. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.05.195>
- Guo, N., Liang, Y., Lan, S., Liu, L., Ji, G., Gan, S., Zou, H., y Xu, X. (2014). Uniform TiO₂-SiO₂ hollow nanospheres: Synthesis, characterization and enhanced adsorption-photodegradation of azo dyes and phenol. *Appl. Surf. Sci.*, 305, 562–574. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2014.03.136>
- Guo, S., Jiang, Y., Liu, T., Zhao, J., Huang, J., y Fang, Y. (2018). Investigations on interactions between sodium species and coal char by thermogravimetric analysis. *Fuel*, 214, 561–568. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.11.069>
- Guo, X., y Mei, N. (2014). Assessment of the toxic potential of graphene family nanomaterials. *J. Food Drug Anal.*, 22, 105–115. <https://doi.org/10.1016/j.jfda.2014.01.009>

- Guo, Y., Zhang, H., y Liu, Y. (2018). Desorption characteristics and kinetic parameters determination of molecular sieve by thermogravimetric analysis/differential thermogravimetric analysis technique. *Adsorpt. Sci. Technol.*, 36, 1389–1404. <https://doi.org/10.1177/0263617418772665>
- Gupta, V.K., Sadegh, H., Yari, M., Shahryari Ghoshekandi, R., Maazinejad, B., y Chahardori, M. (2015). Removal of ammonium ions from wastewater a short review in development of efficient methods. *Glob. J. Environ. Sci. Manag.*, 1, 149–158. <https://doi.org/10.7508/gjesm.2015.02.007>
- Hou, J., Huang, L., Yang, Z., Zhao, Y., Deng, C., Chen, Y., y Li, X. (2016). Adsorption of ammonium on biochar prepared from giant reed. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 23, 19107–19115. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7084-4>
- Huang, J., Kankanamge, N.R., Chow, C., Welsh, D.T., Li, T., y Teasdale, P.R. (2018). Removing ammonium from water and wastewater using cost-effective adsorbents: A review. *J. Environ. Sci.*, 63, 174–197. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.09.009>
- Jiang, T., Bujoli-Doeuff, M., Gautron, E., Farré, Y., Cario, L., Pellegrin, Y., Boujtita, M., Odobel, F., y Jobic, S. (2018). Cu₂O /CuO core-shell nanoparticles as photocathode for p-type dye sensitized solar cell. *J. Alloys Compd.*, 769, 605–610. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2018.07.328>
- Jing, Q., Xiu, C.L., Huang, X.D., Tang, C.J., Guo, H., y Wang, W. (2017). Behavior of ammonium adsorption by clay mineral halloysite. *Trans. Nonferrous Met. Soc. China*, 27, 1627–1635. [https://doi.org/10.1016/S1003-6326\(17\)60185-7](https://doi.org/10.1016/S1003-6326(17)60185-7)

- Jørgensen, P.L., y Petersen, J. (1975). Purification and characterization of (Na⁺, K⁺)-ATPase. V. Conformational changes in the enzyme. Transitions between the Na-form and the K-form studied with tryptic digestion as a tool. *Biochim. Biophys. Acta Biomembr.*, 401, 399–415.
[https://doi.org/10.1016/0005-2736\(75\)90239-4](https://doi.org/10.1016/0005-2736(75)90239-4)
- Jørgensen, S.E. (1976). A eutrophication model for a lake. *Ecol. Model.*, 2, 147–165.
[https://doi.org/10.1016/0304-3800\(76\)90030-2](https://doi.org/10.1016/0304-3800(76)90030-2)
- Jorgensen, S.E., Libor, O., Lea Graber, K., y Barkacs, K. (1976). Ammonia removal by use of clinoptilolite. *Water Res.*, 10, 213–224. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(76\)90130-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(76)90130-5)
- Karri, R.R., Sahu, J.N., y Chimmiri, V. (2018). Critical review of abatement of ammonia from wastewater. *J. Mol. Liq. Elsevier B.V.*, 261, 21–31.
<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.03.120>
- Khatamian, M., y Alaji, Z. (2012). Efficient adsorption-photodegradation of 4-nitrophenol in aqueous solution by using ZnO/HZSM-5 nanocomposites. *Desalination*, 286, 248–253.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.031>
- Khraisheh, M.A.M., Al-degs, Y.S., y McMinn, W.A.M. (2004). Remediation of wastewater containing heavy metals using raw and modified diatomite. *Chem. Eng. J.*, 99, 177–184.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2003.11.029>
- König, U., y Verryn, S.M.C. (2021). Heavy mineral sands mining and downstream processing: Value of mineralogical monitoring using xrd. *Minerals.*, 11, 1253.
<https://doi.org/10.3390/min11111253>

- Kosgey, K., Zungu, P.V., Bux, F., y Kumari, S. (2022). Biological nitrogen removal from low carbon wastewater. *Front. Microbiol.*, 13, 968812.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.968812>
- Kosmulski, M. (2016). Isoelectric points and points of zero charge of metal (hydr)oxides: 50 years after Parks' review. *Adv. Colloid Interface Sci.*, 238, 1–61.
<https://doi.org/10.1016/J.CIS.2016.10.005>
- Kosmulski, M. (2020). The pH dependent surface charging and points of zero charge. VIII. Update. *Adv. Colloid Interface Sci.*, 275, 102064. <https://doi.org/10.1016/J.CIS.2019.102064>
- Kumar, A., Kumar, A., Sharma, G., Al-Muhtaseb, A. H., Naushad, M., Ghfar, A.A., y Stadler, F. J. (2018). Quaternary magnetic BiOCl/g-C₃N₄/Cu₂O /Fe₃O₄ nano-junction for visible light and solar powered degradation of sulfamethoxazole from aqueous environment. *Chem. Eng. J.*, 334, 462–478. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.049>
- Kurosawa, R., Takeuchi, M., y Ryu, J. (2021). Fourier-transform infrared and X-ray diffraction analyses of the hydration reaction of pure magnesium oxide and chemically modified magnesium oxide. *RSC Adv.*, 11, 24292–24311. <https://doi.org/10.1039/d1ra04290d>
- Kuypers, M.M.M., Marchant, H.K., y Kartal, B. (2018). The microbial nitrogen-cycling network. *Nat. Rev. Microbiol.*, 16, 263–276. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2018.9>
- Kuypers, M.M.M., Marchant, H.K., y Kartal, B. (2018). The microbial nitrogen-cycling network. *Nat. Rev. Microbiol.*, 16, 263–276. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2018.9>
- Lai, C., Zhang, M., Li, B., Huang, D., Zeng, G., Qin, L., Liu, X., Yi, H., Cheng, M., Li, L., Chen, Z., y Chen, L. (2019). Fabrication of CuS/BiVO₄ (0 4 0) binary heterojunction

- photocatalysts with enhanced photocatalytic activity for Ciprofloxacin degradation and mechanism insight. *Chem. Eng. J.*, 358, 891–902. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.072>
- Largitte, L., y Pasquier, R. (2016). A review of the kinetics adsorption models and their application to the adsorption of lead by an activated carbon. *Chem. Eng. Res. Des.*, 109, 495–504. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2016.02.006>
- Lei, C., Zhu, X., Zhu, B., Jiang, C., Le, Y., y Yu, J. (2017). Superb adsorption capacity of hierarchical calcined Ni/Mg/Al layered double hydroxides for Congo red and Cr (VI) ions. *J. Hazard. Mater.*, 321, 801–811. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.09.070>
- Lever, T., Haines, P., Rouquerol, J., Charsley, E.L., Van Eckeren, P., y Burlett, D.J. (2014). ICTAC nomenclature of thermal analysis (IUPAC Recommendations 2014). *Pure Appl. Chem.*, 86, 545–553. <https://doi.org/10.1515/pac-2012-0609>
- Leyva-Ramos, R., Aguilar-Armenta, G., Gonzalez-Gutierrez, L.V., Guerrero-Coronado, R.M., y Mendoza-Barron, J. (2004). Ammonia exchange on clinoptilolite from mineral deposits located in Mexico. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 79, 651–657. <https://doi.org/10.1002/jctb.1035>
- Leyva-Ramos, R., Monsivais-Rocha, J.E., Aragon-Piña, A., Berber-Mendoza, M.S., Guerrero-Coronado, R.M., Alonso-Davila, P., y Mendoza-Barron, J. (2010). Removal of ammonium from aqueous solution by ion exchange on natural and modified chabazite. *J. Environ. Manage.*, 91, 2662–2668. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2010.07.035>
- Leyva-Ramos, R., y Geankoplis, C. J. (1985). Model simulation and analysis of surface diffusion of liquids in porous solids. *Chem. Eng. Sci.*, 40, 799–807. [https://doi.org/10.1016/0009-2509\(85\)85032-6](https://doi.org/10.1016/0009-2509(85)85032-6)

- Li, H., Li, J., Xu, C., Yang, P., Ng, D.H.L., Song, P., y Zuo, M. (2017). Hierarchically porous MoS₂/CoAl-LDH/HCF with synergistic adsorption-photocatalytic performance under visible light irradiation. *J. Alloys Compd.*, 698, 852–862.
<https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2016.12.310>
- Li, L., y Zhang, C. (2025). Role of Natural and Modified Clay Minerals in Microbial Hydrocarbon Biodegradation. *Minerals. Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI).*, 15, 1120.
<https://doi.org/10.3390/min15111120>
- Li, P., y Wu, J. (2019). Drinking Water Quality and Public Health. *Expo. Health*, 11, 73–79.
<https://doi.org/10.1007/s12403-019-00299-8>
- Li, R., Wang, J. J., Zhou, B., Zhang, Z., Liu, S., Lei, S., y Xiao, R. (2017). Simultaneous capture removal of phosphate, ammonium and organic substances by MgO impregnated biochar and its potential use in swine wastewater treatment. *J. Clean. Prod.*, 147, 96–107.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.069>
- Li, X., Zhang, Y., Jing, L., y He, X. (2016). Novel N-doped CNTs stabilized Cu₂O nanoparticles as adsorbent for enhancing removal of Malachite Green and tetrabromobisphenol A. *Chem. Eng. J.*, 292, 326–339. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.02.043>
- Liu, J., Gao, Z., Han, H., Wu, D., Xu, F., Wang, H., y Jiang, K. (2012). Mesoporous Cu₂O submicro-spheres, facile synthesis and the selective adsorption properties. *Chem. Eng. J.*, 185, 151–159. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.01.064>
- Liu, Y., Ma, S.S., Ibrahim, S.A., Li, E.H., Yang, H., y Huang, W. (2015). Identification and antioxidant properties of polyphenols in lotus seed epicarp at different ripening stages. *Food Chem.*, 185, 159–164. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.03.117>

- Liu, Z., Xue, Y., Gao, F., Cheng, X., y Yang, K. (2016). Removal of ammonium from aqueous solutions using alkali-modified biochars. *Chem. Speciat. Bioavailab.*, 28, 26–32.
<https://doi.org/10.1080/09542299.2016.1142833>
- Lyu, J., Ge, M., Hu, Z., y Guo, C. (2020). One-pot synthesis of magnetic CuO/Fe₂O₃/CuFe₂O₄ nanocomposite to activate persulfate for levofloxacin removal: Investigation of efficiency, mechanism and degradation route. *Chem. Eng. J.*, 389, 124456.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124456>
- Ma, J., Ding, J., Li, L., Zou, J., Kong, Y., y Komarneni, S. (2015). In situ reduction for synthesis of nano-sized Cu₂O particles on MgCuAl-LDH layers for degradation of orange II under visible light. *Ceram. Int.*, 41, 3191–3196. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2014.10.172>
- Ma, J., Wang, K., Li, L., Zhang, T., Kong, Y., y Komarneni, S. (2015). Visible-light photocatalytic decolorization of Orange II on Cu₂O/ZnO nanocomposites. *Ceram. Int.*, 41, 2050–2056.
<https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2014.09.137>
- Ma, Y., Liu, D.L., Schwenke, G., y Yang, B. (2019). The global warming potential of straw-return can be reduced by application of straw-decomposing microbial inoculants and biochar in rice-wheat production systems. *Environ. Pollut.*, 252, 835–845.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.006>
- Madikizela, L.M., y Chimuka, L. (2016). Synthesis, adsorption and selectivity studies of a polymer imprinted with naproxen, ibuprofen and diclofenac. *J. Environ. Chem. Eng.*, 4, 4029–4037.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.09.012>

- Malekian, R., Abedi-Koupai, J., Eslamian, S.S., Mousavi, S.F., Abbaspour, K.C., y Afyuni, M. (2011). Ion-exchange process for ammonium removal and release using natural Iranian zeolite. *Appl. Clay Sci.*, 51, 323–329. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2010.12.020>
- Malovanyy, A., Sakalova, H., Yatchyshyn, Y., Plaza, E., y Malovanyy, M. (2013). Concentration of ammonium from municipal wastewater using ion exchange process. *Desalination*, 329, 93–102. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.09.009>
- Mao, P., Qi, L., Liu, X., Liu, Y., Jiao, Y., Chen, S., y Yang, Y. (2017). Synthesis of Cu/Cu₂O hydrides for enhanced removal of iodide from water. *J. Hazard. Mater.*, 328, 21–28. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.12.065>
- Marmolejo-Contreras, J. de la C., Leyva-Ramos, R., Carrales-Alvarado, D.H., Valdez-García, G. D., y Naranjo-Zapot, B. V. (2025). Adsorption of ammonium from water solution onto natural and modified palygorskite. *MRS Adv.*, 10, 301–307. <https://doi.org/10.1557/s43580-024-01027-4>
- Martins, T.H., Souza, T.S.O., y Foresti, E. (2017). Ammonium removal from landfill leachate by Clinoptilolite adsorption followed by bioregeneration. *J. Environ. Chem. Eng.*, 5, 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.11.024>
- Medellin-Castillo, N.A., Leyva-Ramos, R., Ocampo-Pérez, R., De La Cruz, R.F.G., Aragon-Piña, A., Martinez-Rosales, J.M., Guerrero-Coronado, R.M., y Fuentes-Rubio, L. (2007). Adsorption of fluoride from water solution on bone char. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 46, 9205–9212. <https://doi.org/10.1021/ie070023n>
- Medellin-Castillo, N.A., Padilla-Ortega, E., Regules-Martínez, M.C., Leyva-Ramos, R., Ocampo-Pérez, R., y Carranza-Alvarez, C. (2017). Single and competitive adsorption of Cd (II) and

- Pb (II) ions from aqueous solutions onto industrial chili seeds (*Capsicum annuum*) waste. *Sustain. Environ. Res.*, 27, 61–69. <https://doi.org/10.1016/J.SERJ.2017.01.004>
- Mishra, S., Singh, V., Liu, C., Hussain, A., y Örmeci, B. (2022). Nitrogen removal from wastewater: A comprehensive review of biological nitrogen removal processes, critical operation parameters and bioreactor design. *J. Environ. Chem. Eng.*, 10(3), 107387. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107387>
- Mittal, A., Kurup, L., y Mittal, J. (2007). Freundlich and Langmuir adsorption isotherms and kinetics for the removal of Tartrazine from aqueous solutions using hen feathers. *J. Hazard. Mater.*, 146, 243–248. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.12.012>
- Mohamed, M.A., Elessawy, N.A., Carrasco-Marín, F., y Hamad, H.A. (2019). A novel one-pot facile economic approach for the mass synthesis of exfoliated multilayered nitrogen-doped graphene-like nanosheets: New insights into the mechanistic study. *Phys. Chem. Chem. Phys.*, 21, 13611–13622.
- Moos, R., Graff, I. L., de Oliveira, V.S., Schreiner, W.H., y Bezerra, A.G. (2017). Influence of plasmon coupling on the photoluminescence of ZnS/Ag nanoparticles obtained by laser irradiation in liquid. *Opt. Mater.*, 72, 98–105. <https://doi.org/10.1016/j.optmat.2017.05.050>
- Moret, S., Dyson, P.J., y Laurenczy, G. (2014). Direct synthesis of formic acid from carbon dioxide by hydrogenation in acidic media. *Nat. Commun.*, 55, 4017. <https://doi.org/10.1038/ncomms5017>
- Mugwili, M.E., Waanders, F.B., Masindi, V., y Fosso-Kankeu, E. (2023). An update on sustainabilities and challenges on the removal of ammonia from aqueous solutions: A state-

of-the-art review. *J. Environ. Manage.*, 347, 119172.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119172>

Mumbi, A.W., y Watanabe, T. (2022). Cost Estimations of Water Pollution for the Adoption of Suitable Water Treatment Technology. *Sustainability*, 14, 649

<https://doi.org/10.3390/su14020649>

Mussa, N.-S., Amantaiuly, K., Azat, S., Amrousse, R., y Toshtay, K. (2025). Modification of diatomite mineral sorbent for the cleanup of petroleum spills on water surfaces. *Euras. Chem.-Technol. J.*, 27, 101–110. <https://doi.org/10.18321/ectj1658>

Nandoost, A., Bahramifar, N., Moghadamnia, A.A., y Kazemi, S. (2022). Adsorption of Malachite Green (MG) as a Cationic Dye on Amberlyst 15, an Ion-Exchange Resin. *J. Environ. Public Health*, 2022, 4593835. <https://doi.org/10.1155/2022/4593835>

Nayantara, y Kaur, P. (2018). Biosynthesis of nanoparticles using eco-friendly factories and their role in plant pathogenicity: a review. *Biotechnol. Res. Innov.*, 2, 63–73.

<https://doi.org/10.1016/j.biori.2018.09.003>

Ofiera, L.M., Wintgens, T., y Kazner, C. (2025). Adsorbent modified constructed wetlands for advanced removal of bulk organics and heavy metals from municipal wastewater effluent.

Environ. Sci.: Water Res. Technol., 11, 2248–2264. <https://doi.org/10.1039/d4ew00870g>

Ofiera, L.M., y Kazner, C. (2025). Influence of Ammonium on the Adsorption and Desorption of Heavy Metals in Natural Zeolites. *Processes*, 13, 2647 <https://doi.org/10.3390/pr13082647>

Pan, D., Fan, Q., Fan, F., Tang, Y., Zhang, Y., y Wu, W. (2017). Removal of uranium contaminant from aqueous solution by chitosan/attapulgitite composite. *Sep. Purif. Technol.*, 177, 86–93.

<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.12.026>

- Pourhakkak, P., Taghizadeh, A., Taghizadeh, M., Ghaedi, M., y Haghdoust, S. (2021). Fundamentals of adsorption technology. *Interface Sci. Technol.*, 33, 1–70.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818805-7.00001-1>
- Pourhakkak, P., Taghizadeh, M., Taghizadeh, A., y Ghaedi, M. (2021). Adsorbent. *Interface Sci. Technol.*, 33, 71–210. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818805-7.00009-6>
- Pressley, T. A., Bishop, D. F., y Roan, S. G. (1972). Ammonia-nitrogen removal by breakpoint chlorination. *Environ. Sci. Technol.*, 6, 622–628. <https://doi.org/10.1021/es60066a006>
- Prosser, J.I. (1989). Autotrophic nitrification in bacteria. *Adv. Microb. Physiol.*, 30, 125–181.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2911\(08\)60112-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2911(08)60112-5)
- Qasem, N.A.A., Mohammed, R.H., y Lawal, D.U. (2021). Removal of heavy metal ions from wastewater: a comprehensive and critical review. *npj Clean Water*, 4, 36.
<https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0>
- Qiu, Y., Li, J., Li, H., Zhao, Q., Wang, H., Fang, H., Fan, D., y Wang, W. (2015). A facile and ultrasensitive photoelectrochemical sensor for copper ions using in-situ electrodeposition of cuprous oxide. *Sens. Actuators B Chem.*, 208, 485–490.
<https://doi.org/10.1016/j.snb.2014.11.061>
- Qiu, Y., Zheng, Z., Zhou, Z., y Sheng, G.D. (2009). Effectiveness and mechanisms of dye adsorption on a straw-based biochar. *Bioresour. Technol.*, 100, 5348–5351.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.054>
- Rad, A.S., Shabestari, S.S., Jafari, S.A., Zardoost, M.R., y Mirabi, A. (2016). N-doped graphene as a nanostructure adsorbent for carbon monoxide: DFT calculations. *Mol. Phys.*, 114, 1756–1762. <https://doi.org/10.1080/00268976.2016.1145748>

- Radwan, O.A., Al-Yaseri, A., Humphrey, J. D., Theravalappil, R., y Abdelnaby, M.M. (2024). Evaluating Diatomaceous Earth for Long-Term Use in Hydrogen Storage. *ACS Omega*, 9, 21580–21586. <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c02415>
- Ramos, R.L., Castillo, N.A.M., Coronado, R.M.G., Mendoza, M.S.B., Piña, A.A., y Azuara, A.J. (2005). Intercambio iónico de plata (I) en solución acuosa sobre clinoptilolita. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 21, 193-200.
- Randall, D.J., y Tsui, T.K.N. (2002). Ammonia toxicity in fish. *Mar. Pollut. Bull.*, 45, 17–23. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00227-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00227-8)
- Reka, A.A., Anovski, T., Bogoevski, S., Pavlovski, B., y Boškovski, B. (2014). Physical-chemical and mineralogical-petrographic examinations of diatomite from deposit near village of Rožden, Republic of Macedonia. *Geol. Maced.*, 28, 121–126. <https://doi.org/10.46763/geol1428121r>
- Ren, Y., Ngo, H.H., Guo, W., Wang, D., Peng, L., Ni, B.J., Wei, W., y Liu, Y. (2020). New perspectives on microbial communities and biological nitrogen removal processes in wastewater treatment systems. *Bioresour. Technol.*, 297, 122491. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122491>
- Renau-Piqueras, J., y Faura, M. (1994). Principios básicos del microscopio electrónico de barrido. Sección de Microscopía Electrónica, Centro de Investigación, Hospital "La Fe". Repositorio Institucional da Universidade da Coruña (RUC). <https://ruc.udc.es/rest/api/core/bitstreams/9bf44fea-a8d1-4107-af36-e4f1ef0dfb28/content>

- Rouquerol, F., Rouquerol, J., Sing, K.S.W., Llewellyn, P., y Maurin, G. (2014). Adsorption by powders and porous solids: Principles, methodology and applications (2nd ed.). Academic Press
- Saadi, R., Saadi, Z., Fazaeli, R., y Fard, N.E. (2015). Monolayer and multilayer adsorption isotherm models for sorption from aqueous media. *Korean J. Chem. Eng.*, 32, 787–799. <https://doi.org/10.1007/s11814-015-0053-7>
- Sari, F.N.I., Lin, C., y Ting, J.M. (2019). Synthesis and characterizations of $\text{Cu}_2\text{O}/\text{Ni}(\text{OH})_2$ nanocomposite having a double co-catalyst for photoelectrochemical hydrogen production. *Chem. Eng. J.*, 368, 784–794. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.02.169>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2022). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la Nación. *Diario Oficial de la Federación*.
- Senthil Rathi, B., Karan Kumar, S., Senthil Kumar, P., y Rangasamy, G. (2025). Kinetics, mechanism, isotherms, and design analysis on the removal of toxic dye from water using surface-modified agro-waste biomass. *Biomass Convers. Biorefin.*, 15, 4881–4893. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-06279-6>
- Shah, A., Arjunan, A., Baroutaji, A., y Zakharova, J. (2023). A review of physicochemical and biological contaminants in drinking water and their impacts on human health. *Water Sci. Eng.*, 16(4), 333–344. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2023.04.003>

- Shen, H., Wang, J., Jiang, J., Luo, B., Mao, B., y Shi, W. (2017). All-solid-state Z-scheme system of RGO-Cu₂O/Bi₂O₃ for tetracycline degradation under visible-light irradiation. *Chem. Eng. J.*, 313, 508–517. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.161>
- Shu, J., Wang, Z., Huang, Y., Huang, N., Ren, C., y Zhang, W. (2015). Adsorption removal of Congo red from aqueous solution by polyhedral Cu₂O nanoparticles: Kinetics, isotherms, thermodynamics and mechanism analysis. *J. Alloys Compd.*, 633, 338–346. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2015.02.048>
- Sims, R.A., Harmer, S.L., y Quinton, J.S. (2019). The role of physisorption and chemisorption in the oscillatory adsorption of organosilanes on aluminium oxide. *Polymers*, 11, 410. <https://doi.org/10.3390/polym11030410>
- Smith, V.H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: A global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 10, 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Socrates, G. (2001). *Infrared and Raman characteristic group frequencies: Tables and charts* (3rd ed.). John Wiley y Sons.
- Song, C., Guo, B. B., Sun, X. F., Wang, S.G., y Li, Y.T. (2019). Enrichment and degradation of tetracycline using three-dimensional graphene/MnO₂ composites. *Chem. Eng. J.*, 358, 1139–1146. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.119>
- Sotirakou, E., Kladitis, G., Diamantis, N., y Grigoropoulou, H. (1999). Ammonia and phosphorus removal in municipal wastewater treatment plant with extended aeration. *Global Nest J*, 1, 47-53.

- Sultana, S., Mech, S.D., Hussain, F.L., Pahari, P., Borah, G., y Gogoi, P.K. (2020). Green synthesis of graphene oxide (GO)-anchored Pd/Cu bimetallic nanoparticles using: *Ocimum sanctum* as bio-reductant: An efficient heterogeneous catalyst for the Sonogashira cross-coupling reaction. *RSC Adv.*, 10, 23108–23120. <https://doi.org/10.1039/d0ra01189d>
- Sun, J., Yi, X., Yuan, C., Zhu, W., Liao, M., Ye, Y., Liu, D., Liu, H., y Zhuang, S. (2025). Adsorptive removal of radioactive technetium by nanomaterials. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 24, 115–144. <https://doi.org/10.1007/s11157-025-09720-y>
- Thommes, M., Kaneko, K., Neimark, A.V., Olivier, J.P., Rodriguez-Reinoso, F., Rouquerol, J., y Sing, K.S.W. (2015). Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure Appl. Chem.*, 87, 1051–1069. <https://doi.org/10.1515/pac-2014-1117>
- Tong, Z., Yang, D., Xiao, T., Tian, Y., y Jiang, Z. (2015). Biomimetic fabrication of g-C₃N₄/TiO₂ nanosheets with enhanced photocatalytic activity toward organic pollutant degradation. *Chem. Eng. J.*, 260, 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.08.072>
- Tripathi, A., y Rawat Ranjan, M. (2015a). Heavy Metal Removal from Wastewater Using Low Cost Adsorbents. *J. Bioremediat. Biodegrad.*, 06, 315. <https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000315>
- Truong, D.Q., Loganathan, P., Tran, L.M., Vu, D.L., Nguyen, T.V., Vigneswaran, S., y Naidu, G. (2022). Removing ammonium from contaminated water using Purolite C100E: batch, column, and household filter studies. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 29, 16959–16972. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16945-1>

- Valdez-García, G.D., Leyva-Ramos, R., Mendoza-Mendoza, E., Carrales-Alvarado, D.H., Ortiz-Ramos, U., Vazquez-Mendoza, C., y Caudillo-Flores, U. (2026). Synthesis and green surface functionalization of nitrogen-doped carbon-based adsorbent to remove cadmium (II). *Appl. Surf. Sci.*, 726, 165865. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2026.165865>
- Van Breukelen, B.M., y Bonte, M. (2016). Comment on “thermally Released Arsenic in Porewater from Sediments in the Cold Lake Area of Alberta, Canada.” *Environ. Sci. Technol.*, 50, 7263–7264. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02106>
- Velempini, T., Prabakaran, E., y Pillay, K. (2021). Recent developments in the use of metal oxides for photocatalytic degradation of pharmaceutical pollutants in water review. *Mater. Today, Chem.*, 19, 100380. <https://doi.org/10.1016/j.mtchem.2020.100380>
- Wang, D., Jia, F., Wang, H., Chen, F., Fang, Y., Dong, W., Zeng, G., Li, X., Yang, Q., y Yuan, X. (2018). Simultaneously efficient adsorption and photocatalytic degradation of tetracycline by Fe-based MOFs. *J. Colloid Interface Sci.*, 519, 273–284. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2018.02.067>
- Wang, J., Zhang, G., Qiao, S., y Zhou, J. (2023). Comparative assessment of formation pathways and adsorption behavior reveals the role of NaOH of MgO-modified diatomite on phosphate recovery. *Sci. Total Environ.*, 876, 162785. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162785>
- Wang, S., Guan, Y., Wang, L., Zhao, W., He, H., Xiao, J., Yang, S., y Sun, C. (2015). Fabrication of a novel bifunctional material of BIOI/Ag₃VO₄ with high adsorption-photocatalysis for efficient treatment of dye wastewater. *Appl. Catal. B Environ.*, 168, 448–457. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2014.12.047>

- Wells, G.F., Park, H.D., Yeung, C.H., Eggleston, B., Francis, C.A., y Criddle, C.S. (2009). Ammonia-oxidizing communities in a highly aerated full-scale activated sludge bioreactor: Betaproteobacterial dynamics and low relative abundance of Crenarchaea. *Environ. Microbiol.*, 11, 2310–2328. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2009.01958.x>
- World Health Organization. (2022). Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda. World Health Organization.
- Wu, J., Wang, L., Ma, H., y Zhou, J. (2021). Investigation of element migration characteristics and product properties during biomass pyrolysis: A case study of pine cones rich in nitrogen. *RSC Adv.*, 11, 34795–34805. <https://doi.org/10.1039/d1ra06652h>
- Wu, Q., Siddique, M.S., y Yu, W. (2021). Iron-nickel bimetallic metal-organic frameworks as bifunctional Fenton-like catalysts for enhanced adsorption and degradation of organic contaminants under visible light: Kinetics and mechanistic studies. *J. Hazard. Mater.*, 401, 123261. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123261>
- Wu, Y., Lu, J., Meng, M., Dai, J., Lin, X., Gao, J., Li, C., y Yan, Y. (2017). Bioinspired synthesis of pDA/SiO₂-based porous ciprofloxacin-imprinted nanocomposite membrane by a polydopamine-assisted organic-inorganic method. *Chem. Eng. J.*, 309, 263–271. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.044>
- Wu, Z., Zhong, H., Yuan, X., Wang, H., Wang, L., Chen, X., Zeng, G., y Wu, Y. (2014). Adsorptive removal of methylene blue by rhamnolipid-functionalized graphene oxide from wastewater. *Water Res.*, 67, 330–344. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.026>
- Xia, P., Wang, X., Wang, X., Song, J., Wang, H., y Zhang, J. (2016). Struvite crystallization combined adsorption of phosphate and ammonium from aqueous solutions by mesoporous

MgO-loaded diatomite. *Colloids Surf. A Physicochem. Eng. Asp.*, 506, 220–227.

<https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2016.05.101>

Xu, Z., Cao, J., Qin, X., Qiu, W., Mei, J., y Xie, J. (2021). Toxic effects on bioaccumulation, hematological parameters, oxidative stress, immune responses and tissue structure in fish exposed to ammonia nitrogen: A review. *Animals*, 11, 3304.

<https://doi.org/10.3390/ani11113304>

Yang, D., Chen, Q., Liu, R., Song, L., Zhang, Y., y Dai, X. (2022). Ammonia recovery from anaerobic digestate: State of the art, challenges and prospects. *Bioresour. Technol.*, 363, 127957. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127957>

Yang, X., Shang, C., y Huang, J. C. (2005). DBP formation in breakpoint chlorination of wastewater. *Water Res.*, 39, 4755–4767. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.033>

Yi, Z., Loosli, F., Wang, J., Berti, D., y Baalousha, M. (2020). How to distinguish natural versus engineered nanomaterials: insights from the analysis of TiO₂ and CeO₂ in soils. *Environ. Chem. Lett.*, 18, 215–227. <https://doi.org/10.1007/s10311-019-00926-5>

Yue, Y., Peng, Z., Wang, W., Cai, Y., Tan, F., Wang, X., y Qiao, X. (2019). Facile preparation of MgO-loaded SiO₂ nanocomposites for tetracycline removal from aqueous solution. *Powder Technol.*, 347, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2019.02.034>

Yue, Y., Zhang, P., Wang, W., Cai, Y., Tan, F., Wang, X., Qiao, X., y Wong, P. K. (2020). Enhanced dark adsorption and visible-light-driven photocatalytic properties of narrower-band-gap Cu₂S decorated Cu₂O nanocomposites for efficient removal of organic pollutants. *J. Hazard. Mater.*, 384, 121302. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121302>

- Zahajská, P., Opfergelt, S., Fritz, S.C., Stadmark, J., y Conley, D.J. (2020). What is diatomite? *Quaternary Res*, 96, 48–52. <https://doi.org/10.1017/qua.2020.14>
- Zahir, M.H., Rahman, M.M., Irshad, K., y Rahman, M.M. (2019). Shape-stabilized phase change materials for solar energy storage: MgO and Mg (OH)₂ mixed with polyethylene glycol. *Nanomaterials*, 9, 1773. <https://doi.org/10.3390/nano9121773>
- Zhang, C., Ouyang, Z., Yang, Y., Long, X., Qin, L., Wang, W., Zhou, Y., Qin, D., Qin, F., y Lai, C. (2022). Molecular engineering of donor-acceptor structured g-C₃N₄ for superior photocatalytic oxytetracycline degradation. *Chem. Eng. J.*, 448, 137370. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.137370>
- Zhang, L., Niu, C.G., Liang, C., Wen, X. J., Huang, D.W., Guo, H., Zhao, X.F., y Zeng, G.M. (2018). One-step in situ synthesis of CdS/SnO₂ heterostructure with excellent photocatalytic performance for Cr (VI) reduction and tetracycline degradation. *Chem. Eng. J.*, 352, 863–875. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.07.102>
- Zhang, X., Gu, P., Li, X., y Zhang, G. (2017). Efficient adsorption of radioactive iodide ion from simulated wastewater by nano Cu₂O/Cu modified activated carbon. *Chem. Eng. J.*, 322, 129–139. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.102>
- Zhang, Z., Liang, J., Zhang, W., Zhou, M., Zhu, X., Liu, Z., Li, Y., Guan, Z., Lee, C.S., Wong, P. K., Li, H., y Jiang, Z. (2023). Modified-pollen confined hybrid system: A promising union for visible-light-driven photocatalytic antibiotic degradation. *Appl. Catal. B Environ.*, 330, 122621. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2023.122621>

- Zhao, D., y Cai, C. (2021). Cerium-based UiO-66 metal-organic framework for synergistic dye adsorption and photodegradation: A discussion of the mechanism. *Dyes Pigments*, 185, 108957. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2020.108957>
- Zhao, H., Deng, N., Kang, W., Wang, G., Hao, Y., Zhang, Y., y Cheng, B. (2020). The significant effect of octa(aminophenyl)silsesquioxane on the electrospun ion-selective and ultra-strong poly-m-phenyleneisophthalamide separator for enhanced electrochemical performance of lithium-sulfur battery. *Chem. Eng. J.*, 381, 122715. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2019.122715>
- Zhao, Y., Tan, Y., Guo, Y., Gu, X., Wang, X., y Zhang, Y. (2013). Interactions of tetracycline with Cd (II), Cu (II) and Pb (II) and their cosorption behavior in soils. *Environ. Pollut.*, 180, 206–213. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.043>
- Zhong, N., Chen, M., Luo, Y., Wang, Z., Xin, X., y Rittmann, B.E. (2019). A novel photocatalytic optical hollow-fiber with high photocatalytic activity for enhancement of 4-chlorophenol degradation. *Chem. Eng. J.*, 355, 731–739. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.08.167>
- Zhou, H.D., Wang, C.Y., Wang, Q., Xu, B.X., y Zhu, G. (2024). Efficiency, mechanism and application prospect of ammonium adsorption and desorption over a sodium-acetate modified synthetic zeolite. *RSC Adv.*, 14, 17843–17854. <https://doi.org/10.1039/d4ra01547a>
- Zhou, T., Zhang, G., Ma, P., Qiu, X., Zhang, H., Yang, H., y Liu, G. (2018). Efficient degradation of rhodamine B with magnetically separable $\text{Ag}_3\text{PO}_4/\text{MgFe}_2\text{O}_4$ composites under visible irradiation. *J. Alloys Compd.*, 735, 1277–1290. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2017.11.245>

Zhou, Y., Zhu, Y., Zhu, J., Li, C., y Chen, G. (2023). A Comprehensive Review on Wastewater Nitrogen Removal and Its Recovery Processes. *J. Environ. Res. Public Health*, 20, 3429. <https://doi.org/10.3390/ijerph20043429>

Zhuravlev, L.T. (2000). The surface chemistry of amorphous silica. Zhuravlev model. *Colloids Surf., A*, 173, 1–38. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(00\)00556-2](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(00)00556-2)